



**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS
BIOLÓGICAS (ZOOLOGIA)**

**EFEITO DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS E DO AMBIENTE NAS ROTAS DE
MIGRAÇÃO DE AVES NA AMÉRICA DO SUL**

NATÁLIA STEFANINI DA SILVEIRA

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS
BIOLÓGICAS (ZOOLOGIA)**

**EFEITO DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS E DO AMBIENTE NAS ROTAS DE
MIGRAÇÃO DE AVES NA AMÉRICA DO SUL**

NATÁLIA STEFANINI DA SILVEIRA

Tese apresentada ao Instituto de Biociências do Campus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista, como parte dos requisitos para obtenção do título de doutor em Ciências Biológicas (Zooologia).

Orientador: Marco Aurélio Pizo
Ferreira

Coorientador: Thadeu Sobral-Souza

S587e

Silveira, Natália Stefanini da

Efeito das mudanças climáticas e do ambiente nas rotas de migração de aves na América do Sul / Natália Stefanini da Silveira. -- Rio Claro, 2020
101 f. : tabs., mapas

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Biociências, Rio Claro

Orientador: Marco Aurélio Pizo Ferreira

Coorientador: Thadeu Sobral-Souza

1. Mudanças climáticas. 2. Aves Migração. 3. Corredores (Ecologia). 4. Biogeografia. 5. Locomoção animal. I. Título.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA TESE: Efeito das mudanças climáticas e do ambiente nas rotas de migração de aves na América do Sul

AUTORA: NATÁLIA STEFANINI DA SILVEIRA

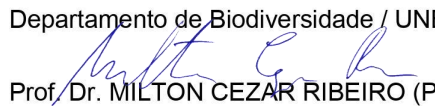
ORIENTADOR: MARCO AURELIO PIZO FERREIRA

COORDENADOR: THADEU SOBRAL DE SOUZA

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Doutora em CIÊNCIAS BIOLÓGICAS (ZOOLOGIA), pela Comissão Examinadora:



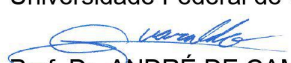
Prof. Dr. MARCO AURELIO PIZO FERREIRA (Participação Virtual)
Departamento de Biodiversidade / UNESP - Instituto de Biociências de Rio Claro - SP



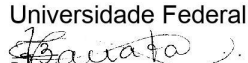
Prof. Dr. MILTON CEZAR RIBEIRO (Participação Virtual)
Departamento de Biodiversidade / UNESP - Instituto de Biociências de Rio Claro - SP



Prof. Dr. MATEUS SOUZA LIMA RIBEIRO (Participação Virtual)
Universidade Federal de Goiás



Prof. Dr. ANDRÉ DE CAMARGO GUARALDO (Participação Virtual)
Universidade Federal de Juiz de Fora



Prof. Dr. THAIS BASTOS ZANATA (Participação Virtual)
Universidade Federal do Mato Grosso

Rio Claro, 26 de novembro de 2020

Dedico esta tese a todos os esperançosos.

Agradecimentos

Talvez esse seja o texto mais complicado de escrever dessa tese inteira. Passei uma boa parte da vida escrevendo de forma “científica” e racional, colocar os sentimentos para fora se tornou algo muito complexo, e até mais complicado.

Começarei com os agradecimentos formais, até técnicos eu diria. Gostaria de agradecer ao Instituto de Biociências da Unesp de Rio Claro e ao Departamento de Zoologia por me acolherem durante todo esse período e a Pós Graduação em Zoologia pelo apoio e pela ajuda de sempre. Também gostaria de agradecer ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq pelo meu financiamento durante esses quatro anos de doutorado.

Agora começo a colocar um pouco de sentimento na minha escrita e começo agradecendo imensamente ao meu orientador Marco Aurélio Pizo pelo companheirismo e mentoria durante todos esses anos, ele foi essencial para minha formação como profissional acadêmica. Obrigada por me apoiar em todas as decisões e por me deixar livre para crescer e decidir sobre como seria minha tese e minha jornada no doutorado.

Agradeço também ao meu coorientador e amigo Thadeu pela ajuda de sempre. Obrigada pelos elogios constantes, ele talvez não saiba como isso foi importante em momentos tão difíceis. E mais um agradecimento especial ao meu colaborador/coorientador Alex Jahn por todo o apoio e mentoria que foram fundamentais para que esse trabalho fosse realizado. Obrigada ao meu colaborador e amigo Maurício simplesmente por tudo, nem posso descrever o “tudo” em que ele esteve presente durante todos esses anos.

A linguagem vai ficando cada vez mais sentimental e começo a me lembrar de todas as pessoas que passaram pela minha vida durante toda a minha vida academia. Aos meus queridos laboratórios LECAVE e LEEC todo o amor do mundo. Gostaria de por todos os nomes aqui, mas felizmente fui contemplada nessa vida com tantas pessoas incríveis que não caberiam nessas linhas. Amigos que levarei para a vida toda. Laura, Renata, Júlias, Milene, Paula, são tantas irmãs de vida que ganhei nessa minha jornada em Rio Claro que só tenho a agradecer por todo o apoio, pelo ombro amigo, pelas longas conversas e pelo amor que me foi dado. Ainda duvido que tenha merecido tanto.

Um “obrigada” mais que especial a minha família por acreditarem e apoiarem minhas decisões. Somos uma família muito sentimental, mas que não sabe se expressar em relação ao carinho que sentimos um pelo outro, e talvez isso não seja necessário desde que

estejamos sempre juntos. Obrigada por me proporcionarem tantas oportunidades e privilégios.

E um último agradeço, também, àqueles que passaram rápido por mim nesses anos, mas que fizeram uma grande diferença na minha vida. Talvez eles nem saibam, talvez ele nem saiba. Obrigada pelos poucos, mas bons momentos, e pelo carinho recíproco.

Continuaremos na luta, venceremos!

“Venceremos!

Se não estamos unidos

Saibamos o que derrubar

Venceremos!

Se não for por você que seja pelo seu igual

Venceremos!

Faça por você! Faça por todos nós! Faça por ninguém!”

(Dead Fish)

Resumo

As mudanças climáticas e a modificação da paisagem têm causado efeitos negativos sobre a biodiversidade. Esses dois processos já foram reportados como causas principais de extinções de espécies, de mudanças nos padrões de riqueza e diversidade de comunidades, e da modificação no funcionamento dos ecossistemas e seus serviços ecossistêmicos correlatos. As mudanças climáticas e a modificação da paisagem também são listados como causa para as mudanças nos padrões de distribuição geográfica das espécies e das rotas de migração de táxons migrantes. O objetivo principal dessa tese foi avaliar como as mudanças climáticas futuras poderão afetar a distribuição de áreas de reprodução e invernada de aves da América do Sul, além de traçar os corredores migratórios potenciais para essas espécies, considerando a configuração atual da paisagem. No primeiro capítulo, que inferiu os efeitos das mudanças climáticas futuras sobre as áreas potenciais de reprodução e invernada em aves da América do Sul, foram utilizados dados de ocorrência de três espécies de sabiás (Turdidae; *Turdus nigriceps*, *T. subalaris* e *T. flavipes*) que se reproduzem e passam o inverno em diferentes regiões da América do Sul. Para isso foram utilizados modelos de nicho ecológico e simulações climáticas futuras para prever modificações latitudinais, longitudinais e/ou altitudinais nos sítios de invernada e reprodução. Os resultados indicaram mudanças futuras nas áreas de invernada e reprodução. No futuro as espécies terão seus locais de reprodução e invernada em locais de maior altitude, mais à oeste e latitudinalmente mais a sul. Os resultados apontam também para a diminuição do tamanho das áreas de invernada e reprodução. Os achados também sugerem que no futuro as aves migratórias da América do Sul provavelmente sofrerão mudanças na localização geográfica das suas rotas migratórias. No segundo capítulo, que trata sobre as rotas potenciais de migração das aves considerando a configuração atual da paisagem da América do Sul, foram modelados múltiplos corredores potenciais de migração utilizando a técnica de menor custo, que permite a simulação de múltiplas rotas alternativas entre pares de fontes e alvos. Os resultados sugerem que as modificações sofridas na paisagem foram importantes para estabelecer rotas mais adequadas para a migração das espécies. As descobertas dessa tese são as primeiras a demonstrar como as mudanças climáticas poderão afetar as aves migratórias na América do Sul além de demonstrar os efeitos potenciais da modificação da paisagem sobre as rotas de migração potenciais de aves.

Palavras-chave: migração, América do Sul, aves, mudanças climáticas, paisagens

Abstract

Climate change and landscape modification have had negative effects on biodiversity. These two processes have been reported as a major cause of species extinctions, changes in wealth patterns and diversity of communities, and the change in the functioning of ecosystems and their related ecosystem services. Climate change and landscape modification are also listed as a cause for changes in the patterns of geographic distribution of species and migration routes of migrating taxa. The main objective of this thesis was to evaluate how future climate change may affect the distribution of wintering and breeding areas of South America birds, in addition to showing the potential migration corridors for these species, given the current configuration of the landscape. In the first chapter, which inferred the effects of future climate change on the potential breeding and wintering areas in South America, we used occurrence data of three species of thrushes (Turdidae, *Turdus nigriceps*, *T. subalaris* and *T. flavipes*) that reproduce and spend the winter in different regions of South America. For this purpose, ecological niche models and future climate simulations were used to predict latitudinal, longitudinal and / or altitudinal changes in wintering and breeding sites. The results indicated future changes in the wintering and reproduction areas. In the future, the species will have their breeding and wintering sites in places of higher altitude, more to the west longitudinally and more south latitudinally. The results also point to a decrease in the size of the wintering and reproduction areas. The findings also suggest that in the future migratory birds from South America are likely to undergo changes in the geographical location of their migratory routes. In the second chapter, which deals with potential bird migration routes considering the current configuration of the South American landscape, multiple potential migration corridors were modeled using the lowest cost technique, which allows the simulation of multiple alternative routes between pairs of sources and targets. The results suggest that the changes undergone in the landscape were important to establish more suitable routes for species migration. The findings of this thesis are the first to demonstrate how climate change could affect migratory birds in South America, in addition to demonstrating the potential effects of landscape modification on potential bird migration routes.

Keyword: migration, South America, birds, climate change, landscapes

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	01
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	15

FUTURE CLIMATE CHANGES IMPACTS THE SIZE AND LOCATION OF BREEDING AND WINTERING AREAS OF MIGRATORY BIRD IN SOUTH AMERICA.....	19
ABSTRACT	20
INTRODUCTION	21
METHODS.....	24
Species occurrence data	25
Climate Variables	25
Ecological Niche Models	26
Dynamic changes in wintering and breeding sites distribution under climate change	27
RESULTS.....	28
Distribution of wintering and breeding areas	28
Effects of future climate changes on wintering and breeding areas	30
DISCUSSION.....	36
REFERENCES	39

A INFLUÊNCIA DO CLIMA E DA PAISAGEM EM CORREDORES MIGRATÓRIOS POTENCIAIS NA AMÉRICA DO SUL	47
RESUMO	47
INTRODUÇÃO	48
MATERIAL E MÉTODOS.....	50
Dados de ocorrência de espécies	51
Variáveis climáticas e ambientais.....	52
Modelos de Nicho Ecológico (ENMs).....	52
Mapas de superfície de resistência.....	53
Modelagem de múltiplos corredores de menor custo	54
Análises Estatísticas.....	54

RESULTADOS	55
DISCUSSÃO	61
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	63
CONSIDERAÇÕES FINAIS	68
MATERIAL SUPLEMENTAR	70

Introdução geral

Efeito das mudanças ambientais globais sobre a biota

As mudanças climáticas e a modificação da paisagem são considerados os principais processos que levam à crise atual da biodiversidade (BELLARD et al., 2012; BUDERMAN; DEVRIES; KOONS, 2020; SCHEFFERS et al., 2016). Contudo, esses processos atuam em escalas espaciais diferentes. As mudanças climáticas governam os padrões em escalas amplas, enquanto processos dependentes da paisagem, como interações ecológicas e a modificação do uso e cobertura da solo, estruturam a biodiversidade em escalas finas (CAVENDER-BARES et al., 2009; PEARSON et al., 2002). Dessa forma, integrar processos multiescalas é primordial como forma de estudar impactos antrópicos sobre a biodiversidade (Santos et al. 2020).

As mudanças climáticas são listadas como causas para afetar a biodiversidade em diferentes níveis de organização, dos organismos aos ecossistemas. Na escala global, as mudanças climáticas acarretarão na redistribuição geográfica das fitofisionomias (BELLARD et al., 2012). As mudanças climáticas futuras também afetarão os padrões globais atuais de riqueza e abundância de espécies, suas características morfológicas e fisiológicas, alterando o funcionamento dos ecossistemas e seus serviços ecossistêmicos correlatos, modificando os processos de montagem e estruturação de comunidades biológicas, além de causar mudança no padrão de distribuição de espécies (PECL et al., 2017).

Efeitos diretos das mudanças climáticas em escala ampla sobre a distribuição das espécies podem causar mudanças na estrutura das comunidades pré-existent em escala fina, gerando novos processos de interações entre as espécies que nunca co-ocorreram anteriormente (WARREN; SEIFERT, 2011). Para muitas espécies, as mudanças climáticas podem causar também mudanças no padrão de dispersão e migração (especialmente migrações latitudinais e altitudinais) (BELLARD et al., 2012; THOMAS et al., 2004; VERGÉS et al., 2014). Logo, as mudanças climáticas em escala ampla podem também alterar padrões em escala fina, ou vice-versa.

Registros históricos mostram que as mudanças ambientais globais, independente da escala, não são devidas apenas à ação antrópica, como a fragmentação e a perda de habitat (FAHRIG, 2003), mas à soma de modificações antrópicas que levam às modificações climáticas globais (COX, 2010; SEKERCIOGLU et al., 2012). Desde os períodos glaciais

pleistocênicos, há 2 Ma, são observados impactos ambientais sobre a biota local como resultado das mudanças climáticas globais (ELPHICK, 2007; COX, 2010; BARRIENTOS et al., 2014). Porém, nos últimos anos, avaliações feitas pelo IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change*), mostram que as variações nos regimes de temperatura e precipitação do planeta são mais intensas do que os registros para os últimos 65 mil anos (DIFFENBAUGH & FIELD, 2013). Dessa forma, fica evidente que as mudanças climáticas atuais são oriundas do comportamento humano e que irão acontecer em um tempo muito mais curto (décadas, ou séculos) do que as mudanças climáticas naturais, que ocorrem em resposta aos movimentos cíclicos da órbita terrestre, como o Ciclo de Milankovic, que ocorre na escala de milhares ou milhões de anos (BROWN & LOMOLINO, 1998).

Normalmente consideradas como modificações antrópicas de fina escala, as modificações na paisagem podem afetar diversos processos ecológicos, como as dinâmicas populacionais e persistência das espécies (FAHRIG, 2003), interações biológicas (BELLO et al., 2015) e, especialmente, a dispersão e movimentação dos indivíduos (NATHAN, 2008). Associado às mudanças climáticas, as mudanças nas estruturas das paisagem, como perda de habitat, fragmentação e mudanças na configuração da paisagem, poderão se apresentar, em alguns casos, como últimas barreiras significativas para a movimentação das espécies (COLWELL et al., 2008). Assim, conforme as mudanças ambientais se tornam cada vez mais rápidas, isso implicará na dificuldade das espécies em se adaptar às novas condições ambientais (LOISELLE et al., 2010).

As mudanças em escala fina, como a modificação da configuração das paisagens naturais e no uso e cobertura do solo, podem acelerar ainda mais os efeitos das mudanças climáticas no futuro (BUDERMAN; DEVRIES; KOONS, 2020). Mudanças no uso da terra, como a expansão de áreas de agricultura e pecuária, além de outros tipos de uso antrópico, influenciam negativamente a conectividade da paisagem e levam a impactos negativos que alteram processos importantes, como a dispersão de indivíduos e a migração sazonal de espécies migradoras (RAYFIELD; FORTIN; FALL, 2011; TISCHENDORF; FAHRIG, 2000) e resultam na impossibilidade de dispersão e/ou migração para locais que serão ambientalmente adequados no futuro.

Migração de aves e os efeitos das mudanças ambientais globais

A migração vem sendo bastante estudada em vários táxons animais, dos

vertebrados aos invertebrados (ALERSTAM; HEDENSTROM; AKESSON, 2003). Mesmo com a indefinição inerente ao conceito de migração (ALVES, 2007), em um sentido mais específico, migração é um movimento cíclico, um deslocamento que ocorre e se repete anualmente, levando grupos de indivíduos a se deslocarem de forma alternada entre áreas de reprodução e áreas de alimentação e invernada (ALERSTAM; HEDENSTROM; AKESSON, 2003; ALVES, 2007).

A estratégia de migração (movimento) está fortemente ligada à variação climática sazonal (PARMESAN, 2006; PARMESAN; YOHE, 2003; SCHEFFERS et al., 2016). As espécies migratórias são particularmente vulneráveis às mudanças climáticas porque se movem entre diferentes áreas geográficas buscando condições ambientais adequadas. Cada uma dessas áreas geográficas é influenciada por diferentes fatores ambientais, incluindo o clima e mudanças na paisagem (NEWTON, 2008). Logo, entender o efeito combinado das mudanças climáticas e da modificação da paisagem em cada uma das regiões geográficas que as espécies usam para migrar se torna importante, pois essas modificações poderão alterar o padrão migratório das espécies.

Os padrões migratórios de aves, por exemplo, vêm sofrendo alterações devido às recentes mudanças nos regimes climáticos globais (PULIDO; BERTHOLD, 2010; SEKERCIOGLU; PRIMACK; WORMWORTH, 2012). Dentre as alterações migratórias já conhecidas listam-se modificações nos locais de invernada, de reprodução, assim como um aumento de casos em que a decisão de permanecer residente em detrimento do hábito migratório é mais frequente (FIEDLER; BAIRLEIN; KÖPPEN, 2004; NIVEN et al., 2004; PULIDO; BERTHOLD, 2010). Embora as aves migratórias possam, em alguns casos, modificar a distribuição de suas áreas de reprodução e invernada de acordo com as mudanças no clima e no ambiente (COPPACK et al., 2003; HUNTLEY et al., 2006), mudanças extremas e rápidas no clima, como as mudanças climáticas atuais, representam desafios insuperáveis à sobrevivência e à reprodução, especialmente para migrantes de longa distância (JONES; CRESSWELL, 2010; VÉGVÁRI et al., 2010).

As aves possuem ampla variedade de estratégias migratórias. O conhecimento acerca da biogeografia, evolução e fisiologia dos movimentos migratórios das aves mostram a complexidade e a variabilidade desse processo (JAHN et al., 2006) e como a estratégia migratória pode ser adaptável à sazonalidade climática e aos recursos disponíveis (BERTHOLD, 1996). Essas variações de estratégias podem estar relacionadas com a idade (SERGIO et al., 2014), sexo (KJELLÉN et al., 2001), morfologia corporal (ALERSTAM

et al., 2003; FIEDLER,2005) e questões sociais, como competição e interações sociais (MARRA 2000; SHAMOUN-BARANES et al. 2017).

Migração de aves na América do Sul

A migração de aves na América do Sul é comum e envolve mais de 200 espécies de 'migrantes austrais neotropicais', que migram entre locais de reprodução em zonas temperadas ao sul e áreas de inverno mais próximas à linha do Equador (CHESSER, 1994; JAHN et al., 2013). Isso se deve em grande parte à grande variação espaço-temporal na disponibilidade de recursos que as aves procuram em todo o continente (CHESSER, 1994; FAABORG et al., 2010; JOSEPH, 1997). Em contraste, a América do Norte, onde a área de reprodução é grande em comparação à área de invernada (América Central), a área de reprodução disponível para os migrantes neotropicais austrais é menor do que sua área de inverno. Isso é explicado pelo fato da América do Sul ser continentalmente mais estreita em latitudes temperadas ao sul vs. latitudes tropicais. Além disso, devido ao efeito estabilizador dos oceanos que compõem a maioria do Hemisfério Sul (DINGLE, 2008; YOM-TOV; CHRISTIE; IGLESIAS, 1994), o clima nas latitudes temperadas ao sul é mais ameno do que em latitudes temperadas no norte (PARUELO et al., 1998). Como resultado, a migração austral neotropical ocorre geralmente em distâncias mais curtas que as migrações norte americanas (FAABORG et al., 2010a; JAHN; LEVEY; SMITH, 2004; SEKERCIOGLU et al., 2007).

A migração altitudinal e intra-tropical são outros dois padrões migratórios de aves encontrados na América do Sul. Os migrantes intra-tropicais migram apenas dentro dos trópicos (ou seja, entre os trópicos de Câncer e Capricórnio) em padrões complexos e variados (movimentos altitudinais, latitudinais e longitudinais). A migração altitudinal é comum nos neotrópicos, consistindo em movimentos entre diferentes elevações, geralmente com a reprodução ocorrendo em altitudes mais elevadas e invernadas em altitudes mais baixas (FAABORG et al., 2010).

Apesar da grande variedade de sistemas migratórios adotados pelas aves no Hemisfério Sul, a maioria ainda é pouco compreendida, em grande parte devido à grande complexidade relacionada ao sexo, idade e estratégias migratórias específicas entre as populações (JAHN et al., 2009, 2013), dificuldade logística associada ao rastreamento de organismos em larga escala, além da falta de infraestrutura de pesquisa nessas regiões (JAHN et al., 2013).

Os sabiás migratórios na América do Sul

Notavelmente, vários táxons de aves migratórias exibem ampla variedade de padrões migratórios na América do Sul. Em particular, espécies de sabiás (família Turdidae) são migrantes comuns no continente, sendo encontradas em uma grande variedade de habitats naturais, desde florestas densas até pastagens, incluindo também áreas urbanas (GASPERIN; AURÉLIO PIZO, 2009; PIZO, 2007; COLLAR, KIRWAN, 2020). Dentre os gêneros descritos na família Turdidae, os *Turdus sp.* são comumente encontrados na América do Sul, e possuem vários tipos de movimentos, sempre associados a alguma preferência de habitat (DA SILVEIRA et al., 2016). Entre os *Turdus* migrantes na América do Sul, destacam-se *Turdus flavipes flavipes* (Vieillot, 1818), *Tudus nigriceps* (Cabanis, 1874) e *Turdus subalaris* (Seebohm, 1987).

Turdus flavipes flavipes, também conhecido como sabiá-uma no Brasil, é uma subespécie brasileira restrita de Mata Atlântica, enquanto outras subespécies são encontradas mais ao norte, próximas às Guianas e à Venezuela. Indivíduos de *T. flavipes flavipes* ocorrem na maioria dos estratos florestais (incluindo níveis médios inferiores e dossel), bordas de floresta úmida, floresta secundária e em clareiras adjacentes e plantações de café sombreadas. Contudo, possuem ligação intrínseca com formações florestais. Essa espécie normalmente nidifica em regiões acima de 800 m de altitude, migrando para regiões mais baixas na época de descanso e invernada (ALVES, 2007; COLLAR, KIRWAN, 2020).

Turdus nigriceps é uma espécie andina que se distribui da Argentina ao sudoeste do Equador e noroeste do Peru, sempre próxima à região da Cordilheira dos Andes. Essa espécie habita regiões de dossel e bordas de floresta subtropical úmida de montanha, floresta secundária, geralmente ao longo de riachos em arbustos úmidos densos, ravinas arborizadas e vegetações úmidas de encostas de montanhas conhecidas com *Yungas*, que ficam no centro da Bolívia e ao leste do Peru (CAPLLONCH; SORIA; ORTIZ, 2008; COLLAR, KIRWAN, 2020), sendo portanto uma espécie dependente de fisionomias florestais para a sua sobrevivência. Os indivíduos da espécie são comumente encontrados na estação chuvosa e, devido à altitude, são abundantes apenas em florestas tropicais montanhosas (CAPLLONCH; SORIA; ORTIZ, 2008).

Turdus subalaris, conhecida como sabiá-ferreiro e até recentemente considerada conspecífica com *T. nigriceps*, se distribui do leste do Paraguai, sudeste do Brasil e nordeste da Argentina em épocas reprodutivas, e no centro oeste do Brasil em épocas de

descanso e invernada (Mato Grosso e Goiás) (COLLAR, KIRWAN, 2020). É uma espécie que habita regiões úmidas ao sul, dossel e orlas de Matas de Araucárias, floresta ribeirinha densa e semidecidual, bosques nas encostas das montanhas, mata de galeria, jardins com árvores esparsas de grande porte, áreas tipo parque e plantações, desde que próximo a corpos d'água (ALVES, 2007; VOGEL, 2014; COLLAR, KIRWAN, 2020), sendo também uma espécie que necessita de ambientes florestais para sua sobrevivência.

Em geral, os sabiás do gênero *Turdus* migram usando três rotas: i) a rota de migração altitudinal da Mata Atlântica, de curta distância, na qual as aves migram altitudinalmente dentro da Mata Atlântica (ALVES, 2007; MAIA-GOUVÊA; GOUVÊA; PIRATELLI, 2005), ii) rota de migração austral de longa distância da Mata Atlântica, na qual as aves migram latitudinalmente dentro da Mata Atlântica, e longitudinalmente entrando em regiões de Cerrado até próximo à Linha do Equador (por exemplo, *Turdus subalaris*; ALVES, 2007; VOGEL, 2014) e iii) a rota de migração austral andina de longa distância, na qual as aves migram latitudinalmente ao longo da Cordilheira dos Andes (por exemplo, *Turdus nigriceps*; CAPLLONCH; SORIA; ORTIZ, 2008).

Mais da metade do número de espécies de aves migratórias do planeta têm diminuído ao longo dos últimos 30 anos (KIRBY et al., 2008) como resultado de destruição do habitat, modificação da paisagem e alterações climáticas (JONES; CRESSWELL, 2010; WILCOVE; WIKELSKI, 2008). Mesmo sendo o terceiro maior sistema migratório do mundo, com mais de 200 espécies migrantes (CHESSER, 1994; ALVES, 2007; CUETO e JAHN, 2008), pouco se sabe sobre as aves migratórias da América do Sul. Ainda há pouco conhecimento sobre a dinâmica populacional, fisiologia, ecologia e comportamento dessas espécies. Assim, o conhecimento também é defasado sobre como as mudanças climáticas e ambientais podem afetar características biológicas e, por consequência, as estratégias de dispersão das aves sulamericanas (SHERRY e HOLMES, 1996; FAABORG et al., 2010; COX, 2010). Nesse contexto, estudos detalhados sobre os sistemas migratórios de aves na América do Sul podem ajudar a responder perguntas ecológicas importantes, visto que muitas espécies migratórias desempenham importantes funções ecossistêmicas como o transporte de nutrientes, energia e patógenos em nível continental (BAUER; HOYE, 2014), dispersão de sementes (BLENDINGER et al., 2012; CAVALLERO; RAFFAELE; AIZEN, 2013; GARCÍA; ZAMORA; AMICO, 2011), controle de pragas (MAZIA et al., 2004) e a polinização (SMITH-RAMÍREZ; ARMESTO, 1998).

Objetivos gerais

Levando em conta a dificuldade de coleta de dados migratórios na América do Sul e o desconhecimento sobre os ciclos migratórios das espécies nesse continente, o objetivo dessa tese foi investigar o efeito das mudanças climáticas na distribuição das áreas de reprodução e invernadas das três espécies de sabiás mencionadas acima, além de compreender o efeito da modificação da paisagem nos corredores migratórios potenciais para três sistemas migratórios de aves da América do Sul.

Essa tese foi subdividida em dois capítulos. No primeiro capítulo nós inferimos os efeitos das mudanças climáticas futuras nas áreas de invernadas e reprodução dos três sistemas migratórios de aves da América do Sul. Nós predizemos que os dois migrantes de longa distância (*T. nigriceps*, que migra ao longo da cordilheira dos Andes e *T. subalaris*, que migra latitudinalmente na Mata Atlântica) seriam mais suscetíveis às mudanças climáticas devido a uma maior redução em seus locais de reprodução e invernada. Predizemos também que a espécie migrante altitudinal de curta distância (*T. flavipes*, que migra altitudinalmente dentro da Mata Atlântica) irá sofrer menos com os efeitos das mudanças climáticas futuras - mudanças latitudinais, altitudinais e latitudinais, além da perda de área menores - em comparação com as espécies das outras rotas migratórias. Para testar nossas predições, utilizamos abordagens baseadas em modelos de nicho e simulações climáticas futuras para prever as modificações latitudinais, longitudinais ou altitudinais nos sítios de invernada e reprodução das espécies migratórias ao longo da América do Sul. Esse capítulo foi submetido para publicação na revista *The Condor* e está aceito para publicação com *minor reviews*.

No segundo capítulo, objetivamos inferir os possíveis corredores migratórios das três espécies de sabiás baseados em modelos de corredores gerados a partir de dados climáticos e de heterogeneidade do habitat. Os corredores potenciais inferidos baseados somente em condições climáticas foram considerados como corredores de migração sem o efeito da modificação da paisagem. Os corredores construídos sob variáveis climáticas e de heterogeneidade de habitat foram considerados como corredores de migração sob efeito da modificação da paisagem. Nós hipotetizamos que os corredores sob efeito da modificação de habitat sejam mais realistas para demonstrar as potenciais rotas de migração das espécies estudadas na América do Sul. Predizemos que as espécies de sabiás migratórias deveriam ter desvios consideráveis nas rotas migratórias potenciais devido às mudanças nas paisagens, independente de ser rota de longa ou curta distância. Para testar nossas

predições utilizamos a metodologia de modelagem de múltiplos corredores de menor custo (*Modeling Multiple Least-Cost Corridors – MLCC*) utilizando o software *LS- Corridors*, que permite a simulação de múltiplas rotas alternativas em uma matriz de resistência.

Referências bibliográficas

ALERSTAM, T.; HEDENSTROM, A.; AKESSON, S. Long-distance migration: evolution and determinants. **Oikos**, v. 103, n. May, p. 247–260, 2003.

ALVES, M. A. S. Sistemas de migrações de aves em ambientes terrestres no Brasil : exemplos , lacunas e propostas para o avanço do conhecimento. v. 15, n. 2, p. 231–238, 2007.

BAUER, S.; HOYE, B. J. Migratory animals couple biodiversity and ecosystem functioning worldwide. **Science**, v. 344, n. 6179, 2014.

BELLARD, C. et al. Impacts of climate change on the future of biodiversity. **Ecology letters**, v. 15, n. 4, p. 365–377, 2012.

BELLO, C. et al. Defaunation affects carbon storage in tropical forests. **Science Advances**, v. 1, n. 11, p. 1–11, 2015.

BLENDINGER, P. G. et al. Fine-tuning the fruit-tracking hypothesis: Spatiotemporal links between fruit availability and fruit consumption by birds in Andean mountain forests. **Journal of Animal Ecology**, v. 81, n. 6, p. 1298–1310, 2012.

BUDERMAN, F. E.; DEVRIES, J. H.; KOONS, D. N. Changes in climate and land use interact to create an ecological trap in a migratory species. **Journal of Animal Ecology**, v. 89, n. 8, p. 1961–1977, 2020.

CAPLLONCH, P.; SORIA, K.; ORTIZ, D. Comportamiento Migratorio Del Zorzal Plomizo(*Turdus Nigriceps Nigriceps*) En Argentina. **Ornitologia Neotropical**, v. 19, n. 2, p. 161–174, 2008.

CAVALLERO, L.; RAFFAELE, E.; AIZEN, M. A. Birds as mediators of passive restoration during early post-fire recovery. **Biological Conservation**, v. 158, p. 342–350, 2013.

CAVENDER-BARES, J. et al. The merging of community ecology and phylogenetic biology. **Ecology Letters**, v. 12, n. 7, p. 693–715, 2009.

CHESSER, R. T. Migration in South America: an overview of the austral system. **Bird Conservation International**, v. 4, n. 2–3, p. 91–107, 1994.

COLWELL, R. K. et al. Global Warming, Elevational Range Shifts, and Lowland Biotic Attrition in the Wet Tropics. **Science**, v. 322, n. October, p. 258–261, 2008.

COPPACK, T. et al. Photoperiodic response may facilitate adaptation to climatic change in long-distance migratory birds. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 270, n. SUPPL. 1, 2003.

DA SILVEIRA, N. S. et al. Effects of land cover on the movement of frugivorous birds in a heterogeneous landscape. **PLoS ONE**, v. 11, n. 6, p. 1–19, 2016.

DINGLE, H. Rowley review. Bird migration in the southern hemisphere: A review comparing continents. **Emu**, v. 108, n. 4, p. 341–359, 2008.

FAABORG, J. et al. Recent advances in understanding migration systems of New World land birds. **Ecological Monographs**, v. 80, n. 1, p. 3–48, 2010.

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, p. 487–515, 2003.

FIEDLER, W.; BAIRLEIN, F.; KÖPPEN, U. Using Large-Scale Data from Ringed Birds for the Investigation of Effects of Climate Change on Migrating Birds: Pitfalls and Prospects. **Advances in Ecological Research**, v. 35, n. 04, p. 49–67, 2004.

GARCÍA, D.; ZAMORA, R.; AMICO, G. C. The spatial scale of plant-animal interactions: Effects of resource availability and habitat structure. **Ecological Monographs**, v. 81, n. 1, p. 103–121, 2011.

GASPERIN, G.; PIZO, M. A. Frugivory and habitat use by thrushes (*Turdus* spp.) in a suburban area in south Brazil. **Urban Ecosystems**, v. 12, n. 4, p. 425–436, 17 mar. 2009.

HUNTLEY, B. et al. Potential impacts of climate change upon geographical distribution of birds. **Ibis**, v. 148, n. s1, p. 8–28, 2006.

JAHN, A. E. et al. Breeding and winter site fidelity among eleven Neotropical austral migrant bird species. **Ornitologia Neotropical**, v. 20, n. 2, p. 275–283, 2009.

JAHN, A. E. et al. Long-distance bird migration within South America revealed by light-level geolocators. **The Auk**, v. 130, n. 2, p. 223–229, 2013.

JAHN, A. E.; LEVEY, D. J.; SMITH, K. G. Reflections Across Hemispheres: a System-Wide Approach To New World Bird Migration. **The Auk**, v. 121, n. 4, p. 1005, 2004.

JONES, T.; CRESSWELL, W. The phenology mismatch hypothesis: Are declines of migrant birds linked to uneven global climate change? **Journal of Animal Ecology**, v. 79, n. 1, p. 98–108, 2010.

JOSEPH, L. Towards a broader view of neotropical migrants: consequences of a re-

examination of austral migration. **Ornitología Neotropical**, v. 8, n. 1994, p. 31–36, 1997.

KIRBY, J. S. et al. Key conservation issues for migratory land- and waterbird species on the world's major flyways. **Bird Conservation International**, v. 18, p. S49–S73, 2008.

LOISELLE, B. A. et al. Assessing the impact of deforestation and climate change on the range size and environmental niche of bird species in the Atlantic forests, Brazil. **Journal of Biogeography**, v. 37, n. 7, p. 1288–1301, 2010.

MAIA-GOUVÊA, E. R.; GOUVÊA, É.; PIRATELLI, A. Comunidade de aves de sub-bosque em uma área de entorno do Parque Nacional do Itatiaia, Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, n. 4, p. 859–866, 2005.

NATHAN, R. PNAS-2008-Nathan-19050-1. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, n. 49, p. 19050–19051, 2008.

NIVEN, D. K. et al. Christmas Bird Count Provides Insights Into Population Change in Land Birds That Breed in the Boreal Forest. **American Birds**, v. 58, p. 10–20, 2004.

PARMESAN, C. Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 37, n. 1, p. 637–669, 2006.

PARMESAN, C.; YOHE, G. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. **Nature**, v. 421, p. 37–42, 2003.

PARUELO, J. M. et al. The climate of Patagonia: General patterns and controls on biotic processes. **Ecologia Austral**, v. 8, n. 2, p. 85–101, 1998.

PEARSON, R. G. et al. Pearson2002.Pdf. **Ecological Modelling**, v. 154, p. 289–300, 2002.

PECL, G. T. et al. Biodiversity redistribution under climate change: Impacts on ecosystems and human well-being. **Integrative Zoology**, v. 355, n. 6332, 2017.

PIZO, M. A. SCIENTIFIC COMMUNICATION The relative contribution of fruits and arthropods to the diet of three trogon species (Aves , T rogonidae) in the Brazilian Atlantic Forest. v. 24, n. 2, p. 515–517, 2007.

PULIDO, F.; BERTHOLD, P. Current selection for lower migratory activity will drive the evolution of residency in a migratory bird population. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 107, n. 16, p. 7341–7346, 2010.

RAYFIELD, B.; FORTIN, M.-J.; FALL, A. Connectivity for conservation: a framework to classify network measures. **Ecology**, v. 92, n. 4, p. 847–858, 2011.

SCHEFFERS, B. R. et al. The broad footprint of climate change from genes to biomes to people. **Science**, v. 354, n. 6313, 2016.

SEKERCIOGLU, C. H. et al. Persistence of forest birds in the Costa Rican agricultural countryside. **Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology**, v. 21, n. 2, p. 482–94, abr. 2007.

SEKERCIOGLU, C. H.; PRIMACK, R. B.; WORMWORTH, J. The effects of climate change on tropical birds. **Biological Conservation**, v. 148, n. 1, p. 1–18, 2012.

SMITH-RAMÍREZ, C.; ARMESTO, J. Nectarivoría y polinización por aves en *Embothrium coccineum* (Proteaceae) en el bosque templado del sur de Chile. **Revista Chilena de Historia Natural**, v. 71, n. 1, p. 51–63, 1998.

THOMAS, C. D. et al. Extinction risk from climate change. **Nature**, v. 427, n. 6970, p. 145–148, 2004.

TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L. On the usage and measurement of landscape connectivity. **Oikos**, v. 90, n. 1, p. 7–19, 2000.

VÉGVÁRI, Z. et al. Life history predicts advancement of avian spring migration in response to climate change. **Global Change Biology**, v. 16, n. 1, p. 1–11, 2010.

VERGÉS, A. et al. The tropicalization of temperate marine ecosystems: Climate-mediated changes in herbivory and community phase shifts. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 281, n. 1789, 2014.

VOGEL, H. F. Occurrence of the Eastern Slaty Thrush (*Turdidae*) in southern Brazil during the non-breeding season. v. 22, n. September, p. 260–264, 2014.

WARREN, D. L.; SEIFERT, S. N. Ecological niche modeling in Maxent: The importance of model complexity and the performance of model selection criteria. **Ecological Applications**, v. 21, n. 2, p. 335–342, 2011.

WILCOVE, D. S.; WIKELSKI, M. Going, going, gone: Is animal migration disappearing? **PLoS Biology**, v. 6, n. 7, p. 1361–1364, 2008.

YOM-TOV, Y.; CHRISTIE, M. I.; IGLESIAS, G. J. Clutch Size in Passerines of Southern South America. **The Condor**, v. 96, n. 1, p. 170–177, 1994.

FUTURE CLIMATE CHANGE IMPACTS THE SIZE AND LOCATION OF BREEDING AND WINTERING AREAS OF MIGRATORY BIRDS IN SOUTH AMERICA

Artigo aceito com *Minors Review* na revista *The Condor - ornithological applications*. As citações do texto estão de acordo com as normas da revista.

Natália Stefanini Da Silveira^{1*}, Maurício Humberto Vancine², Alex E. Jahn³, Marco Aurélio Pizo¹, Thadeu Sobral-Souza⁴

¹Department of Zoology, Institute of Biosciences, São Paulo State University (UNESP), Rio Claro, SP, Brazil.

²Department of Ecology, Institute of Biosciences, São Paulo State University (UNESP), Rio Claro, SP, Brazil.

³Environmental Resilience Institute, Indiana University, Bloomington, Indiana, USA.

⁴Department of Botany and Ecology, Federal University of Mato Grosso (UFMT), Cuiabá, Brazil.

* Corresponding author:nat.stefanini@gmail.com (NSS)

Abstract

Bird migration patterns are changing worldwide due to current global climate changes. Addressing the effects of such changes on the migration of birds in South America is particularly challenging since the details about how birds migrate within the Neotropics are not well understood. Here, we aim to infer the potential effects of future climate change on breeding and wintering areas of birds that migrate within South America by testing the hypothesis that future climate change will affect the size of their breeding and wintering areas, that these areas will move higher altitudes, and that birds will change their migratory routes. We used occurrence data of three thrush species (Turdidae; *Turdus nigriceps*, *T. subalaris* and *T. flavipes*) that breed and winter in different regions of South America and built Ecological Niche Models using ensemble forecasting approaches to infer current and future potential distributions throughout the breeding and wintering periods of each species. Our findings point to future shifts in wintering and breeding areas mainly through elevational and longitudinal changes. Future breeding areas for *T. nigriceps*, which migrates along the Andes Mountains, will be displaced to the west, while breeding displacements to the east are expected for the other two species. An overall loss of the size of future wintering areas was also supported, especially for *T. subalaris*. Our results suggest that future climate change in South America will require that species shift their breeding and winter areas to higher elevations and necessitate changes in the location of migratory routes. Our findings are the first to show how future climate change may affect migratory birds in South America and suggest that even closely related migratory birds in South America will likely be affected in different ways, depending on the regions where they breed and overwinter.

Keywords: climate change, migration, South America, birds

Introduction

Recent years have witnessed an increase in the number of studies on the negative impact of current and future rapidly changing environmental conditions on biodiversity (Bellard et al. 2012, Scheffers et al. 2016, Trisos et al. 2020). Such changes may not only affect species richness and their abundances, but also morphological and physiological traits, ecosystem functions, community assembly and species distributions (Pech et al. 2017). Global climate change can also impact movement behavior – especially latitudinal and altitudinal movements – as a result of changes in the location and size of areas suitable for breeding, wintering and migration (Thomas et al. 2004, Bellard et al. 2012, Vergés et al. 2014).

Across vertebrate species, movement behavior is tightly linked to climatic seasonality (Parmesan and Yohe 2003, Parmesan 2006, Scheffers et al. 2016). Although migratory species have adapted to track seasonal resource availability, they can be particularly vulnerable to rapid environmental change because they move between geographical areas that are influenced by a complex set of environmental factors that vary across time and space and are often hard to predict (Newton, 2008). Long-distance migrants are thought to be particularly vulnerable to rapid climate change because they have shown less flexibility in migration timing in the face of climate change, as compared to short-distance migrants (Both et al. 2010, Jones and Cresswell 2010, Végvári et al. 2010, but see Jonzén et al. 2006, reviewed by Knudsen et al. 2011). Nevertheless, numerous migratory birds have already been found to be responding to rapid global climatic changes (Pulido and Berthold 2010, Sekercioglu et al. 2012, Zurell et al. 2018), for example by shifting the location of their wintering and breeding areas (Coppack et al. 2003, Huntley et al. 2006, Zurell et al. 2018, La Sorte et al. 2019) and switching from migration to residency (Fiedler et al. 2004, Niven et al. 2004, Pulido and Berthold 2010).

Bird migration is common in South America, with more than 200 species of Neotropical austral migrants that breed at south-temperate latitudes and that overwinter closer to the Equator (Chesser, 1994, Jahn et al., 2013). Two other migratory systems found in South America are altitudinal and intra-tropical migration. Intra-tropical migrants only migrate within the tropics (i.e., between the tropics of Cancer and Capricorn), consisting of complex and varied patterns (altitudinal, latitudinal, and longitudinal movements). Altitudinal bird migration is common in the Neotropics, consisting of birds breeding at higher elevations and overwintering at lower elevations (Faaborg et al. 2010,

Barçante et al. 2017). As is true of avian migratory systems on other continents, the main driver of bird migration in South America is large-scale spatio-temporal variation in resource availability (Chesser 1994, Joseph 1997, Faaborg et al. 2010, MacPherson et al. 2018). Indeed, despite the wide variety of avian migratory systems found in the Southern Hemisphere, most are still poorly understood, in large part due to their complexity related to demographic- and population-specific migratory strategies (reviewed by Jahn et al. in press).

One of the main biogeographical differences between Neotropical austral migrants and Nearctic-Neotropical migratory birds that breed in North America is in the relative size of their breeding and wintering areas. The breeding area of Nearctic-Neotropical migrants (i.e., North America) is overall larger than their available wintering area (i.e., Middle America, northern South America), whereas the opposite is true for most Neotropical austral migrants, because South America is much narrower at south-temperate vs. tropical latitudes (Chesser 1994). Additionally, due to the stabilizing effect of the oceans that make up the majority of the Southern Hemisphere (Yom-Tov et al. 1994, Dingle 2008), climate at south-temperate latitudes is more seasonally buffered than that at north-temperate latitudes (Paruelo et al. 1998). As a result, Neotropical austral migration generally occurs over shorter distances than does Nearctic-Neotropical migration (Stotz, Fitzpatrick, Parker 1996, Jahn et al. 2004, Sekercioglu et al. 2007, Faaborg et al. 2010). Given the different climatic and geographic contexts that migratory birds in South America live within, as compared to their north-temperate counterparts, an evaluation of the potential for climate change to affect such populations throughout their annual cycle offers a broader perspective on the potential effects of climate change on birds across the planet and throughout the year (La Sorte and Jetz 2010, Marra et al. 2015).

We aimed to evaluate how the distribution of breeding and wintering areas of migratory birds in South America may be affected under future climate change. *Turdus* thrushes are an ideal model for such a study, since they are common migrants on the continent, are found in a wide variety of habitats, including urban areas (Pizo 2007, Gasperin and Aurélio Pizo 2009), and are relatively easy to identify, such that reliable occurrence data from various sources is available. They also migrate in three major migratory flyways on the continent: short-distance Atlantic Rainforest altitudinal migration, in which birds migrate altitudinally within the Atlantic Rainforest (e.g., *Turdus flavipes*; Maia-Gouvêa, Gouvêa, & Piratelli, 2005; Alves, 2007), long-distance Atlantic

Rainforest migration, a type of intra-tropical migration in which birds migrate latitudinally within the Atlantic Rainforest (e.g., *Turdus subalaris* in Brazil; Vogel, 2014), and long-distance Andean migration, a type of Neotropical austral migration in which birds migrate latitudinally along the Andes Mountains (e.g., *Turdus nigriceps* in Argentina; Capllonch, Soria, & Ortiz, 2008).

We hypothesized that future climate change will affect the distribution of the breeding and wintering areas (Figure 1) of long- vs. short-distance migrant *Turdus* thrushes in different ways. Specifically, we expected that the long-distance Andean migrant (*T. nigriceps*), which migrates along the Andes mountains (hereafter, the ‘Andean migratory flyway’) will experience displacements of breeding and wintering to higher elevations, since higher elevations in the Andes Mountains are in the vicinity of its current range (Figure 1A). We expect that the long-distance Atlantic Rainforest migrant (*T. subalaris*), which migrates latitudinally within the Atlantic Rainforest, (hereafter, the ‘Atlantic Rainforest migratory flyway’), will experience a reduction of breeding and wintering areas (Figure 1B), since predicted changes in annual rainfall levels in this region, including a prolonged dry season (Scarano and Ceotto 2015), should result in decreases in the breeding and wintering areas of tropical birds (Shaw & Kelly, 2013; Xu, Liu, & Si, 2016). We also expect that the short distance altitudinal migrant (*T. flavipes*), which migrates altitudinally within the Atlantic Rainforest (hereafter, the ‘short-distance altitudinal migratory flyway’), will experience a less pronounced reduction in breeding and wintering areas than will the two long-distance migrants, because local-scale processes, such as habitat fragmentation and loss, which is widespread in the Atlantic Rainforest biome (Ribeiro et al. 2009), tend to have a greater influence on short-distance migratory strategies than processes that operate at larger spatial scales, such as climate change (Dirnböck et al. 2003)(Figure 1C). We conclude with suggestions for future directions for climate vulnerability assessments for migratory birds in South America, where vulnerability of migratory birds to current and future climate change throughout their annual cycle is still poorly known.

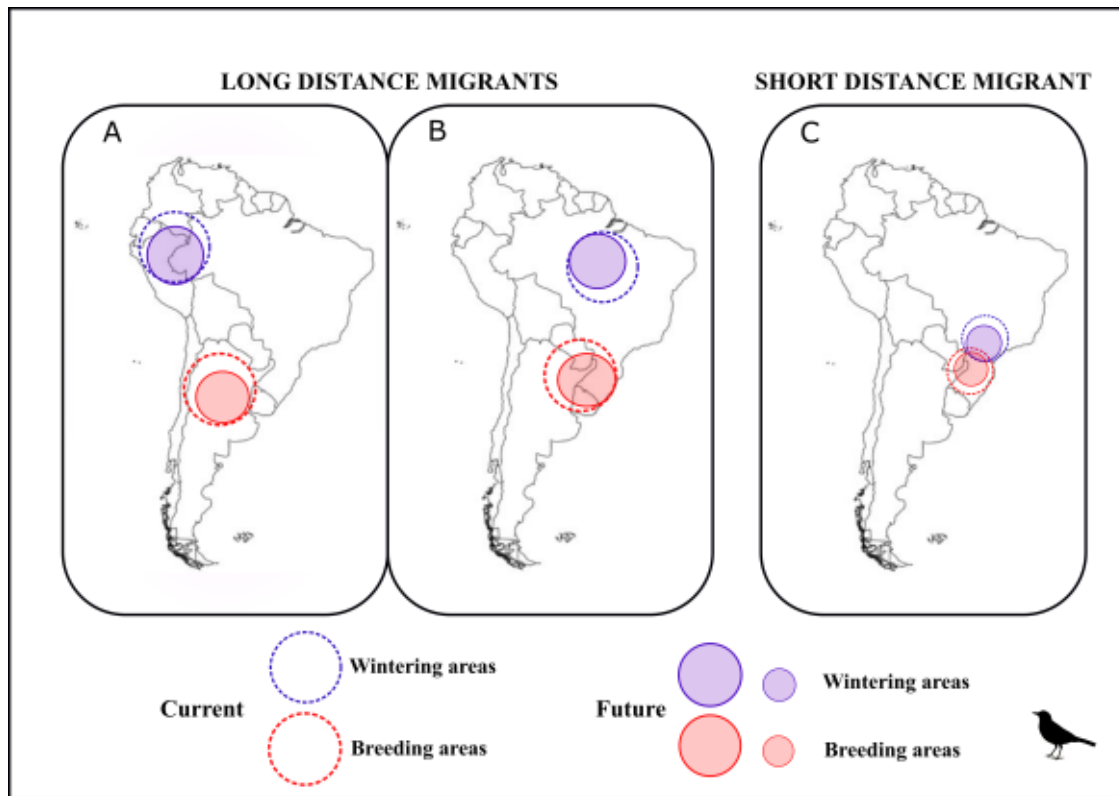


Figure 1. Predicted effects of future climatic changes on the size and location of wintering and breeding areas of migratory *Turdus* thrushes in South America: (A) a long-distance Andean migrant (*T. nigriceps*), a (B) long-distance Atlantic Rainforest migrant (*T. subalaris*), and (C) a short-distance altitudinal migrant (*T. flavipes*).

Methods

We applied Ecological Niche Modeling (ENM) approaches to predict current potential distribution of breeding and wintering areas and simulate the effects of future climate change on the breeding and wintering areas of three migratory thrush species (i.e., *T. nigriceps*, *T. subalaris* and *T. flavipes*). We gathered current and future bioclimatic data from WorldClim v. 1.4 (Hijmans et al. 2005) to assess current and future climate scenarios. We then integrated occurrence data and bioclimatic data with four mathematical algorithms and conducted an ensemble forecasting approach to predict future shifts in breeding and wintering ranges in these species (Peterson et al. 2011). Although these ENMs do not account for the effects of land cover or non-climatic factors (i.e., dispersal or biotic interactions), the effects of climate are a reliable projection of effects of climate change at these spatial scales.

Species occurrence data

Species occurrence data were obtained through the eBird citizen science database, which uses automated filters and regional editors to ensure data quality (Sullivan et al. 2014). We also accessed online databases, such as the Global Biodiversity Information Facility (GBIF) and VertNet, in addition to published studies (Mestre, Rechetelo, Cochrane, & Barlow, 2011; Somenzari et al., 2011). Available occurrence data ranges from 1980 to 2017 and were divided into two categories: breeding areas (spring and summer; September to March) and wintering areas (May to August) (Figure S1). This division was based on the date and location (longitude and latitude) of sampling events of individual birds and on information available in the literature on the annual cycles of these species (*T. nigriceps*; Capllonch et al., 2008.; *T. subalaris*; Mestre et al., 2011; Somenzari et al., 2011; Vogel, 2014; *T. flavipes*; Alves, 2007; Table S1). All occurrence records that did not have date and location information were excluded from the analysis, as were duplicate occurrence data and city centroids. In total, there were 334 occurrence records (n = 334; n = 217 breeding records and n = 117 wintering records).

Climatic variables

We used two different geographic backgrounds to build the ENMs, one for each type of migration pattern, using 2.5 arc-minute cell resolution (approximately 5kmx5km at the Equator), since the ranges of the study species are on the order of hundreds of km² and because elevation gradients in South America occur over tens to hundreds of kilometers. Given differences in the spatial scale of breeding and wintering areas of short vs long distance migrants, we used different background regions to increase ENM accuracy of these migration patterns (see Barve et al. 2011 to more information about background selection criteria). Here the climate variables we used (primarily based on temperature and precipitation) have been shown to impact the ecology and movements of migratory birds in South America (Marini et al. 2009, MacPherson et al. 2018) and of tropical birds more generally (Şekercioğlu et al. 2012).

We used the entire boundaries of South America as a background to build models of long-distance migrations, and used the Atlantic Rainforest Biome delimitation (Muylaert et al. 2018) to build short-distance migration models. For each delimitation we downloaded all 19 bioclimates and conducted variable selection using Factor Analysis (Sobral-Souza et al. 2015). For the long-distance migration models, we selected seven

bioclimatic variables: Mean Diurnal Range (bio02), Temperature Seasonality (bio04), Max Temperature of the Warmest Month (bio05), Mean Temperature of the Wettest Quarter (bio08), Precipitation of the Driest Month (bio14), Precipitation of the Wettest Quarter (bio16) and Precipitation of the Warmest Quarter (bio18) (Table S2). For short-distance migratory models using the Atlantic Rainforest delimitation, we selected five variables: Mean Diurnal Range (bio02), Isothermality (bio03), Mean Temperature of the Warmest Quarter (bio10), Precipitation of the Driest Month (bio14), and Precipitation of the Wettest Quarter (bio16) (Table S3).

To build future predictions and test the future effects of climate changes on breeding and wintering distributions, we used climate projections to 2050 (i.e., the mid-point for the period 2041-2060) and 2070 (the mid-point for the period 2061-2080) for two contrasting emission scenarios (IPCC, 2014): (i) IPCC AR-CMIP 5 / RCP 4.5 (lower energy demand), and ii) IPCC AR-CMIP 5 / RCP 8.5 (i.e. maximum power requirement, balanced emissions from fossil fuels and non-fossil fuels). We also used three different AOGCMs (Atmosphere - Ocean General Circulation Models) to generate future climate models: CCSM4; MIROC – ESM and MRI. We selected these AOGCMs following the protocol of Varela et al. (2015), who suggest the use of different AOGCMs to reduce model uncertainty.

Ecological Niche Models

To predict potential species distributions in current and future climate scenarios, we used ensemble forecasting approaches based on the use of different Ecological Niche Model algorithms (Araújo and New 2007), which reduces the problem of variation inherent with using different types of algorithms that are needed to infer species distributions (Peterson et al., 2011). The ensemble forecast is recommendable as a good protocol to ENM building (Araújo et al. 2019) and is a widely used technique (Hao et al. 2019). We used four algorithms to infer species distributions: (i) Bioclim (Envelope Score; Nix, 1986), (ii) Domain (Gower Distance; Carpenter, Gillison, & Winter, 1993), (iii) Maximum Entropy (MAXENT v3.3.3k; Philipps & Dudík, 2008), and (iv) Support Vector Machines (SVM; Tax & Duin, 2004). We used these algorithms because we applied two presence-only methods (Bioclim and Gower Distance), and two machine learning approaches, based on presence and background methods (SVM and MaxEnt; Li, Guo, & Elkan, 2011; Phillips, Aneja, Kang, & Arya, 2006).

We used TSS values (True Skill Statistics; Allouche, Tsoar, & Kadmon, 2006) to conduct model evaluation. The TSS index calculation is based on values of sensitivity and specificity of models, such that it is considered a threshold-dependent index. To calculate TSS values, we inferred the “*maximum sensitivity and specificity*” threshold, recognized as the best threshold for use of presence-only methods (Liu et al. 2016), as in the case of the present study. To calculate this threshold, we divided the occurrence records into training and test folding, counting 75% and 25% of occurrence records, respectively. This sub-setting procedure was randomized 10 times to decrease the autocorrelation between training and test folding (Peterson et al. 2011) and were run to build current predictions and then to predict future models separately.

We overlapped all maps using the frequency ensemble approach. To do so, we used the “*maximum sensitivity and specificity*” threshold value for each model, built to transform the continuous map into a binary map. Thereafter, we concatenated the replicates of the same algorithms, as well as between algorithms. Thus, the number of cells in the final distribution maps show the standardized frequencies of predicted presences combining all generated models of each study species for each temporal and emission scenario, for both breeding and wintering points (Figure S2).

To evaluate the effects of future climate change on breeding and wintering areas, we transformed frequency maps into binary maps using the least presence threshold (LPT) for wintering and breeding areas, separately. The use of the LPT threshold with highest sensitivity and very low specificity values ($Se = 1$) generates areas with no omission error, selecting the area with all the known occurrences of a species in each scenario (Liu et al. 2013). We calculated these LPT values for the current climatic scenario prediction and used those values to generate future scenarios.

All model ensembles were generated in program R (R Development Core Team, 2018), using the “*bioclim*”, “*gower*” and “*maxent*” functions of the *dismo* package (Elith and Franklin 2017), “*ksvm*” of the *kernlab* package (Karatzoglou et al. 2004), and the *rgdal* package (Bivand et al. 2019).

Dynamic changes in wintering and breeding site distribution under climate change

To evaluate changes in wintering and breeding areas, we constructed histograms of species occurrence as a function of elevation, latitude and longitude across all temporal scenarios (current, RCP4.5 - 2050, RCP4.5 - 2070, RCP8.5 - 2050 and RCP8.5 - 2070). We evaluated changes in local suitability by subtracting the values of future models from

the present model based on frequency ensemble models pixels to infer areas with increasing and decreasing suitability as a result of future climate change. To test for changes in elevation, latitude and longitude of breeding and wintering areas, we build and compared the histogram of area values under future vs. current climate scenarios (frequency ensemble models) using a Wilcoxon test, which is a non-parametric statistical test that can be used when the distribution of the differences between the two samples cannot be assumed to be normally distributed (Wilcoxon 1946). We separately compared samples from the current vs. future distribution values (for 2050 and 2070) in the two emission scenarios.

Results

Distribution of wintering and breeding areas

All models showed TSS values above 0.5, indicating a good fit. Inferences of the potential current distribution of wintering and breeding areas indicated different patterns for each of the three species. *T. nigriceps* (Figure 2A) breeds near the Andes Mountains in Argentina, wintering in the Andes from Peru to Venezuela, and in smaller areas in lowland Brazil (Figure 2A). *T. subalaris*, the long-distance Atlantic Rainforest migrant (Figure 1B), breeds in southern Brazil and overwinters in small areas in central Brazil (Figure 2B). Small areas of the highest regions of the Southern Atlantic Rainforest appear to be appropriate breeding areas for the short-distance altitudinal migrant (*T. flavipes*; Figure 2C), and a large area of the Atlantic Rainforest was estimated as suitable for it to overwinter (Figure 2C). For future projections, we observed changes in the breeding and wintering areas of the long-distance Andean migrant, losses of suitable winter areas of the long-distance Atlantic Rainforest migrant, and for the breeding areas of the short-distance altitudinal migrant (Figure 2).

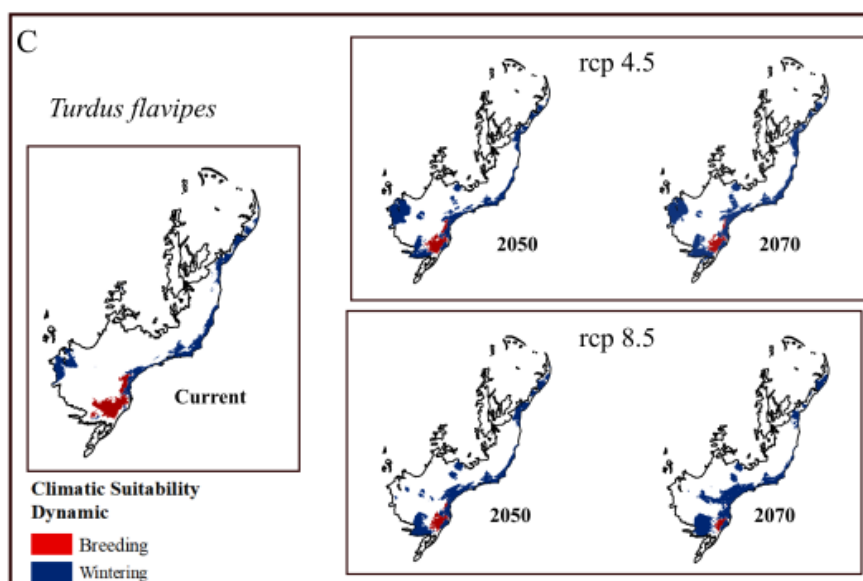
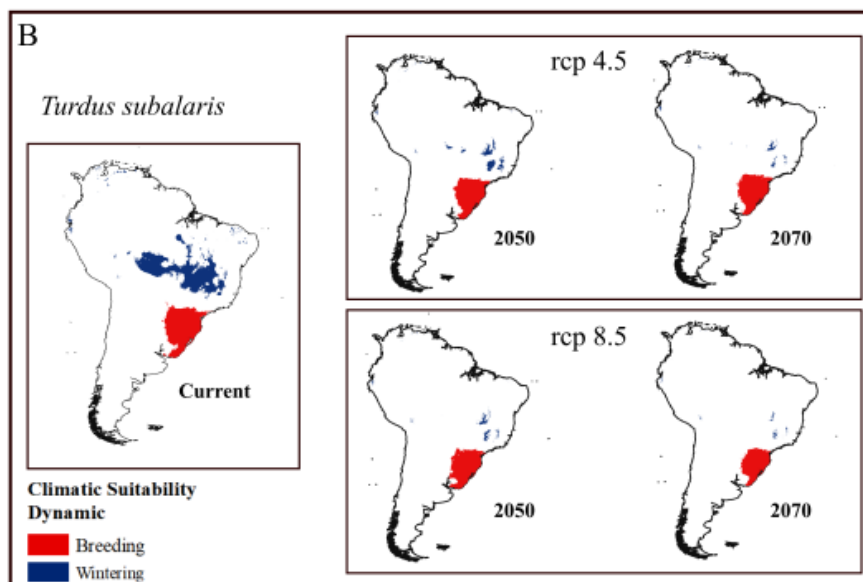
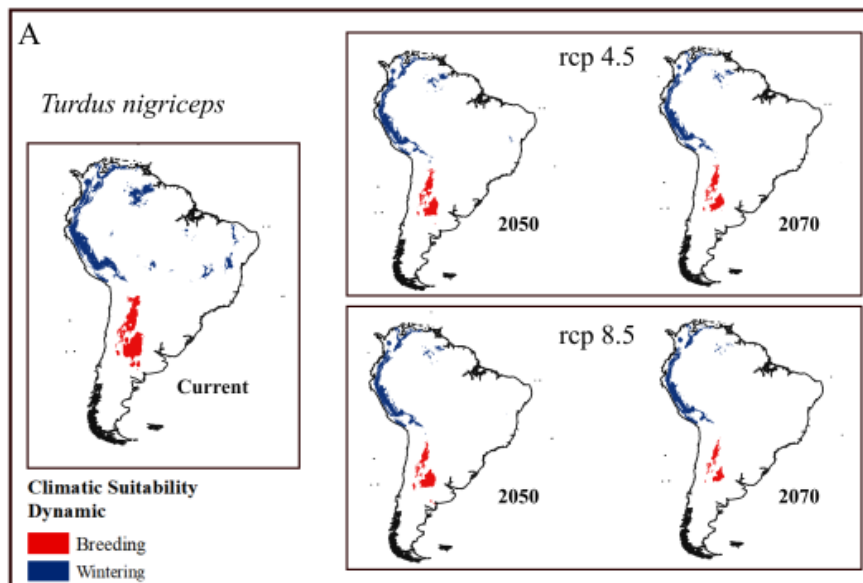


Figure 2. Seasonal distributions of three migratory *Turdus* thrushes in South America under future climate change scenarios: (A) a long-distance Andean migrant (*T. nigriceps*), (B) a long-distance Atlantic Rainforest migrant (*T. subalaris*) and (C) a short-distance altitudinal migrant (*T. flavipes*). Red areas correspond to breeding areas and blue areas to wintering areas.

Effects of future climate changes on wintering and breeding areas

Our findings suggest that there will be drastic effects of future climate change on the breeding and wintering areas of these three South American migratory birds (Table 1). Instead of the expected decreases in suitable breeding areas, our results predict a decrease in wintering area for the long-distance Andean migrant (*T. nigriceps*) and for the long-distance migrant in the Atlantic Rainforest (*T. subalaris*). In contrast, the short distance altitudinal migrant (*T. flavipes*) faces a drastic decrease of its breeding area.

Our results also suggest that future geographical shifts in wintering and breeding areas will occur in relation to elevation, longitude and latitude (Figures 3,4 and 5, Table S4), with displacements of breeding and wintering areas to higher elevations for all three species (Figure 3, 4 and 5). All simulations of future climate scenarios pointed to the displacement of breeding and wintering areas to higher elevations (Figure 3, 4 and 5). Forecasts showed a longitudinal displacement of the breeding range of the long-distance Andean migrant (*T. nigriceps*) to the west and a marked loss of suitability in its distribution to the east (Figure 3). Notably, we detected large losses in its wintering area, but with gains in the Andes Mountains (Figure 3). Similarly, we noted an overall decrease in the suitability of the wintering areas the long-distance Atlantic Rainforest migrant (*T. subalaris*) under future scenarios. Its breeding areas tend to shift to the east and south, accompanied by losses in area to the west and to the north (Figure 4). Results also indicate a reduction in breeding area for the short-distance altitudinal migrant (*T. flavipes*), but an overall increase in its wintering area. Although it is projected to lose wintering area to the north and west, it should experience gains to the south (Figure 5).

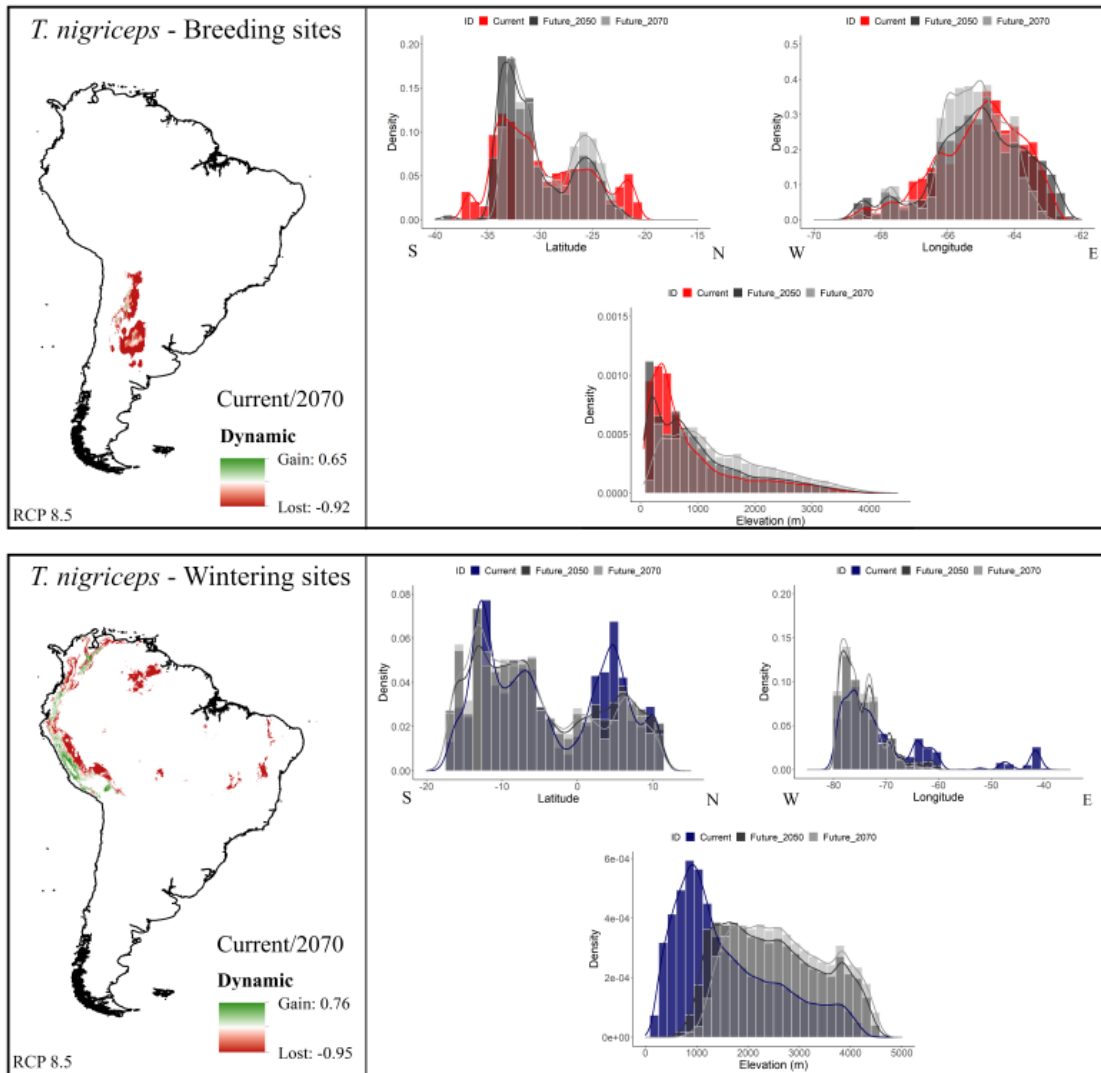


Figure 3. Effects of future climate change on wintering and breeding areas across elevation, latitude, and longitude for the long-distance Andean migrant (*Turdus nigriceps*). Graphs on the left show maps of losses or gains in terms of local suitability between current conditions and the most drastic future climate projection (2070, rcp85). Histograms on the right show climate suitability in relation to elevation and longitude/latitude for present day and future projections under the higher carbon emission scenario (2050, rcp85; 2070, rcp85). Red areas correspond to breeding areas and blue areas to wintering areas. Areas in dark gray represent the future scenario for the year 2050 and areas in light gray the future scenario for the year 2070.

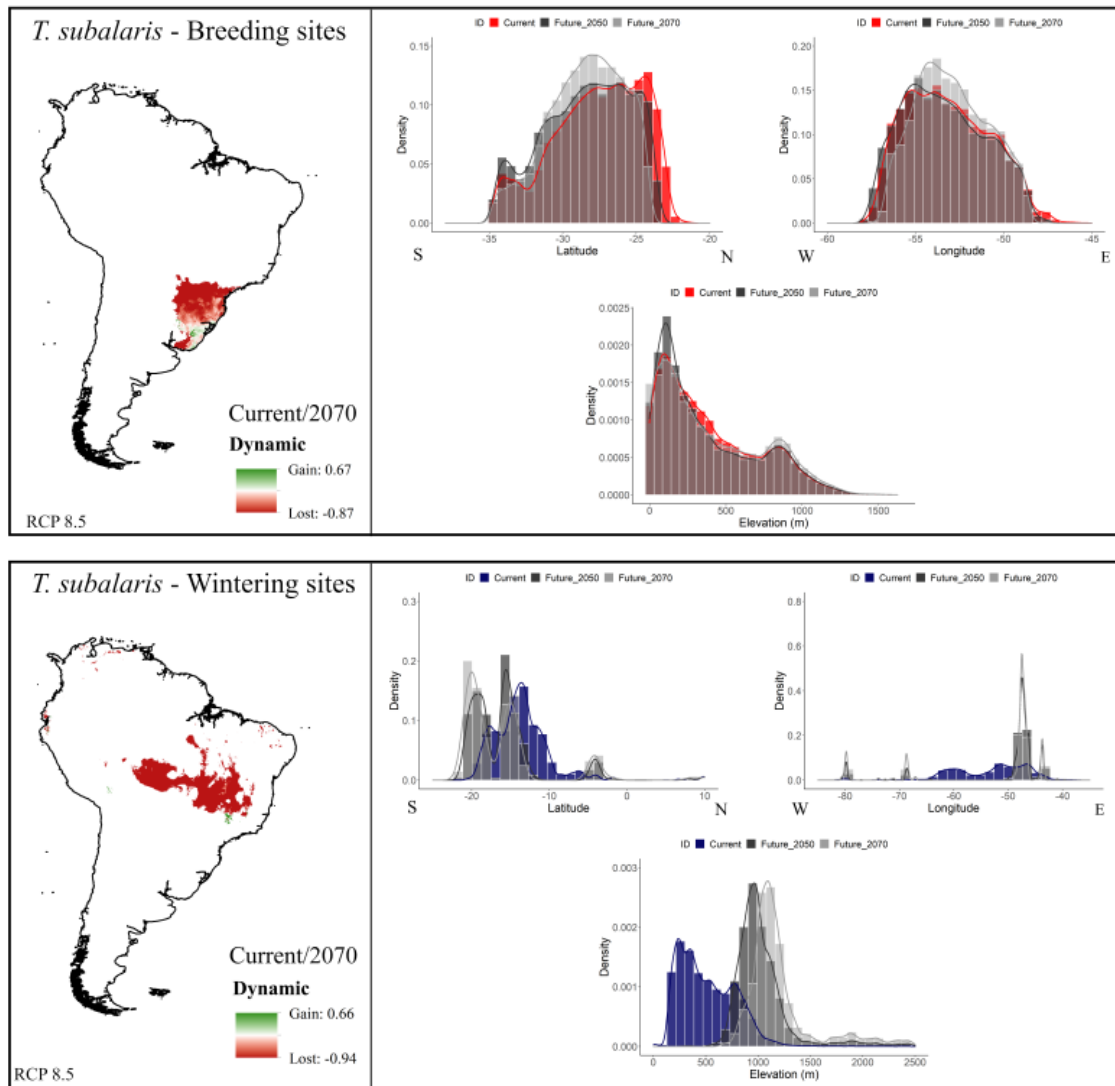


Figure 4. Effects of future climate change on wintering and breeding areas across elevation, latitude, and longitude for the long-distance Atlantic Rainforest migrant (*Turdus subalaris*). Graphs on the left show maps of losses or gains in terms of local suitability between current conditions and the most drastic future climatic projection (2070, rcp85). Histograms on the right show climate suitability in relation to elevation and longitude/latitude for present day and future projections under the higher carbon emission scenario (2050, rcp85; 2070, rcp85). Red areas correspond to breeding areas and blue areas to wintering areas. Areas in dark gray represent the future scenario for the year 2050 and areas in light gray the future scenario for the year 2070.

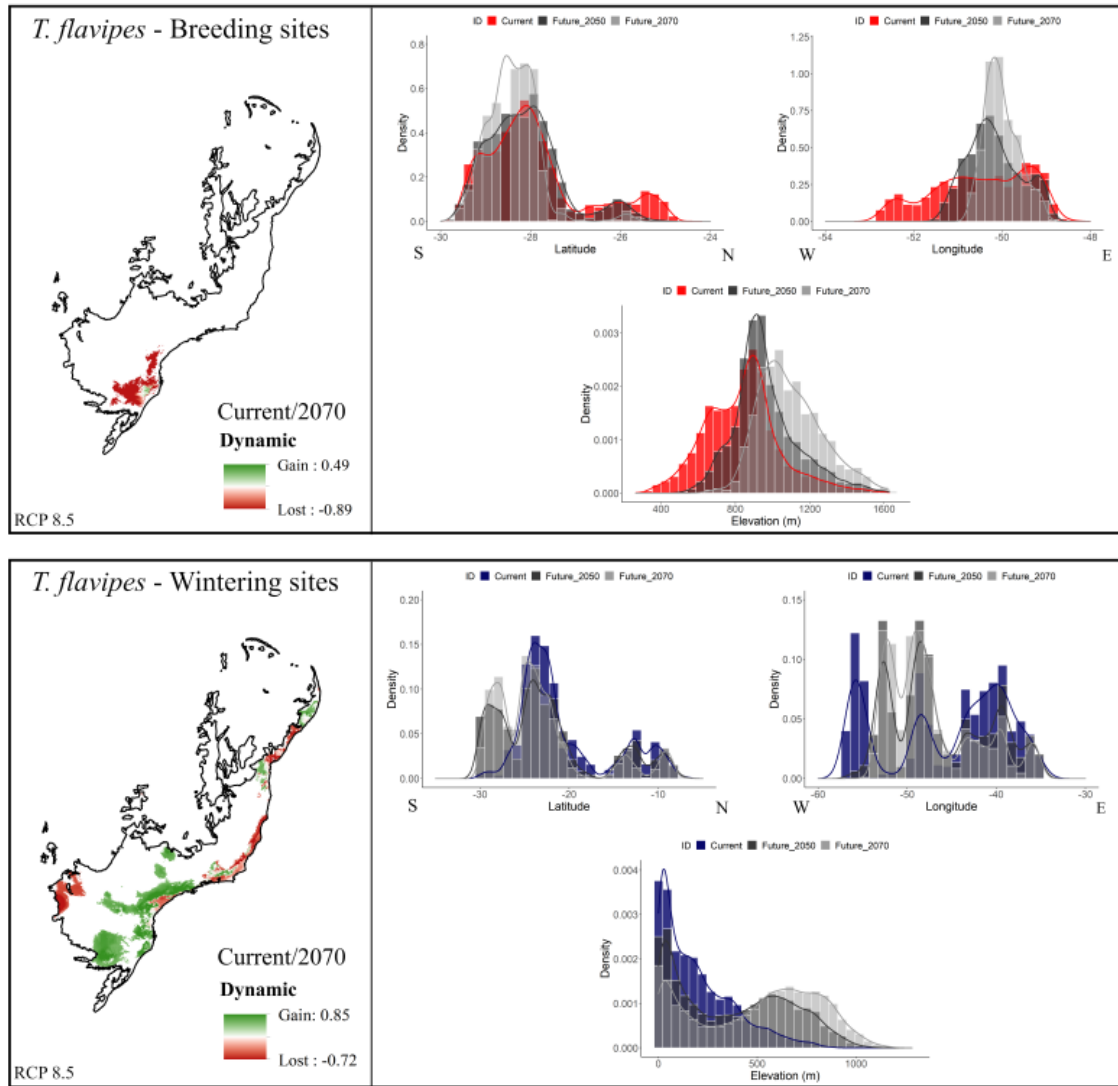


Figure 5. Effects of future climate change on wintering and breeding areas across elevation, latitude, and longitude for the short-distance altitudinal migrant (*Turdus flavipes*). Graphs on the left show maps of losses or gains in terms of local suitability between current conditions and the most drastic future climatic projection (2070, rcp85). Histograms on the right show climate suitability in relation to elevation and longitude/latitude for present day and future projections under the higher carbon emission scenario (2050, rcp85; 2070, rcp85). Red areas correspond to breeding areas and blue areas to wintering areas. Areas in dark gray represent the future scenario for the year 2050 and areas in light gray the future scenario for the year 2070.

Results of the Wilcoxon tests reinforce patterns observed for the three species. In almost all cases, we observed differences between the suitability of the current and future projections ($P < 0.001$), except for latitudinal and longitudinal values in a few cases (Table S4). Non-significant latitudinal changes in breeding areas were observed for short-distance

altitudinal migrants under both future scenarios RCP 4.5 (Current/2050, $w = 5222864$, $P = 0.13$) or in the breeding latitude of long-distance Andean migrants under RCP 4.5 (Current/2070, $w = 155012843$, $P = 0.079$). For wintering areas, no difference was observed in latitude for the long-distance Atlantic Rainforest migrant under RCP 8.5 (Current/2050, $w = 8128700$, $P = 0.32$). And a non-significant longitudinal change in breeding areas were observed for of long-distance Andean migrants under both future scenarios RCP 8.5 (Current/2050, $w = 151125422$, $P = 0.75$). A summary of the results of the effects of future climate conditions on elevation, latitude, and longitude for the three species is presented in the Supplementary Material (Supplementary Information, Figure S3 – S8 and Tables S4 and S5).

Table 1. Size of the breeding and wintering areas predicted by the present day and future projection models. The areas are described in absolute size (km²) and in percentages of area gained and lost. Negative values represent a loss of area as a percentage of the current distribution under future carbon emission scenarios (RCP 4.5, 2050 and 2060; RCP 8.5, 2050 and 2070) and positive values represent percent area gained.

	Area (km ²)					
	Breeding sites			Wintering sites		
	<i>Turdus nigriceps</i>	<i>Turdus subalaris</i>	<i>Turdus flavipes</i>	<i>Turdus nigriceps</i>	<i>Turdus subalaris</i>	<i>Turdus flavipes</i>
Current	421978.16	822639.02	70269.31	859664.22	1254138.13	182116.03
RCP 4.5/2050	249261.14	784742.18	51917.54	559436.71	211532.01	311432.53
RCP 4.5/2070	200772.30	783236.93	35776.75	529745.23	72458.32	364583.03
RCP 8.5/2050	243986.20	784580.39	35968.57	525486.86	98528.89	295207.98
RCP 8.5/2070	132020.87	614070.19	14260.86	478962.15	40162.56	335175.69
	Percentage					
RCP 4.5/2050	-41.00%	-4.60%	-26.12%	-34.93%	-83.14%	71.00%
RCP 4.5/2070	-52.50%	-4.80%	-49.09%	-38.38%	-94.23%	100.00%
RCP 8.5/2050	-42.20%	-4.60%	-49.10%	-38.88%	-92.15%	62.09%
RCP 8.5/2070	-68.70%	-25.36%	-79.71%	-44.29%	-96.80%	84.04%

Discussion

Our results suggest a drastic effect of future climatic conditions on the wintering and breeding areas across all three migratory bird flyways in South America. Although the projected effects are different for each breeding and wintering area, our models predict overall reductions in the distribution of the breeding and wintering areas of migratory birds in South America. Additionally, our models predict shifts towards higher elevations, as well as shifts in longitude and latitude. Overall, these findings, the first to predict the effects of future climate change on bird migration in South America, point to negative effects of climate change on seasonal distributions of migratory birds in South America.

Our results point to an overlap of wintering and breeding areas above 800 m, and significant future increases in wintering areas of the short-distance migrant species, *T. flavipes*, which usually overwinters below 800m elevation (Alves 2007). The best models were observed for the breeding season (Table S5), mainly due to the quality of breeding season data. As expected, data for wintering areas are scarce in comparison with that for breeding areas, adding to the difficulty of evaluating the spatiotemporal dynamics of wintering areas (Alves 2007).

For the long-distance Andean migrant (*T. nigriceps*), suitable areas were predicted in central Brazil where the species does not occur, which may have occurred because this species is closely related to the long-distance Atlantic Rainforest migrant (*T. subalaris*), and both may have similar climatic requirements, as has been found in other Neotropical avian taxa (Gómez-Bahamón et al. 2020).

Effects of future climate changes on wintering and breeding areas

We observed an upslope displacement of suitable areas for both breeding and wintering areas across all future projections. However, a significant portion of these new suitable areas, especially in the Andean highlands, will not be covered by forest, which would be unsuitable for the three forest species we studied. Our findings suggest losses of suitable areas below 1,000 m and gains of suitability in regions higher than 4,000m in the Andes. The displacement of suitable areas westwards (i.e., higher longitude values) in breeding areas also corroborates the gains in the Andean highlands.

The effects of future climate changes on breeding and wintering areas of long-distance Atlantic Rainforest migrants (Figure 2B) is similar to that predicted for long-

distance Andean migrants, with a future decrease in the extent of their wintering area. Species that use this flyway are primarily found in winter at lower elevation riparian forest, in the ecotone between the Amazonian and Cerrado biomes (Alves 2007, Vogel 2014). Similarly, breeding areas will also suffer geographical reduction in future climate scenarios, with projected displacements to the southeast (i.e., toward higher elevations to the east and south; Figure 4), such that the longitudinal trend observed in the climatically extreme future projections can be explained by the expansion of breeding areas in southern Brazil, including into higher elevations. Species that are part of the long-distance Atlantic Rainforest flyway tend to inhabit the forest canopy during the breeding season (Clement 2000); however, much of the Atlantic Rainforest is fragmented due to human activities (Ribeiro et al. 2009). Thus, even if our results predict appropriate future climatic conditions for breeding and wintering in the Atlantic Rainforest, their dependency on forest canopy vegetation, combined with high levels of anthropogenic forest fragmentation (Ribeiro et al. 2009), may compromise their future population viability in this region.

Dataset and climate prediction models

The use of citizen-science databases (e.g., eBird) has provided novel information about the migratory bird ecology (e.g., Jackson et al. 2015, Lin et al. 2015, Coxen et al. 2017), as is the use of such data to inform Ecological Niche Models to evaluate the effects of climate on animal communities (Gonçalves et al. 2016, Newbold 2018). For example, reductions in suitable areas for long-distance migrants in Europe are predicted under future climate change, suggesting that the risk of future declines in wintering and breeding areas varies independently between species (Zurell et al. 2018). Although citizen-science data and broad-scale environmental data (e.g., climate scenarios) that we used to make inferences have limitations (Wiens et al. 2009, Suggitt et al. 2017, Burdeman et al. 2020), we are confident that the use of citizen science-based occurrence data of South American birds is useful in generating macroecological evaluations. In particular, the species we studied are very vocal and often occur in open habitat, increasing their chance of detection birdwatchers. Additionally, filters are applied within eBird to increase data quality (Sullivan et al. 2014). The use of such data in bird migration studies is relatively recent (Coxen et al. 2017, MacPherson et al. 2018), such that its full potential has yet to be explored, especially in relatively understudied bird migratory systems, such as Neotropical austral and intra-tropical bird migration.

Our results project future losses of breeding areas of short-distance altitudinal migrants in the Atlantic Rainforest, supporting out prediction of future losses of suitable breeding areas (Figure 1). Species breeding upslope (above 800 m) may need to switch migratory routes based on our projections of future shifts of breeding areas to higher elevations (Figure 3). Similarly, other taxonomic groups, such as small mammals (Rowe et al. 2014), other bird species (Freeman and Class Freeman 2014), and amphibians (Bustamante et al. 2005) are predicted to move to higher elevations. Nevertheless, how these species will adapt to these changes is still an open question. They may be able to adapt by changes in their migratory behavior (Fiedler et al. 2004, Niven et al. 2004, Pulido and Berthold 2010), but the resulting impacts of these changes on their population dynamics are still unknown. In this context, future prediction scenarios may help establish protocols for conservation of these species over the long term.

In the face of rapid climatic changes, we can expect important changes for a wide variety of species, with some being more impacted than others (Bellard et al., 2012; Scheffers et al., 2016). Large-scale projections may not be equally accurate for all species and less accurate for wintering areas than for breeding areas (Zurell et al., 2018) since winter distributions for many species are not yet fully described. Although the species we studied are not perfectly representative of all types of migratory birds in South America, many bird species on the continent migrate as part of the same migratory systems as the species we studied (Stotz et al. 1996), such that these results indicate novel directions for future research on risks of rapid climate change for a broad suite of migrants. Considering the potential for high levels of variation in fine-scale landscape scenarios, future studies should focus on gaining a more a spatially and temporally detailed understanding of the effects of future climate change on migratory bird species in South America.

The relatively few studies on breeding and wintering areas of avian migrants in the Southern Hemisphere are mainly due to the logistic difficulty associated with tracking organisms at large scales, in addition to the lack of infrastructure for most countries in this region (Jahn et al. 2004). However, emerging technologies and methods, including citizen-based platforms, are making detailed research on bird migration more feasible across the globe. Additionally, measuring such individual-level variables as flight performance and dispersal ability could go a long way in developing a more robust understanding of how future change is likely to affect different

populations across their annual cycle (La Sorte and Jetz 2010). We hope this study will inspire further research on the ecology and conservation of the rich assemblage of migratory birds across the rapidly changing South American landscape.

References

- Allouche, O., A. Tsoar, and R. Kadmon (2006). Assessing the accuracy of species distribution models: Prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology* 43:1223–1232.
- Alves, M. A. S. (2007). Sistemas de migrações de aves em ambientes terrestres no Brasil : exemplos , lacunas e propostas para o avanço do conhecimento. 15:231–238.
- Araújo, M. B., R. P. Anderson, A. M. Barbosa, C. M. Beale, C. F. Dormann, R. Early, R. A. Garcia, A. Guisan, L. Maiorano, B. Naimi, R. B. O’Hara, et al. (2019). Standards for distribution models in biodiversity assessments. *Science Advances* 5.
- Araújo, M. B., and M. New (2007). Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology and Evolution* 22:42–47.
- Barçante, L., M. M. Vale, and M. A. Maria (2017). Altitudinal migration by birds: a review of the literature and a comprehensive list of species. *Journal of Field Ornithology* 88:321–335.
- Barve, N. *et al* (2011). The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecol. Model.* 222: 1810–1819.
- Bellard, C., C. Bertelsmeier, P. Leadley, W. Thuiller, and F. Courchamp (2012). Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology letters* 15:365–377.
- Bivand, R., T. Keitt, B. Rowlingson, E. Pebesma, M. Summer, R. Hijmans, E. Rouault, F. Warmerdam, J. Ooms, and C. Rundel (2019). Package rgdal: Bindings for the “Geospatial” Data Abstraction Library. R package version 1.4-8 0.
- Both, C., C.A Van Turnhout, R.G. Bijlsma, Siepel, H., A.J. Van Strien, and R.P. Foppen, (2010). Avian population consequences of climate change are most severe for long-distance migrants in seasonal habitats. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 277(1685):1259-1266.
- Bustamante, M. R., S. R. Ron, and L. A. Coloma (2005). Cambios en la diversidad en siete comunidades de anuros en los Andes de Ecuador. *Biotropica* 37:180–189.
- Burdeman F. E, J. H. Devries, and D. N. Koons (2020). Changes in climate and land-use interact to create an ecological trap in a migratory species. *J Anim. Ecol.* 00, 1–17.
- Capllonch, P., K. Soria, and D. Ortiz (2008). Comportamiento Migratorio Del Zorzal

- Plomizo(*Turdus Nigriceps Nigriceps*) En Argentina. *Ornitologia Neotropical* 19:161–174.
- Carpenter, G., A. N. Gillison, and J. Winter (1993). DOMAIN: a flexible modelling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. *Biodiversity and Conservation* 2:667–680.
- Chesser, R. T. (1994). Migration in South America: an overview of the austral system. *Bird Conservation International* 4:91–107.
- Clement, P. (2000). Thrushes. 1st ed. Princeton University Press.
- Coppack, T., F. Pulido, M. Czisch, D. P. Auer, and P. Berthold (2003). Photoperiodic response may facilitate adaptation to climatic change in long-distance migratory birds. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 270.
- Coxen, C. L., J. K. Frey, S. A. Carleton, and D. P. Collins (2017). Species distribution models for a migratory bird based on citizen science and satellite tracking data. *Global Ecology and Conservation* 11:298–311.
- Dingle, H. (2008). Rowley review. Bird migration in the southern hemisphere: A review comparing continents. *Emu* 108:341–359.
- Dirnböck, T., S. Dullinger, and G. Grabherr (2003). A regional impact assessment of climate and land-use change on alpine vegetation. *Journal of Biogeography* 30:401–417.
- Elith, J., and J. Franklin (2017). Species Distribution Modeling ☆. Reference Module in Life Sciences. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-809633-8.02390-6>
- Faaborg, J., R. T. Holmes, A. D. Anders, K. L. Bildstein, K. M. Dugger, S. a. Gauthreaux, P. Heglund, K. a. Hobson, A. E. Jahn, D. H. Johnson, S. C. Latta, et al. (2010a). Recent advances in understanding migration systems of New World land birds. *Ecological Monographs* 80:3–48.
- Faaborg, J., R. T. Holmes, A. D. Anders, K. L. Bildstein, K. M. Dugger, S. A. Gauthreaux, P. Heglund, K. A. Hobson, A. E. Jahn, D. H. Johnson, S. C. Latta, et al. (2010b). Recent advances in understanding migration systems of New World land birds. *Ecological Monographs* 80:3–48.
- Fiedler, W., F. Bairlein, and U. Köppen (2004). Using Large-Scale Data from Ringed Birds for the Investigation of Effects of Climate Change on Migrating Birds: Pitfalls and Prospects. *Advances in Ecological Research* 35:49–67.
- Freeman, B. G., and A. M. Class Freeman (2014). Rapid upslope shifts in New Guinean birds illustrate strong distributional responses of tropical montane species to global

warming. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111:4490–4494.

Gasperin, G., and M. Aurélio Pizo (2009). Frugivory and habitat use by thrushes (*Turdus* spp.) in a suburban area in south Brazil. *Urban Ecosystems* 12:425–436.

Gómez-Bahamón V. et al. (2020). Speciation Associated with Shifts in Migratory Behavior in an Avian Radiation, *CurrentBiology*.,
<https://doi.org/10.1016/j.cub.2020.01.064>

Gonçalves, J., J. P. Honrado, J. R. Vicente, and E. Civantos (2016). A model-based framework for assessing the vulnerability of low dispersal vertebrates to landscape fragmentation under environmental change. *Ecological Complexity* 28:174–186.

Hao, T., J. Elith, G. Guillera-Aroita, and J. J. Lahoz-Monfort (2019). A review of evidence about use and performance of species distribution modelling ensembles like BIOMOD. *Diversity and Distributions* 25:839–852.

Hijmans, R. J., S. E. Cameron, J. L. Parra, P. G. Jones, and A. Jarvis (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25:1965–1978.

Huntley, B., Y. C. Collingham, R. E. Green, G. M. Hilton, C. Rahbek, and S. G. Willis (2006). Potential impacts of climatic change upon geographical distributions of birds. *Ibis* 148:8–28.

Jackson, M. M., S. E. Gergel, and K. Martin (2015). Citizen science and field survey observations provide comparable results for mapping Vancouver Island White-tailed Ptarmigan (*Lagopus leucura saxatilis*) distributions. *Biological Conservation* 181:162–172.

Jahn, A. E., V. R. Cueto, C. S. Fontana, A. C. Guaraldo, D. J. Levy, P. P. Marra and T. B. Ryder (in press). Birds migration in the Neotropics. *Auk: Advances in Ornithology*.

Jahn, A. E., D. J. Levey, V. R. Cueto, J. P. Ledezma, D. T. Tuero, J. W. Fox, and D. Masson (2013). Long-distance bird migration within South America revealed by light-level geolocators. *The Auk* 130:223–229.

Jahn, A. E., D. J. Levey, and K. G. Smith (2004). Reflections Across Hemispheres: a System-Wide Approach To New World Bird Migration. *The Auk* 121:1005.

Jones, T., and W. Cresswell (2010). The phenology mismatch hypothesis: Are declines of migrant birds linked to uneven global climate change? *Journal of Animal Ecology* 79:98–108.

Jonzén, N., A. Lindén,, T. Ergon, E. Knudsen, J; O. Vik, D. Rubolini, D. Piacentin, C. Brinch, F. Spina, L. Karlsson and Stervander, M. (2006). Rapid advance of spring

arrival dates in long-distance migratory birds. *Science*, 312(5782):1959-1961.

Joseph, L. (1997). Towards a broader view of neotropical migrants: consequences of a re-examination of austral migration. *Ornitología Neotropical* 8:31–36.

Karatzoglou, A., K. Hornik, A. Smola, and A. Zeileis (2004). kernlab - An S4 package for kernel methods in R. *Journal of Statistical Software* 11:1–20.

Knudsen, E., A. Lindén, C. Both, N. Jonzén., F. Pulido, N. Saino, W. J. Sutherland, L. A. Bach, T. Coppack, T. Ergon and P. Gienapp. (2011). Challenging claims in the study of migratory birds and climate change. *Biological Reviews*, 86(4):928-946.

Li, W., Q. Guo, and C. Elkan (2011). Can we model the probability of presence of species without absence data? *Ecography* 34:1096–1105.

Lin, Y. P., D. Deng, W. C. Lin, R. Lemmens, N. D. Crossman, K. Henle, and D. S. Schmeller (2015). Uncertainty analysis of crowd-sourced and professionally collected field data used in species distribution models of Taiwanese moths. *Biological Conservation* 181:102–110.

Liu, C., G. Newell, and M. White (2016). On the selection of thresholds for predicting species occurrence with presence-only data. *Ecology and Evolution* 6:337–348.

Liu, C., M. White, and G. Newell (2013). Selecting thresholds for the prediction of species occurrence with presence-only data. *Journal of Biogeography* 40:778–789.

MacPherson, M. P., A. E. Jahn, M. T. Murphy, D. H. Kim, V. R. Cueto, D. T. Tuero, and E. D. Hill (2018). Follow the rain? Environmental drivers of *Tyrannus* migration across the New World. *The Auk* 135:881–894.

Maia-Gouvêa, E. R., É. Gouvêa, and A. Piratelli (2005). Comunidade de aves de sub-bosque em uma área de entorno do Parque Nacional do Itatiaia, Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 22:859–866.

Marra, P. P., E. B. Cohen, S. R. Loss, J. E. Rutter, and C. M. Tonra (2015). A call for full annual cycle research in animal ecology. *Biology Letters* 11.

Marini M. A., Silveira M. B., Sousa N. M. and Borges F. I. (2009). biologia reprodutiva de *elaenia cristata* (tyrannidae) no cerrado do brasil central. *Neotropical Biology and Conservation* 4(1):3-12.

Mestre, L. a M., J. Rechetelo, M. a Cochrane, and J. Barlow (2011). Avifaunal inventory of a southern Amazonian transitional forest site: the São Luiz farm, Mato Grosso, Brazil. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Ciências Naturais* 6:147–161.

- Muylaert, R. L., M. H. Vancine, R. Bernardo, J. E. F. Oshima, T. Sobral-Souza, V. R. Tonetti, B. B. Niebuhr, and M. C. Ribeiro (2018). A note on the territorial limits of the Atlantic forest. *Oecologia Australis* 22:302–311.
- Newbold, T. (2018). Future effects of climate and land-use change on terrestrial vertebrate community diversity under different scenarios. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 285.
- Niven, D. K., J. R. Sauer, G. S. Butcher, and W. A. Link (2004). Christmas Bird Count Provides Insights Into Population Change in Land Birds That Breed in the Boreal Forest. *American Birds* 58:10–20.
- Newton, I. (2008). *The migration ecology of birds*. Academic, London.
- Nix, H. (1986). A biogeographic analysis of Australian elapid snakes. In: Longmore, R. (Eds.), *Atlas of Elapid snakes of Australia*(pp. 4–15). Canberra: Australian Government Publishing Service.
- Parmesan, C. (2006). Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 37:637–669.
- Parmesan, C., and G. Yohe (2003). A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421:37–42.
- Paruelo, J. M., A. Beltran, E. Jobbagy, O. E. Sala, and R. A. Golluscio (1998). The climate of Patagonia: General patterns and controls on biotic processes. *Ecologia Austral* 8:85–101.
- Pecl, G. T., M. B. Araújo, J. D. Bell, J. Blanchard, T. C. Bonebrake, I. C. Chen, T. D. Clark, R. K. Colwell, F. Danielsen, B. Evengård, L. Falconi, et al. (2017). Biodiversity redistribution under climate change: Impacts on ecosystems and human well-being. *Integrative Zoology* 355.
- Peterson, A. T., J. Soberón, R. G. Pearson, R. P. Anderson, E. Martínez-Meyer, M. Nakamura, and M. B. Araújo (2011). *Ecological niches and geographic distributions*. Princeton University Press.
- Philipps, S. J. and, and M. Dudík (2008). Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31:161–175.
- Phillips, S. B., V. P. Aneja, D. Kang, and S. P. Arya (2006). Modelling and analysis of the atmospheric nitrogen deposition in North Carolina. *International Journal of Global Environmental Issues* 6:231–252.
- Pizo, M. A. (2007). The relative contribution of fruits and arthropods to the diet of three trogon species (Aves, Trogonidae) in the Brazilian Atlantic Forest. *Revista Brasileira de*

Zoologia 24:515–517.

Pulido, F., and P. Berthold (2010). Current selection for lower migratory activity will drive the evolution of residency in a migratory bird population. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107:7341–7346.

Ribeiro, M. C., J. P. Metzger, A. C. Martensen, F. J. Ponzoni, and M. M. Hirota (2009). The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142:1141–1153.

Rowe, K. C., K. M. C. Rowe, M. W. Tingley, M. S. Koo, J. L. Patton, C. J. Conroy, J. D. Perrine, S. R. Beissinger, and C. Moritz (2014). Spatially heterogeneous impact of climate change on small mammals of montane California. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 282:20141857–20141857.

Scarano, F. R., and P. Ceotto (2015). Brazilian Atlantic forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. *Biodiversity and Conservation* 24:2319–2331.

Scheffers, B. R., L. De Meester, T. C. L. Bridge, A. A. Hoffmann, J. M. Pandolfi, R. T. Corlett, S. H. M. Butchart, P. Pearce-Kelly, K. M. Kovacs, D. Dudgeon, M. Pacifici, et al. (2016). The broad footprint of climate change from genes to biomes to people. *Science* 354.

Sekercioglu, C. H., R. B. Primack, and J. Wormworth (2012). The effects of climate change on tropical birds. *Biological Conservation* 148:1–18.

Sekercioglu, C. H., S. H. Schneider, J. P. Fay, and S. R. Loarie (2007). Climate change, elevational range shifts, and bird extinctions. *Conservation Biology* 22:140–150.

Shaw, A. K., and K. A. Kelly (2013). Linking el niño, local rainfall, and migration timing in a tropical migratory species. *Global Change Biology* 19:3283–3290.

Sobral-Souza, T., M. S. Lima-Ribeiro, and V. N. Solferini (2015). Biogeography of Neotropical Rainforests: past connections between Amazon and Atlantic Forest detected by ecological niche modeling. *Evolutionary Ecology* 29:643–655.

Somenzari, M., M. A. Rego, L. F. Silveira, F. Schunck, V. de Q. Piacentini, and V. Cavarzere (2011). Birds of an Amazonia-Cerrado ecotone in southern Pará, Brazil, and the efficiency of associating multiple methods in avifaunal inventories. *Revista Brasileira de Ornitologia* 19(2):260–275. Stotz, D. F., J. W. Fitzpatrick, T. A. Parker III, and D. K. Moskovits (1996). *Neotropical birds: Ecology and conservation*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois.

Suggitt, A.J., P.J. Platts,, I.M Barata,, J.J. Bennie,, M.D. Burgess, , N. Bystriakova, , S. Duffield, , S.R. Ewing, , P.K. Gillingham, , A.B Harper,. and A.J. Hartley, (2017).

Conducting robust ecological analyses with climate data. *Oikos*, 126(11):1533-1541.

La Sorte, F. A., D. Fink, and A. Johnston (2019). Time of emergence of novel climates for North American migratory bird populations. *Ecography*:1079–1091.

La Sorte, F. A., and W. Jetz (2010). Projected range contractions of montane biodiversity under global warming. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 277:3401–3410.

Tax, D. M. J., and R. P. W. Duin (2004). Support Vector Data Description. *Machine Learning* 54:45–66.

Thomas, C. D., A. Cameron, R. E. Green, M. Bakkenes, L. J. Beaumont, Y. C. Collingham, B. F. N. Erasmus, M. Ferreira De Siqueira, A. Grainger, L. Hannah, L. Hughes, et al. (2004). Extinction risk from climate change. *Nature* 427:145–148.

Trisos, C.H., C.Merow, and A.L.Pigot, (2020). The projected timing of abrupt ecological disruption from climate change. *Nature*, 580(7804): 496-501.

Varela, S., M. S. Lima-Ribeiro, and L. C. Terribile (2015). A short guide to the climatic variables of the last glacial maximum for biogeographers. *PLoS ONE* 10:1–15.

Végvári, Z., V. Bókony, Z. Barta, and G. Kovács (2010). Life history predicts advancement of avian spring migration in response to climate change. *Global Change Biology* 16:1–11.

Vergés, A., P. D. Steinberg, M. E. Hay, A. G. B. Poore, A. H. Campbell, E. Ballesteros, K. L. Heck, D. J. Booth, M. A. Coleman, D. A. Feary, W. Figueira, et al. (2014). shifts climate-mediated changes in herbivory and community phase The tropicalization of temperate marine ecosystems: Subject collections The tropicalization of temperate marine ecosystems: climate-mediated changes in herbivory and community phase shifts. *Proc. R. Soc. B* 281:1–10.

Vogel, H. F. (2014). Occurrence of the Eastern Slaty Thrush (*Turdidae*) in southern Brazil during the non-breeding season. 22:260–264.

Wiens, J. A., D. Stralberg, D. Jongsomjit, C. A. Howell, and M. A. Snyder (2009). Niches, models, and climate change: assessing the assumptions and uncertainties. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106 Suppl:19729–36.

Wilcoxon, F. (1946). Individual comparisons of grouped data by ranking methods. *Journal of economic entomology* 39:269.

Xu, F., G. Liu, and Y. Si (2016). Local temperature and El Niño Southern Oscillation influence migration phenology of East Asian migratory waterbirds wintering in Poyang,

China. *Integrative Zoology* 12:303–317.

Yom-Tov, Y., M. I. Christie, and G. J. Iglesias (1994). Clutch Size in Passerines of Southern South America. *The Condor* 96:170–177.

Zurell, D., C. H. Graham, L. Gallien, W. Thuiller, and N. E. Zimmermann (2018). Long-distance migratory birds threatened by multiple independent risks from global change. *Nature Climate Change*:1.

A INFLUÊNCIA DA MODIFICAÇÃO DA PAISAGEM EM CORREDORES MIGRATÓRIOS POTENCIAIS PARA AVES NA AMÉRICA DO SUL

Resumo

É sabido que as mudanças em escala global com as mudanças no clima são as grandes causadoras da crise da biodiversidade global. Aliados ao clima estão os processos em escala fina como as mudanças na paisagem. Como esses processos em diferentes escalas atuam na migração das aves na América do Sul ainda é desconhecida. Nesse trabalho utilizamos a simulação de corredores de menor custo para gerar corredores migratórios potenciais para três espécies de aves do gênero *Turdus*, os quais possuem rotas migratórias diferentes, as migrações austrais de longa distância (*Turdus subalaris* e *Turdus nigriceps*) e a migração altitudinal de curta distância (*Turdus flavipes*). As simulações de corredores de menor custo geram caminhos de menor custo que atravessam mapas de matrizes de resistência de um local de origem até o local alvo, e aqui utilizamos os modelos de distribuição de espécies considerando apenas o clima e corredores misto de clima e paisagem para gerar as matrizes de resistência. Nossos resultados mostraram que as simulações foram adequadas para estudos iniciais sobre as rotas migratórias dessas espécies da América do Sul, e que os corredores mistos apesar de serem mais tortuosos e mais longos são mais próximos da realidade das espécies do que corredores apenas climáticos. As espécies de migração de longa distância apresentaram corredores mistos mais eficientes quando se leva em consideração a preferência ambiental da espécie, as quais necessitam de regiões úmidas para reprodução e migração. Para a espécie de curta migração, não houve diferenças significativas entre os tipos de corredores, o que parece ter sido devido à escala utilizada para as simulações de corredores. Esse foi um estudo inicial e deve servir como *proxi* para estudos mais detalhados sobre a migração no futuro.

Palavras-chave: Corredores migratórios, paisagem, aves, América do Sul

Introdução

Mudanças climáticas têm sido relatadas como causa da crise da biodiversidade global em larga escala (escala regional/continental/global) (BELLARD et al., 2012; SCHEFFERS et al., 2016). Aliado às mudanças climáticas estão as mudanças antropogênicas das paisagens, que atuam em escala fina (local). Os efeitos de escala fina somados podem resultar em efeitos ainda mais drásticos e desconhecidos nas diferentes escalas, incluindo mudanças nas funções ecossistêmicas, e serviços ecossistêmicos correlatado, até modificações nos padrões de distribuição e nos movimentos das espécies (BUDERMAN; DEVRIES; KOONS, 2020; NORTHROP et al., 2019; ZURELL et al., 2018). A modificação da paisagem tende também a reduzir a conectividade entre os fragmentos de habitat gerando impactos negativos para diversos processos ecológicos, incluindo a migração sazonal das espécies (RAYFIELD; FORTIN; FALL, 2011; TISCHENDORF; FAHRIG, 2000).

O movimento espacial das espécies, em especial a migração, é uma das características ecológicas mais afetadas pelas mudanças do uso e cobertura do solo (NORTHROP et al., 2019; PARMESAN, 2006; PARMESAN; YOHE, 2003). Locais com paisagem contínuas foram e estão sendo modificados e fragmentados resultando na formação de fragmentos de habitat desconectados entre si (FAHRIG, 2003). A desconexão dos fragmentos e os diferentes tipos de matrizes adjacentes aos fragmentos diminuem a possibilidade de dispersão e/ou migração das espécies ao longo do espaço (TISCHENDORF; FAHRIG, 2000). Logo, os processos de dispersão e migração que antes existiam foram afetados pelo uso e cobertura do solo. Dessa forma, estudar a magnitude dos efeitos das modificações das paisagens sobre o padrão de dispersão e de rotas migratórias de espécies é fundamental como forma de inferir o efeito real das mudanças das paisagem em múltiplas escalas geográficas.

As aves possuem ampla variedade de sistemas de migração (CHESSER, 1994; JAHN et al., 2004). O conhecimento atual acerca da biogeografia, evolução e fisiologia dos movimentos migratórios das aves mostram a complexidade e a variabilidade desse processo (JAHN et al., 2006) e salienta que a estratégia migratória pode estar relacionada à sazonalidade climática e aos recursos disponíveis (PULIDO; BERTHOLD, 2010).

A América do Sul possui elevado número de espécies de aves migrantes neotropicais - migrantes austrais, os quais migram entre suas áreas de reprodução em

zonas temperadas mais ao Sul até próximo a linha do Equador durante o inverno (CHESSER, 1994; JAHN et al., 2013). Dentre essa zona de migração podemos observar vários sistemas e rotas migratórias distintas, desde rotas geograficamente mais longas, como as espécies andinas, até migração geograficamente curta (FAABORG et al., 2010; SEKERCIOGLU et al., 2007).

Dois padrões migratórios de aves são estudados na América do Sul: a migração altitudinal e intra-tropical. Os migrantes intra-tropicais migram apenas dentro dos trópicos (ou seja, entre os trópicos de Câncer e Capricórnio), consistindo em padrões complexos e variados (movimentos altitudinais, latitudinais e longitudinais). A migração altitudinal é comum nos Neotrópicos, consistindo em movimentos entre diferentes elevações, geralmente com reprodução ocorrendo em elevações mais altas e inverno em elevações mais baixas (FAABORG et al., 2010).

Dentre essa variedade de rotas migratória possíveis para as espécies da América do Sul, pouco se sabe sobre esses sistemas, em parte devido à dificuldade logística associada ao rastreamento de organismos em grande escala, além da falta de infraestrutura e recursos para a maioria dos países desta região (JAHN; LEVEY; SMITH, 2004). Perante esse cenário, o uso de técnicas macroecológicas pode auxiliar a responder diversas perguntas sobre rotas migratórias na América do sul.

O uso de ferramentas como modelos baseados em nicho e modelos de simulação de corredores ecológicos vem ganhando frente dentro dos estudos ecológicos no mundo (ZELLER et al., 2018; ZURELL et al., 2018). Essas ferramentas já foram demonstradas como sendo eficientes para identificar e conservar corredores de migração de espécies e medidas eficientes de conservação frente mudanças de paisagem (CHEN et al., 2011; ZELLER et al., 2018).

A delimitação geográfica dos corredores de migração normalmente considera a capacidade das espécies de se movimentarem entre zonas ambientalmente heterogêneas. Nesse trabalho, utilizamos a simulação de corredores de menor custo, os quais utilizam um conjunto de algoritmos de caminhos de menor custo que atravessam mapas de matrizes de resistência, onde pixels com altos valores de resistência correspondem à baixa probabilidade de movimento e pixels com baixa resistência correspondem à alta probabilidade para o movimento (RIBEIRO et al., 2017; ZELLER; MCGARIGAL; WHITELEY, 2012).

Aqui, nosso objetivo foi inferir os possíveis corredores migratórios de curta e longa distância de três espécies de aves da família Turdidae baseado nos mapas de

distribuição potenciais gerados a partir de dados climáticos e de heterogeneidade do habitat. Os corredores potenciais inferidos baseados somente em condições climáticas foram considerados como corredores de migração sem o efeito da modificação da paisagem. Os corredores construídos sob variáveis climáticas e de heterogeneidade de habitat foram considerados como corredores de migração sob efeito da modificação da paisagem. Nós hipotetizamos que os corredores sob efeito da modificação de habitat sejam mais realistas para demonstrar as potenciais rotas de migração das espécies estudadas na América do Sul. Predizemos também que os corredores de migração das espécies migrantes de longa distância possuam a mesma tortuosidade e sobreposição (*overlap*) para modelos baseados somente em clima e em clima e heterogeneidade de habitat já que longas migrações devem ser mais influenciadas pela escala climática do que pela escala de paisagem (JONES; CRESSWELL, 2010; LA SORTE et al., 2013, 2014, 2016; VÉGVÁRI et al., 2010). Para a espécie migratória de curta distância (*T. flavipes* ‘Short distance altitudinal migratory flyway’), esperam-se desvios de rotas migratórias influenciados por mudanças nas paisagens locais, como a fragmentação, perda de habitat e disponibilidade de alimento (BOYLE; CONWAY; BRONSTEIN, 2011; DIRNBÖCK; DULLINGER; GRABHERR, 2003). Sendo assim, os corredores gerados com variáveis climáticas e heterogeneidade de habitat possuirão maior tortuosidade, e menor sobreposição em relação a corredores gerados apenas por variáveis climáticas.

Material e métodos

Para gerar os corredores migratórios potenciais dos sistemas migratórios nós utilizamos a metodologia de Modelagem de múltiplos corredores de menor custo (*Modeling Multiple Least-Cost Corridors – MLCC*) utilizando o software *LS-Corridors*. O MLCC permite a simulação de múltiplas rotas alternativas entre pares de fontes (saída da espécie) e alvos (chegada) (source – target) (Ribeiro et al., 2017; Schneiberg et al., 2020). Para gerar os corredores potenciais, foi necessário gerar mapas de resistência ambiental para dispersão das espécies nas áreas de estudo. Para isso, foram construídos modelos de nicho ecológico (ENM) para prever a distribuição potencial atual de áreas de reprodução e de inverno três espécies de sabiás migratório (ou seja, *T. nigriceps*, *T. subalaris* e *T. flavipes*) (PETERSON et al., 2011). Os modelos de nicho são construídos a partir da associação entre os pontos de ocorrências conhecidas das

espécies e variáveis ambientais e resultam em mapas potenciais de distribuição geográfica (PETERSON et al. 2011). Aqui, inicialmente foram inferidas a distribuição potencial das espécies migratórias baseados apenas em variáveis climáticas como forma de inferir as matrizes de resistência considerando apenas condições climáticas (larga escala). Depois, foram construídos modelos de nicho combinando as variáveis climáticas e de paisagem como forma de inferir as matrizes de resistências considerando também os efeitos da paisagem. A seguir serão melhores detalhados as construções das matrizes de resistência e como foram inseridas as rotas de migração das espécies.

Dados de ocorrência de espécies

As três espécies utilizadas nesse estudo foram selecionadas como sendo representantes dos três tipos mais comuns de migração observados na América do Sul; as migrações austrais de longa distância (*Turdus subalaris* – “Atlantic Rainforest migratory flyway”; *Turdus nigriceps* – “Andean migratory flyway”) e a migração altitudinal de curta distância (*Turdus flavipes* – “Short distance altitudinal migratory flyway”).

Os dados de ocorrência foram obtidos por meio do banco de dados de ciência-cidadã do eBird, que usa filtros automatizados e editores regionais para garantir a qualidade dos dados (SULLIVAN et al., 2014) além de outros bancos de dados online, como o Global Biodiversity Information Facility (GBIF), VertNet, e estudos científicos publicados que continham informações geográficas de ocorrência das espécies (MESTRE et al., 2011; SOMENZARI et al., 2011). Os dados de ocorrência disponíveis variam de 1980 a 2017 (Figura S9). No total, foram registrados 539 de ocorrência, dos quais mais de 80% são derivados da plataforma eBird. Os dados foram divididos em áreas de invernada, reprodução e migração (n = 361 registros reprodução; n = 138 registros de invernada; n = 40 registros de migração), e uma parte dos pontos das áreas de migração foram reservados para checagem posterior dos de corredores (MLCC). Todos os registros de ocorrência que não continham informações de data e local foram excluídos da análise, assim como dados de ocorrência duplicados e centroides de municípios (figura S9).

Variáveis climáticas e de paisagem

Usamos duas áreas geográficas diferentes para construir os ENMs, um para cada tipo de padrão de migração, usando resolução espacial de 30 arc-segundos (aproximadamente 1 km x 1 km no Equador). Para os modelos de longa distância nós usamos a delimitação geográfica da América do Sul como área para construir modelos. Para os modelos de curta distância nós usamos a delimitação geográfica do Bioma Mata Atlântica. Para cada delimitação, baixamos todas as 19 bioclimáticas como correspondentes as variáveis climáticas. As variáveis de paisagem foram obtidas a partir de 14 variáveis de heterogeneidade e elevação, disponíveis no banco de dados EarthEnv (www.earthenv.org) e a porcentagem de habitat (gerada a partir do mapa de cobertura florestal do Global Forest Watch (www.globalforestwatch.org); resolução original 30m. O mapa de porcentagem de habitat (floresta) considera todos os pixels com cobertura florestal > 0 como florestas descontando o desmatamento entre os 2000-2018).

Como essas variáveis são correlacionadas entre si nós conduzimos uma Análise de Componentes Principais (PCA). Foram selecionados os seis primeiros eixos, que possuíam autovalores maiores que um e explicavam aproximadamente 90% da variação ambiental seguindo os critérios propostos por DE MARCO; NÓBREGA (2018). Os autovetores de cada célula para cada eixo foram usados como variáveis nos modelos. Realizamos as PCA separadamente para variáveis de paisagem e climáticas, tendo ao final conjuntos de seis variáveis climáticas e seis variáveis ambientais para cada delimitação, e assim gerar os modelos de nicho ecológico. Logo, foram utilizadas seis variáveis ambientais nos modelos de nicho, que continuam os autovetores do PCA como variável (Tabela S9– S12).

Modelos de nicho ecológico (ENMs)

Para gerar os mapas de distribuição potencial das espécies (posteriormente transformados em mapas de resistência) foi utilizada a técnica conhecida como projeção combinada (*ensemble forecasting*) utilizando diferentes algoritmos de modelos de nicho ecológico (ENMs) (ARAÚJO; NEW, 2007). Essa técnica reduz o problema da variação inerente aos diferentes tipos de algoritmos disponíveis na projeção das áreas de distribuição potencial dos táxons (PETERSON et al., 2011). Os algoritmos utilizados foram: *Bioclim* (Envelope Score), *Gower Distance* (DOMAIN), *Máxima Entropia* (MAXENT) e *Support Vector Machines* (SVM). A escolha dos algoritmos foi baseada

no tipo de abordagem utilizada, sendo que dois consideram apenas os pontos de presença (e.g. presence-only) – Bioclim e Gower Distance, e outros dois usam abordagem de aprendizado de máquina (*Machine Learning*) baseada em dados de presença e *background* (SVM e MaxEnt) (LI; GUO; ELKAN, 2011; PHILLIPS et al., 2006). Um número mínimo de dez réplicas para cada um dos quatro algoritmos foi gerado no *software* R (Team R Development Core 2.013 programa), baseados nos pacotes *dismo* e *kernlab*. Para validar os modelos, em cada aleatorização os pontos de ocorrência serão divididos aleatoriamente em treino (70% dos pontos) e teste (30%; PETERSON et al., 2011). A validação foi feita por meio do TSS (*True Skill Statistic*, um teste que não sofre influência da prevalência das espécies estudadas; ALLOUCHE; TSOAR; KADMON, 2006) levando-se em consideração o *threshold* de máxima sensibilidade e especificidade, reconhecido como melhor *threshold* para utilização de métodos somente presença (LIU; NEWELL; WHITE, 2016), como no caso do presente estudo.

Sobrepomos todos os mapas utilizando a abordagem de conjunto de frequência (*frequency ensemble forecasting*). Para isso, usamos o valor limite de “sensibilidade e especificidade máximas” de cada modelo construído para transformar o mapa contínuo em um mapa binário. A partir daí, concatenamos as réplicas dos mesmos algoritmos, bem como as réplicas entre algoritmos. Ao final obtivemos um mapa final de adequabilidade contínuo apenas climático (clima) e misto (clima + paisagem) para cada espécie.

Mapas de superfície de resistência

Para modelar o MLCC, primeiro é necessário definir uma superfície de resistência (um mapa de um Sistema de Informação Geográfica - também chamada de superfície de atrito ou permeabilidade, usada para representar a dificuldade encontrada por um organismo em se mover através dos diferentes tipos de paisagens (ETHERINGTON; PENELOPE HOLLAND, 2013). Aqui transformamos os mapas de adequabilidade em mapas de superfície de resistência através de uma equação matemática. Locais com maior adequabilidade (valor 1) foram transformados em locais de menor resistência (valor 0) e locais com menor adequabilidade (valor próximos a 0) foram transformados em locais de maior resistência (valor 100). Células com valores de resistência baixos possuem fatores que aumentam a permeabilidade da espécie na matriz, já valores altos de resistência reduzem ou eliminam a capacidade de uma espécie

de se mover no espaço (ETHERINGTON; PENELOPE HOLLAND, 2013).

Modelagem de múltiplos corredores de menor custo (MLCC)

Para inferir os corredores de dispersão das espécies, foi utilizado o software *LSCorridors*. Esse software permite a simulação de múltiplas rotas alternativas entre pares de fontes (saída) e alvos (chegada), ou múltiplos corredores de menor custo (MLCC) (RIBEIRO et al., 2017). Assim é possível identificar diferentes rotas entre as áreas de reprodução e internada das aves migratórias com maior permeabilidade (ou menor resistência) ao movimento de cada espécie de ave, ao invés de apenas um corredor (RIBEIRO et al., 2017). Realizamos 50 simulações para cada par de fontes-alvo (*source – target*) para cada espécie de cada sistema migratório. Aqui, geramos simulações de múltiplos corredores em mapas de resistência somente climáticos e em mapas de resistência mistos (gerados a partir de variáveis climáticas + paisagem) separadamente como forma de testar se o efeito das mudanças da paisagem afeta os corredores potenciais de cada sistema migratório. Os múltiplos corredores potenciais foram gerados a partir da migração de inverno, quando as aves saem das áreas de reprodução (fonte) em direção as áreas de internada (alvo).

Após as simulações dos MLCC no software *LSCorridors*, foi calculado o *Route Selection Frequency Index* (RSFI), que representa o número de corredores que cruzam cada célula, considerando todas as simulações de corredores. Células com alto RSFI indicam melhores corredores potenciais entre as áreas de reprodução e internada. Valores elevados de RSFI indicam áreas (ou seja, número de pixels) que são mais propensas a serem usadas como corredores de acordo com os requisitos das espécies, representadas pela superfície de resistência (RIBEIRO et al., 2017). Usamos o valor padrão para o parâmetro Variabilidade (2.0) no *LSCorridors* durante as simulações, a fim de incluir alguma aleatoriedade na seleção dos caminhos de menor custo.

Análise estatística

Para uma melhor visualização e comparação dos múltiplos corredores entre as áreas de internada e reprodução nos dois cenários (apenas climático e misto - climático + paisagem) utilizamos os valores dos mapas de RSFI.

Primeiramente extraímos para cada pixel de cada mapa de RSFI os valores de elevação e porcentagem de florestas correspondentes e geramos gráficos de dispersão para cada cenário de cada espécie. Medimos o custo médio de cada conjunto de

corredores (RSFI) e quantificamos a sobreposição entre os corredores modelados nos dois cenários (*overlap*) - apenas climático (clima) e misto (climático + paisagem) - para cada espécie. Seguimos o mesmo procedimento realizado em Pena et al 2020, primeiro transformando os mapas RSFI em mapas de probabilidade de movimento, dividindo-os pela soma de todos os pixels, de modo que a probabilidade de usar qualquer pixel na paisagem seja 1. Em seguida, calculamos a sobreposição (*overlap*) de corredores entre os cenários ou espécies utilizando

$$Overlap(p_1, p_2) = \iint_{\Omega} [\min\{p_1(x, y), p_2(x, y)\}] dx dy ,$$

onde p_1 e p_2 são os mapas de probabilidade de movimento (nos dois cenários para uma única espécie ou para duas espécies em um dado cenário), e Ω é a área de estudo. Então, a sobreposição é responsável não apenas pela correspondência espacial entre os corredores, mas também pelo número de rotas que cruzam as mesmas áreas.

Para cada cenário calculamos a tortuosidade dos corredores gerados para cada espécie. A tortuosidade do corredor é a razão entre o comprimento do corredor e a distância euclidiana entre os locais de início e término dos corredores, sendo assim corredores em linha reta tem tortuosidade igual a um e à medida que o comprimento do caminho aumenta a tortuosidade também aumenta.

Resultados

Nossos resultados mostram diferenças significativas entre as rotas migratórias estimadas apenas sob condições climáticas e mistas (clima e paisagem juntos) para as três espécies (figuras 1, 2 e 3). Os corredores mistos (clima+paisagem) se aproximaram mais dos pontos de checagem (pontos de migração excluídos dos modelos) para as espécies de migração longa (*T. nigriceps* e *T. subalaris*), especialmente para a espécie andina *T. nigriceps*.

Turdus flavipes

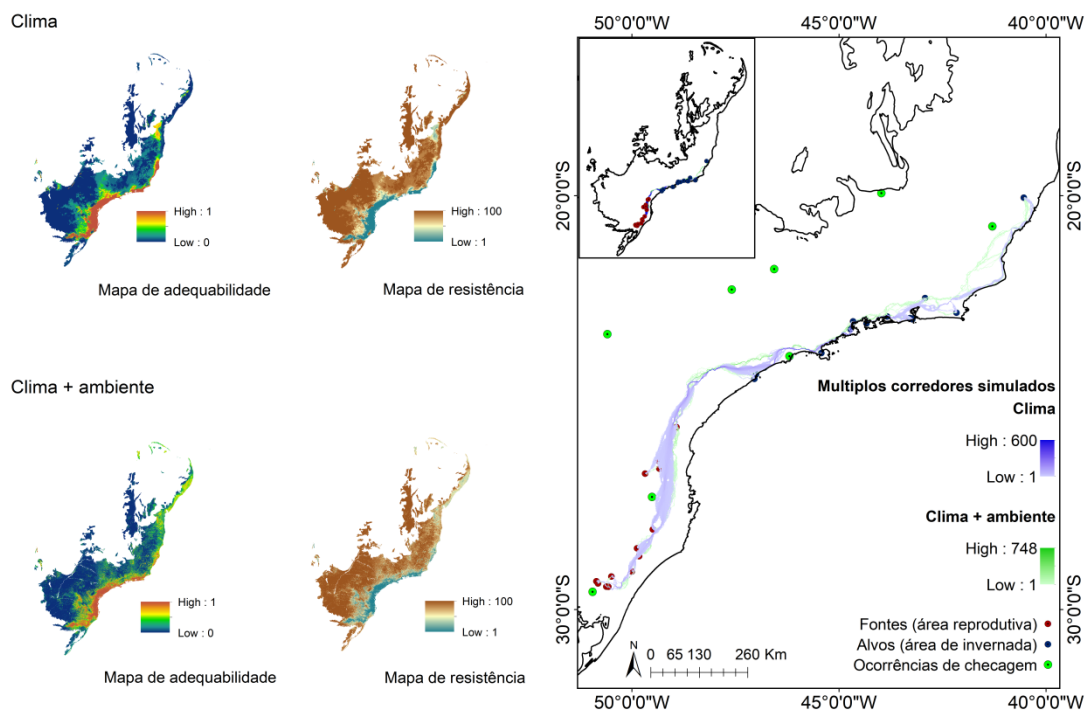


Figura 1. Múltiplos corredores de menor custo (MLCC) para os dois cenários, climático (Clima) e misto (Clima + Paisagem) para *Turdus flavipes* (Short distance altitudinal migratory flyway). Os primeiros mapas correspondem ao modelo de nicho e seu mapa resistência correspondente em cada cenário. Aqui utilizamos o RSFI para gerar o mapa em cada cenário; quanto mais alto o valor maior o número de corredores simulados passando por cada pixel.

Turdus subalaris

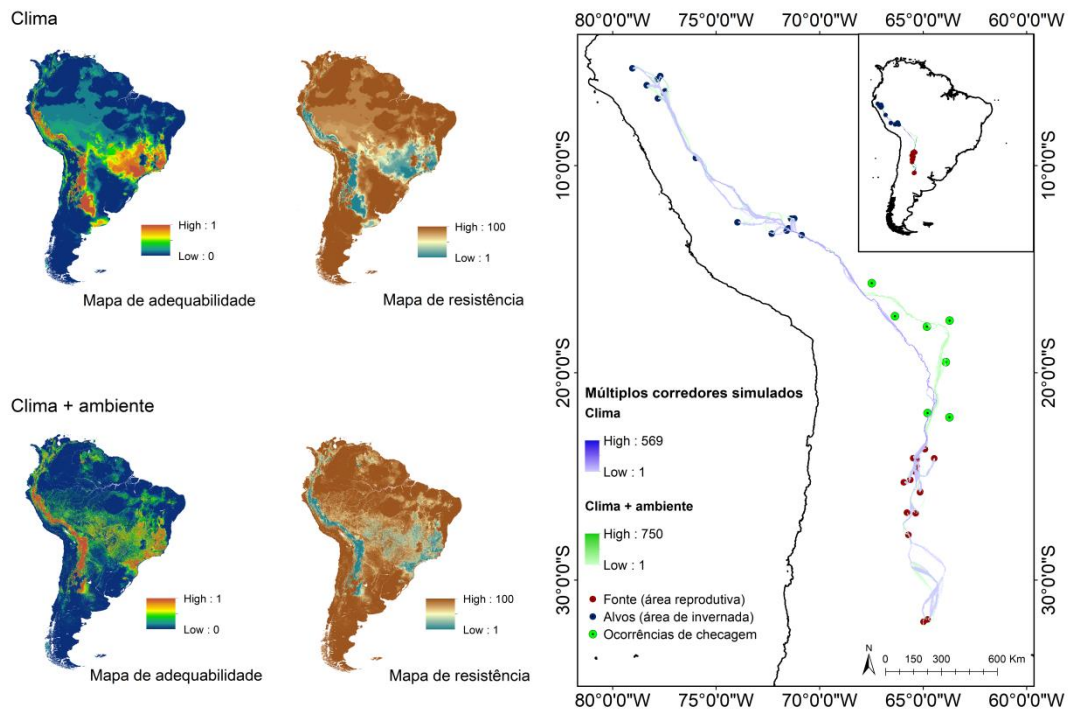


Figura 2. Múltiplos corredores de menor custo (MLCC) para os dois cenários, climático (Clima) e misto (Clima + Paisagem) para *Turdus nigriceps* (Andean migratory flyway). Os primeiros mapas correspondem ao modelo de nicho e seu mapa resistência correspondente em cada cenário. Aqui utilizamos o RSFI para gerar o mapa em cada cenário; quanto mais alto o valor maior o número de corredores simulados passando por cada pixel.

Turdus subalaris

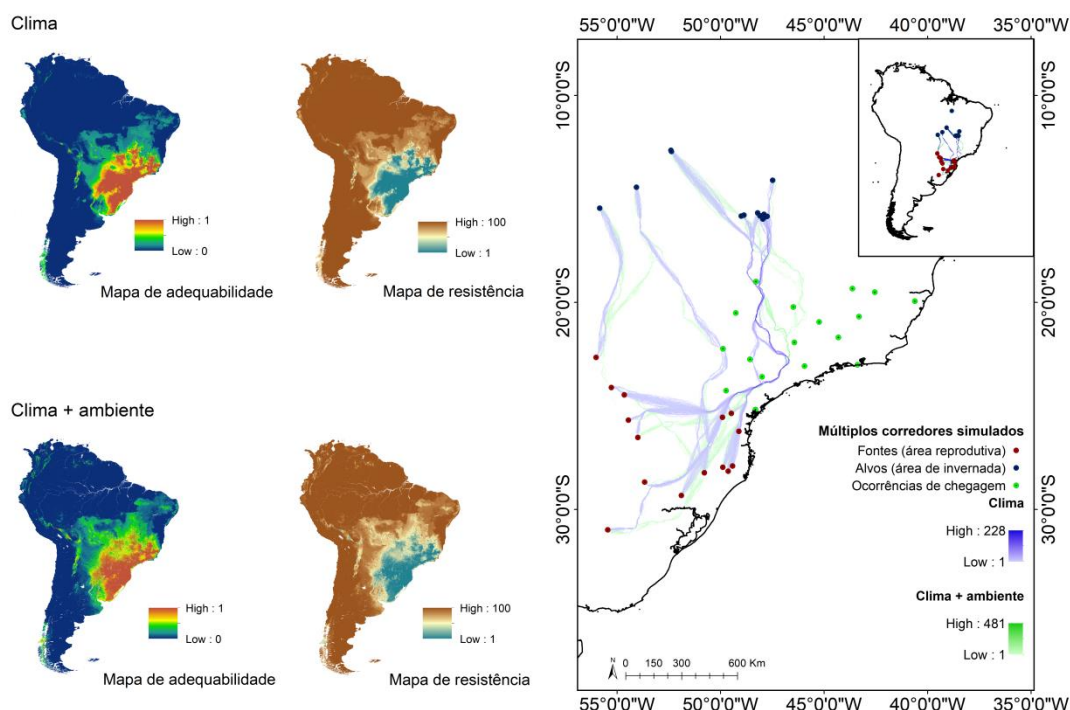


Figura 3. Múltiplos corredores de menor custo (MLCC) para os dois cenários, climático (Clima) e misto (Clima + Paisagem) para *Turdus subalaris* (Atlantic Rainforest migratory flyway). Os primeiros mapas correspondem ao modelo de nicho e seu mapa resistência correspondente em cada cenário. Aqui utilizamos o RSFI para gerar o mapa em cada cenário; quanto mais alto o valor maior o número de corredores simulados passando por cada pixel.

Também foi observado que a relação dos corredores com a elevação e a porcentagem de floresta foi diferente entre as espécies e entre os cenários de cada espécie. Para a espécie *T. flavipes*, *Short distance altitudinal migratory flyway*, os corredores construídos apenas sob o cenário climático gerou picos de múltiplos corredores em locais com altitudes próximas a 1000 m, enquanto o cenário misto (clima + paisagem) gerou picos de número corredores com altitudes entre 0 e 500 m (Figura 4). Em relação à porcentagem de floresta ambos os cenários para a espécie *T. flavipes* apresentaram resultados similares. Para a espécie *T. nigriceps*, *Andean migratory flyway*, o cenário apenas climático também gerou corredores em regiões mais elevadas, próximo a 4000 m, enquanto os corredores mistos não ultrapassaram os 3000 m, com picos de número de corredores em torno dos 2000 m. Em relação à porcentagem de

floresta, para *T. nigriceps*, foram observados picos em torno de 0% e picos em torno de 100%, e o cenário misto gerou um maior número de corredores em torno dos 100% de floresta. Para a espécie *T. subalaris*, *Atlantic Rainforest migratory flyway*, não foi observado diferenças significativas entre os dois cenários em relação à elevação, já para porcentagem de floresta o cenário misto apresentou picos em números de corredores com valores intermediário de quantidade de floresta, já o cenário climático apresentou picos em números de corredores ente 0 e 25% de floresta, com outro pico próximo a 100% de floresta.

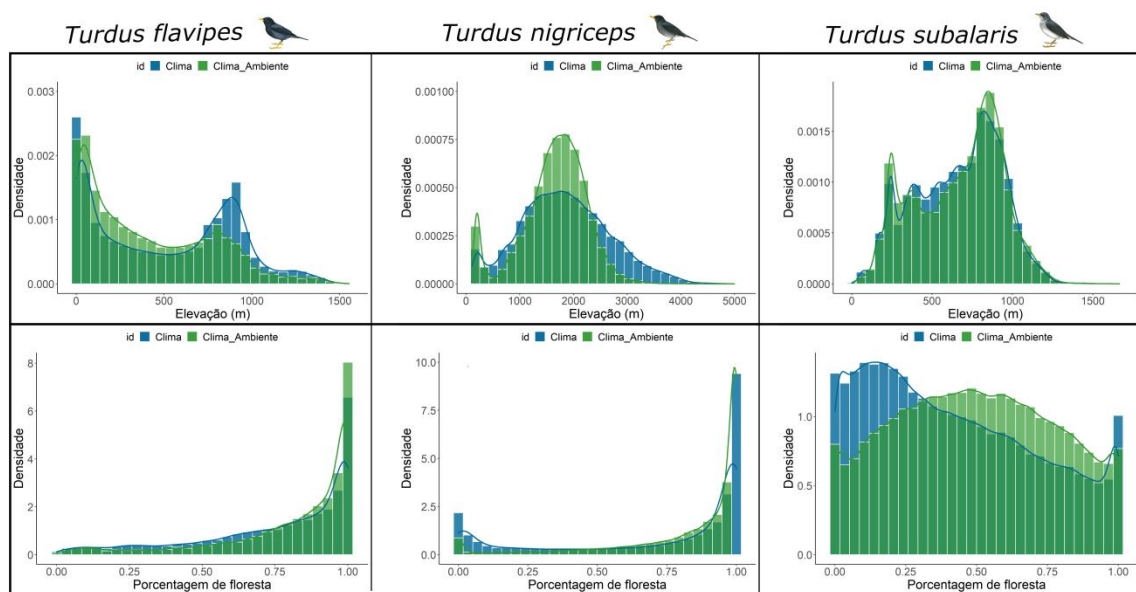


Figura 4. Histogramas dos corredores em relação à elevação e a porcentagem de floresta para em cada cenário para as três espécies; *T. flavipes*, *T. nigriceps* e *T. subalaris*. Áreas azuis correspondem a corredores apenas climáticos e áreas verdes correspondem a corredores mistos (clima + paisagem).

Em relação a sobreposição dos corredores simulados, em média observou-se maior diferença entre os dois cenários na espécie *T. nigriceps*, com uma sobreposição entre os cenários relativamente baixa ($overlap = 0.19$). Para a segunda espécie de longa migração (*T. subalaris*), também se observou uma diferença entre os custos com uma sobreposição também baixa ($overlap = 0.20$). Para a espécie *T. flavipes* (migração curto) a sobreposição foi relativamente alta ($overlap = 0.19$) em comparação ao tamanho médio dos corredores das três espécies. (tabela 1).

Tabela 1. Comprimento médio dos corredores gerados para as três espécies (*T. flavipes*, *T. nigriceps* e *T. subalaris*) em cada cenário; Climático (clima) e misto (clima + paisagem). DP; desvio padrão.

Espécies	Cenário	Comprimento médio dos corredores (km)	DP
<i>Turdus flavipes</i>	Clima	888.715,21	117.229,98
	Clima + Paisagem	898.114,41	104.955,77
<i>Turdus nigriceps</i>	Clima	1.753.971,27	364.549,96
	Clima + Paisagem	2.049.316,27	381.439,97
<i>Turdus subalaris</i>	Clima	1.221.397,83	237.300,53
	Clima + Paisagem	1.269.082,04	247.990,96

Em relação à tortuosidade, em todas as espécies foi observada uma maior linearidade nos cenários apenas climáticos, especialmente para a espécie *T. nigriceps*, que apresentou corredores muitos mais tortuosos para o cenário misto (clima + paisagem) (figura 6). Para a espécie de curta migração (*T. flavipes*), cujo era esperado corredores mais retilíneos no cenário misto (clima + paisagem), observaram se corredores com tortuosidade similar entre os dois cenários (figura 5).

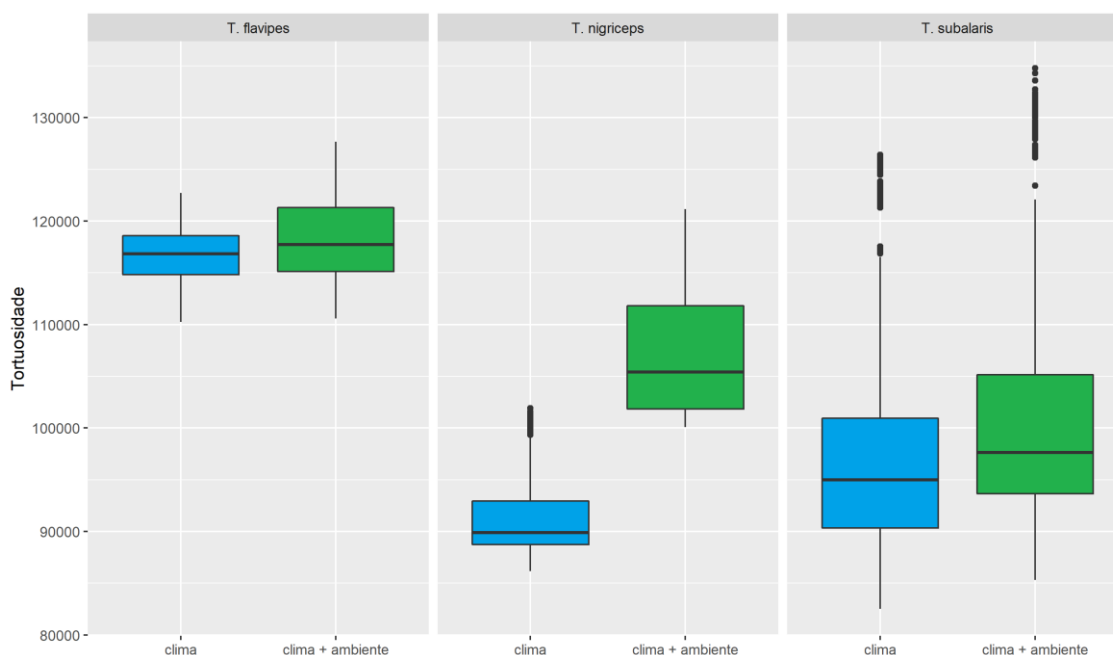


Figura 5. Boxplot da tortuosidade dos corredores gerados. Aqui mostramos a tortuosidade calculada a partir da soma de todas as simulações geradas em cada canário para as três espécies; climático em azul (clima) e misto em verde (clima + paisagem). A tortuosidade do corredor é a razão entre o comprimento do corredor e a distância euclidiana entre os locais de início e término dos corredores.

Discussão

Nossos modelos de múltiplos corredores de menor custo (MLCC) foram eficientes ao prever corredores migratórios para as espécies de longa e curta migração na América do Sul. Tanto os modelos apenas climáticos, como os modelos mistos, no qual variáveis de paisagem e porcentagem de habitat foram incluídos nos modelos de corredores, se mostraram eficientes ao modelar áreas maiores do que o usual para estudos de corredores em diferentes paisagens (MARROTTE; BOWMAN, 2017; RIBEIRO et al., 2017).

Nesse trabalho além de estudarmos sistemas migratórios em escalas diferentes, também utilizamos a metodologia de Modelos de Nicho Ecológico para gerar os mapas de resistências, o que não é usual mais se mostrou um bom substituto para modelos mais acurados que utilizam dados de movimento e genética (ZELLER et al., 2018). Além disso, o uso de bancos de dados de ciência do cidadão (por exemplo, eBird), assim como no primeiro capítulo, nos forneceu novas informações sobre a ecologia de aves migratórias, como já foi observado em outros estudos (COXEN et al., 2017;

JACKSON; GERGEL; MARTIN, 2015; LIN et al., 2015), e apesar de suas limitações (BUDERMAN; DEVRIES; KOONS, 2020; SUGGITT et al., 2017; WIENS et al., 2009), os dados da ciência cidadã e os dados ambientais em macro escala (cenários climáticos) e em uma escala mais fina (cenários mistos) se mostram eficientes para estudos iniciais sobre migração na América do Sul.

Para a espécie *T. flavipes*, *Short distance altitudinal migratory flyway*, os resultados se mostraram diferentes do previsto pelas hipóteses. Obtivemos corredores semelhantes em relação à tortuosidade, o que pode estar relacionado com o tamanho da área de estudo e ao tamanho da resolução da escala utilizada. A espécie *T. flavipes* nidificam de em uma faixa de 800 a 1800m na Mata Atlântica Densa tendo uma alta dependência de vegetação de dossel (Figura S10), passando a época de invernada em regiões mais próximo ao nível do mar (ALVES, 2007) e somado a isso sabemos que variações na paisagem atuam em escalas mais finas do que variações climáticas (BUDERMAN; DEVRIES; KOONS, 2020). Sendo assim a resolução utilizada de pixels de 1kmx1km pode não ser suficiente para observar diferenças significativas entre os dois cenários para essa espécie. Modelos de corredores futuros utilizando escalas mais refinadas podem apresentar resultados melhores para espécies de migração curta, as quais dependem mais de variações locais, como busca por recursos alimentares e até micro climas (BOYLE, 2011).

Já para as espécies de longa migração, *T. nigriceps* e *T. subalaris*, a sobreposição entre os dois cenários foi baixo (*overlap* = 0.19 para *T. nigriceps*; *overlap* = 0.20 para *T. subalaris*), comparado ao tamanho dos corredores (Tabela 1). A espécie *T. nigriceps* é conhecida pela sua preferência por áreas mais úmidas e vegetações nas encostas dos vales andinos, conhecidas como *Yungas* (CAPLLONCH; SORIA; ORTIZ, 2008), e essas regiões foram contemplados pelos corredores gerados pelo cenário misto (clima + paisagem) (figura S11). Portanto para a espécie migratória andina, os corredores mistos mesmo mais tortuosos, se mostraram mais adequados a espécie, mostrando que mesmo em larga escala a paisagem se mostrou fundamental para a migração da espécie. Isso também foi observado pela relação entre a elevação e a porcentagem de floresta e o número de corredores gerados, as vegetações mais úmidas então entre a faixa de preferência dos corredores do cenário misto, até 3000m.

Para a espécie *T. subalaris* (*Atlantic Rainforest migratory flyway*), não se observou diferenças tão grandes entre os cenários para tortuosidade, e os corredores gerados abrangeram uma área maior correspondente com o descrito para a espécie (DEL

HOYO; COLLAR; KIRWAN, 2020). É uma espécie que nidifica em regiões úmidas ao sul do Brasil e podem ser observados em dossel e orlas de Araucárias, densa floresta ribeirinha, bosques nas encostas das montanhas, mata de galeria, áreas tipo parque e plantações, o que pode justificar uma migração mais central passando por regiões de Cerrado (prados, savanas e matagais) desde que próximas a corpos d'água (ALVES, 2007; DEL HOYO; COLLAR; KIRWAN, 2020; VOGEL, 2014). Por exemplo, seguindo bacias hidrográficas como a do rio Tietê (observado nos corredores dois cenários) e a bacia do Rio São Francisco, na qual não houve corredor gerado mesmo havendo ponto de ocorrência no local (Figura S12).

Como já foi mencionado no capítulo 1, esse é trabalho que utiliza metodologias diferentes das convencionais para estudo de migração na América do Sul e mesmo sendo um dos sistemas mais diversos do mundo (CHESSE, 1994; FAABORG et al., 2010; JAHN; LEVEY; SMITH, 2004), existem poucos trabalhos no Hemisfério Sul devido principalmente à dificuldade logística associada ao rastreamento de organismos em grande escala, além da falta de infraestrutura para a maioria dos países desta região (JAHN; LEVEY; SMITH, 2004). No entanto, tecnologias e métodos emergentes, incluindo plataformas baseadas em cidadãos, estão tornando a pesquisa detalhada sobre a migração de pássaros mais viável em todo o mundo. Esperamos que este estudo inspire trabalho futuros sobre a ecologia e conservação da rica assembleia de aves migratórias na América do Sul, a qual vem sofrendo rápidas mudanças globais.

Referências bibliográficas

- ALLOUCHE, O.; TSOAR, A.; KADMON, R. Assessing the accuracy of species distribution models: Prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). **Journal of Applied Ecology**, v. 43, n. 6, p. 1223–1232, 2006.
- ALVES, M. A. S. Sistemas de migrações de aves em ambientes terrestres no Brasil : exemplos , lacunas e propostas para o avanço do conhecimento. v. 15, n. 2, p. 231–238, 2007.
- ARAÚJO, M. B.; NEW, M. Ensemble forecasting of species distributions. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 22, n. 1, p. 42–47, 2007.
- BELLARD, C. et al. Impacts of climate change on the future of biodiversity. **Ecology letters**, v. 15, n. 4, p. 365–377, 2012.
- BOYLE, W. A. Short-distance partial migration of Neotropical birds: A community-level test of the foraging limitation hypothesis. **Oikos**, v. 120, n. 12, p. 1803–1816,

2011.

BOYLE, W. A.; CONWAY, C. J.; BRONSTEIN, J. L. Why do some, but not all, tropical birds migrate? A comparative study of diet breadth and fruit preference.

Evolutionary Ecology, v. 25, n. 1, p. 219–236, 2011.

BUDERMAN, F. E.; DEVRIES, J. H.; KOONS, D. N. Changes in climate and land use interact to create an ecological trap in a migratory species. **Journal of Animal Ecology**, v. 89, n. 8, p. 1961–1977, 2020.

CAPLLONCH, P.; SORIA, K.; ORTIZ, D. Comportamiento Migratorio Del Zorzal Plomizo(*Turdus Nigriceps Nigriceps*) En Argentina. **Ornitologia Neotropical**, v. 19, n. 2, p. 161–174, 2008.

CHEN, I. C. et al. Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. **Science**, v. 333, n. 6045, p. 1024–1026, 2011.

CHESSER, R. T. Migration in South America: an overview of the austral system. **Bird Conservation International**, v. 4, n. 2–3, p. 91–107, 1994.

COXEN, C. L. et al. Species distribution models for a migratory bird based on citizen science and satellite tracking data. **Global Ecology and Conservation**, v. 11, p. 298–311, 2017.

DE MARCO, P.; NÓBREGA, C. C. Evaluating collinearity effects on species distribution models: An approach based on virtual species simulation. **PLoS ONE**, v. 13, n. 9, 2018.

DIRNBÖCK, T.; DULLINGER, S.; GRABHERR, G. A regional impact assessment of climate and land-use change on alpine vegetation. **Journal of Biogeography**, v. 30, p. 401–417, 2003.

ETHERINGTON, T. R.; PENELOPE HOLLAND, E. Least-cost path length versus accumulated-cost as connectivity measures. **Landscape Ecology**, v. 28, n. 7, p. 1223–1229, 2013.

FAABORG, J. et al. Recent advances in understanding migration systems of New World land birds. **Ecological Monographs**, v. 80, n. 1, p. 3–48, 2010.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.**, v34, p.487–515, 2003.

HIJMANS, R. J. et al. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology**, v. 25, n. 15, p. 1965–1978, 2005.

JACKSON, M. M.; GERGEL, S. E.; MARTIN, K. Citizen science and field survey observations provide comparable results for mapping Vancouver Island White-tailed

- Ptarmigan (*Lagopus leucura saxatilis*) distributions. **Biological Conservation**, v. 181, p. 162–172, 2015.
- JAHN, A. E. et al. Towards a mechanistic interpretation of bird migration in South America. **El Hornero**, v. 21, n. 2, p. 99–108, 2006.
- JAHN, A. E. et al. Long-distance bird migration within South America revealed by light-level geolocators. **The Auk**, v. 130, n. 2, p. 223–229, 2013.
- JAHN, A. E.; LEVEY, D. J.; SMITH, K. G. Reflections across hemispheres: A system-wide approach to new world bird migration. **Auk**, v. 121, n. 4, p. 1005–1013, 2004.
- JONES, T.; CRESSWELL, W. The phenology mismatch hypothesis: Are declines of migrant birds linked to uneven global climate change? **Journal of Animal Ecology**, v. 79, n. 1, p. 98–108, 2010.
- LA SORTE, F. A. et al. Population-level scaling of avian migration speed with body size and migration distance for powered fliers. **Ecology**, v. 94, n. 8, p. 1839–1847, 2013.
- LA SORTE, F. A. et al. The role of atmospheric conditions in the seasonal dynamics of North American migration flyways. **Journal of Biogeography**, v. 41, n. 9, p. 1685–1696, 2014.
- LA SORTE, F. A. et al. Convergence of broad-scale migration strategies in terrestrial birds. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 283, n. 1823, 2016.
- LI, W.; GUO, Q.; ELKAN, C. Can we model the probability of presence of species without absence data? **Ecography**, v. 34, n. 6, p. 1096–1105, 2011.
- LIN, Y. P. et al. Uncertainty analysis of crowd-sourced and professionally collected field data used in species distribution models of Taiwanese moths. **Biological Conservation**, v. 181, p. 102–110, 2015.
- LIU, C.; NEWELL, G.; WHITE, M. On the selection of thresholds for predicting species occurrence with presence-only data. **Ecology and Evolution**, v. 6, n. 1, p. 337–348, 2016.
- MARROTTE, R. R.; BOWMAN, J. The relationship between least-cost and resistance distance. **PLoS ONE**, v. 12, n. 3, p. 1–19, 2017.
- MESTRE, L. A M. et al. Avifaunal inventory of a southern Amazonian transitional forest site: the São Luiz farm, Mato Grosso, Brazil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Ciências Naturais**, v. 6, n. 2, p. 147–161, 2011.
- MUYLAERT, R. L. et al. A note on the territorial limits of the Atlantic forest. **Oecologia Australis**, v. 22, n. 3, p. 302–311, 2018.

NORTHRUP, J. M. et al. Synergistic effects of climate and land-use change influence broad-scale avian population declines. **Global Change Biology**, v. 25, n. 5, p. 1561–1575, 2019.

PARMESAN, C. Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 37, n. 1, p. 637–669, 2006.

PARMESAN, C.; YOHE, G. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. **Nature**, v. 421, p. 37–42, 2003.

PETERSON, A. T. et al. **Ecological niches and geographic distributions**. [s.l: s.n.]. v. 49

PHILLIPS, S. B. et al. Modelling and analysis of the atmospheric nitrogen deposition in North Carolina. **International Journal of Global Environmental Issues**, v. 6, n. 2–3, p. 231–252, 2006.

PULIDO, F.; BERTHOLD, P. Current selection for lower migratory activity will drive the evolution of residency in a migratory bird population. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 107, n. 16, p. 7341–7346, 2010.

RAYFIELD, B.; FORTIN, M.-J.; FALL, A. Connectivity for conservation: a framework to classify network measures. **Ecology**, v. 92, n. 4, p. 847–858, 2011.

RIBEIRO, J. W. et al. LandScape Corridors (lscorridors): a new software package for modelling ecological corridors based on landscape patterns and species requirements. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 8, n. 11, p. 1425–1432, 2017.

SCHEFFERS, B. R. et al. The broad footprint of climate change from genes to biomes to people. **Science**, v. 354, n. 6313, 2016.

SEKERCIOGLU, C. H. et al. Climate change, elevational range shifts, and bird extinctions. **Conservation Biology**, v. 22, n. 1, p. 140–150, 2007.

SOMENZARI, M. et al. Birds of an Amazonia-Cerrado ecotone in southern Pará, Brazil, and the efficiency of associating multiple methods in avifaunal inventories. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 19(2), n. 2, p. 260–275, 2011.

SUGGITT, A. J. et al. Conducting robust ecological analyses with climate data. **Oikos**, v. 126, n. 11, p. 1533–1541, 2017.

SULLIVAN, B. L. et al. The eBird enterprise: An integrated approach to development and application of citizen science. **Biological Conservation**, v. 169, p. 31–40, 2014.

TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L. On the usage and measurement of landscape connectivity. **Oikos**, v. 90, n. 1, p. 7–19, 2000.

TUANMU, M. N.; JETZ, W. A global, remote sensing-based characterization of terrestrial habitat heterogeneity for biodiversity and ecosystem modelling. **Global Ecology and Biogeography**, v. 24, n. 11, p. 1329–1339, 2015.

VÉGVÁRI, Z. et al. Life history predicts advancement of avian spring migration in response to climate change. **Global Change Biology**, v. 16, n. 1, p. 1–11, 2010.

VOGEL, H. F. Occurrence of the Eastern Slaty Thrush (Turdidae) in southern Brazil during the non-breeding season. v. 22, n. September, p. 260–264, 2014.

WIENS, J. A. et al. Niches, models, and climate change: assessing the assumptions and uncertainties. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 106 Suppl, p. 19729–36, 2009.

ZELLER, K. A. et al. Are all data types and connectivity models created equal? Validating common connectivity approaches with dispersal data. **Diversity and Distributions**, v. 24, n. 7, p. 868–879, 2018.

ZELLER, K. A.; MCGARIGAL, K.; WHITELEY, A. R. Estimating landscape resistance to movement: A review. **Landscape Ecology**, v. 27, n. 6, p. 777–797, 2012.

ZURELL, D. et al. Long-distance migratory birds threatened by multiple independent risks from global change. **Nature Climate Change**, p. 1, 2018.

Considerações finais

Nossos resultados demonstraram que mudanças antrópicas em diferentes escalas afetam processos migratórios das aves na América do Sul. As mudanças climáticas futuras parecem causar uma diminuição da área de reprodução e invernada além de mudá-las geograficamente para regiões mais altas e mais a oeste de onde ocorrem atualmente. As mudanças na estrutura da paisagem também parecem afetar as rotas migratórias das espécies de aves neotropicais, visto que corredores que levam em consideração a configuração da paisagem são diferentes dos corredores climáticos. Corredores mais tortuosos levaram em consideração a configuração da paisagem, especialmente o tipo de vegetação, no caso vegetações mais úmidas ou próximas a corpos d'água.. Logo, os dois processos, mesmo atuando em diferentes escalas, são (serão) capazes de modificar as rotas migratórias de aves da América do Sul, podendo causar impactos ainda mais graves a biodiversidade.

Por serem espécies onívoras e se alimentarem de uma vasta variedade de frutos, os sabiás contribuem para processos como a dispersão de sementes. Sendo assim, o melhor entendimento das trajetórias desses animais e dos mecanismos que as geraram pode ajudar no desenvolvimento de estratégias para a manutenção da biodiversidade, restaurações ecológicas, serviços ecossistêmicos associados, com destaque, no caso dos sabiás, para a dispersão de sementes. Além disso, como mencionado, essas espécies migrantes além de dispersarem sementes também podem ajudar a responder perguntas outras ecológicas importantes, como transporte de nutrientes, energia e patógenos a nível continental (controle de pragas e a polinização).

Nesse contexto, essa tese demonstra que modelos que integram processos ecológicos oriundos de diferentes escalas ainda são desafiadores, porém essenciais para responder questão globais e complexas como os padrões de migrações. Mais, os estudos em macro escala podem ajudar também na visualização mais nítida do panorama geral desses processos quando dados mais refinados (de radiotelimetria ou marcação e recaptura) não estão disponíveis.

Os resultados dessa tese demonstram também a necessidade de se pensar estratégias de conservação em múltiplas escalas. Na América do Sul muitas espécies de aves migratórias possuem sistemas migratórios complexos que atuam em múltiplas escalas, conseguir associar os impactos ecológicos nessas espécies em escalas diferentes é o maior dos desafios. Lembrando sempre que as mudanças ambientais ocorrem em

escalas espaciais e temporais, e a rapidez com que as modificações no ambiente estão ocorrendo afeta diretamente a forma como essas espécies vão se adaptar no futuro, podendo mudar totalmente suas estratégias de movimentação.

Essa tese também tinha o intuito de gerar um “*proxy*” para estudos de migração de aves na América do Sul, já que dados de migração das espécies de aves na América do Sul são escassos. Nosso estudo teve a intenção de apontar como o clima e a paisagem podem influenciar os sistemas de migração, e assim apontar áreas prioritárias para estudos de migração nessa região, especialmente nas áreas de invernada, onde pouco se conhece sobre as espécies. Logo, a partir dos resultados dessa tese será possível diminuir custos e facilitar estudos em regiões com sistemas migratórios complexos, principalmente porque na América do Sul existem grandes dificuldades logísticas associadas ao rastreamento de organismos em larga escala, além da falta de infraestrutura de pesquisa. Reforçamos que na ausência de informações refinadas em níveis individuais, os modelos aqui construídos podem orientar o foco de estudos para outras espécies mais sensíveis e em outras escalas, contribuindo ainda mais para o conhecimento dos sistemas migratórios de aves na América do Sul.

Material suplementar

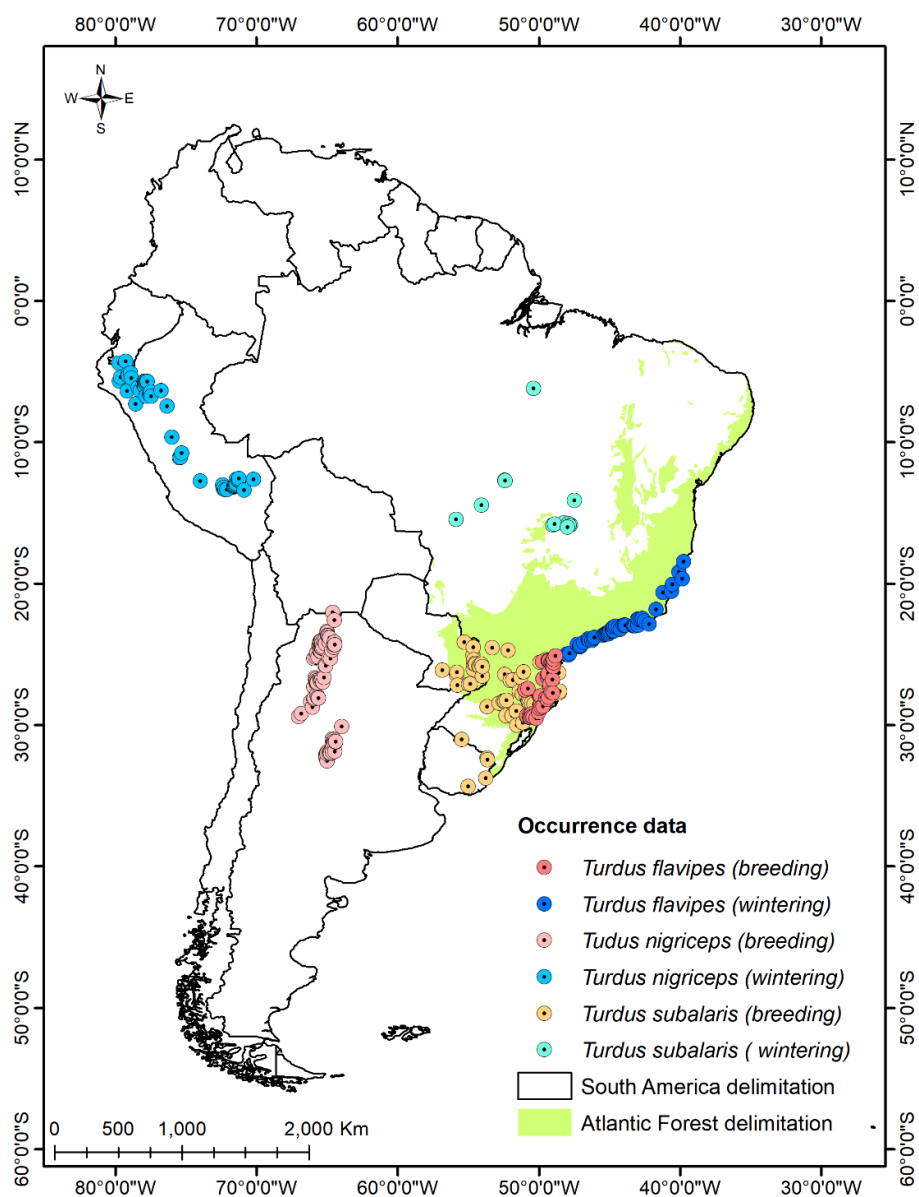


Figure S1. Occurrence data map. Map with the occurrence data of the three species used to build models. The data are in decimal degrees and the Geographic Coordinate System used is WSG 1984.

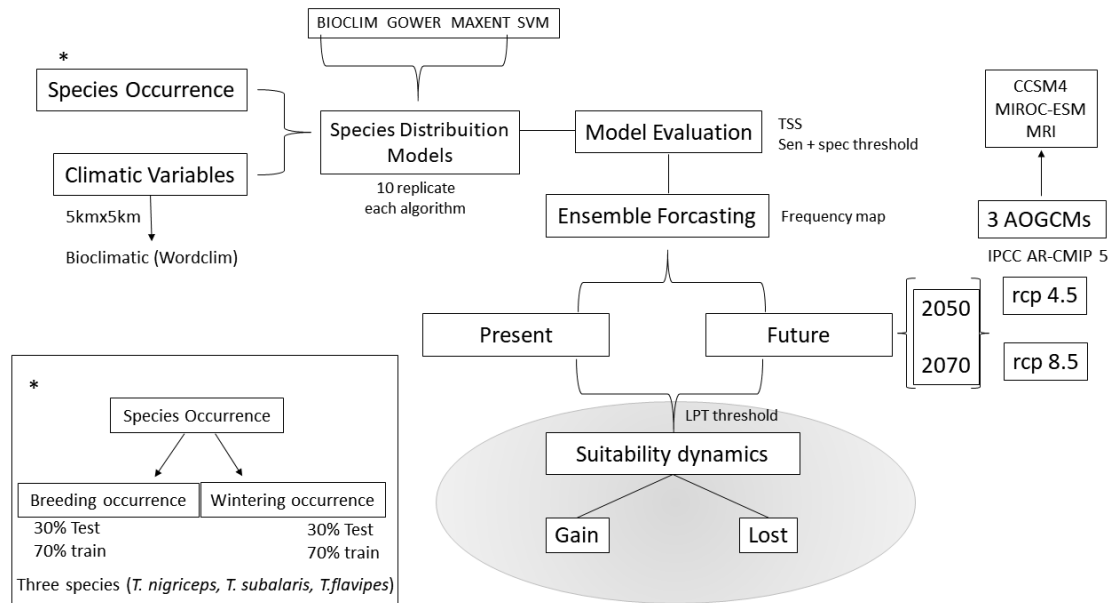


Figure S2. Schematic representation of the models generated by ensemble forecasting. In all, 1200 binary maps were generated for current and future climatic scenarios across two categories: wintering and breeding sites (with ten replicates for each algorithm). Here we used replicates of three AOGCMs (Atmosphere - Ocean General Circulation Models) for future scenario ensembles.

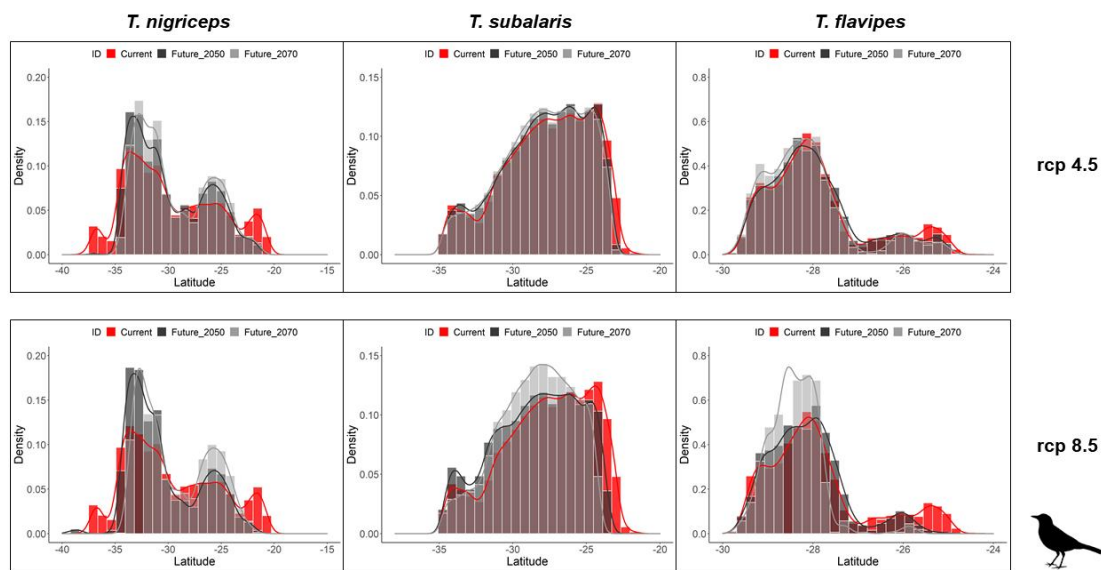


Figure S3. Histograms of climate suitability in relation to latitude for present day and future projections under two scenarios of carbon emission (2050, rcp45; 2070, rcp45; 2050, rcp85; 2070, rcp85). Red areas correspond to breeding for three species (*Turdus nigriceps*, *T. subalaris* and *T. flavipes*).

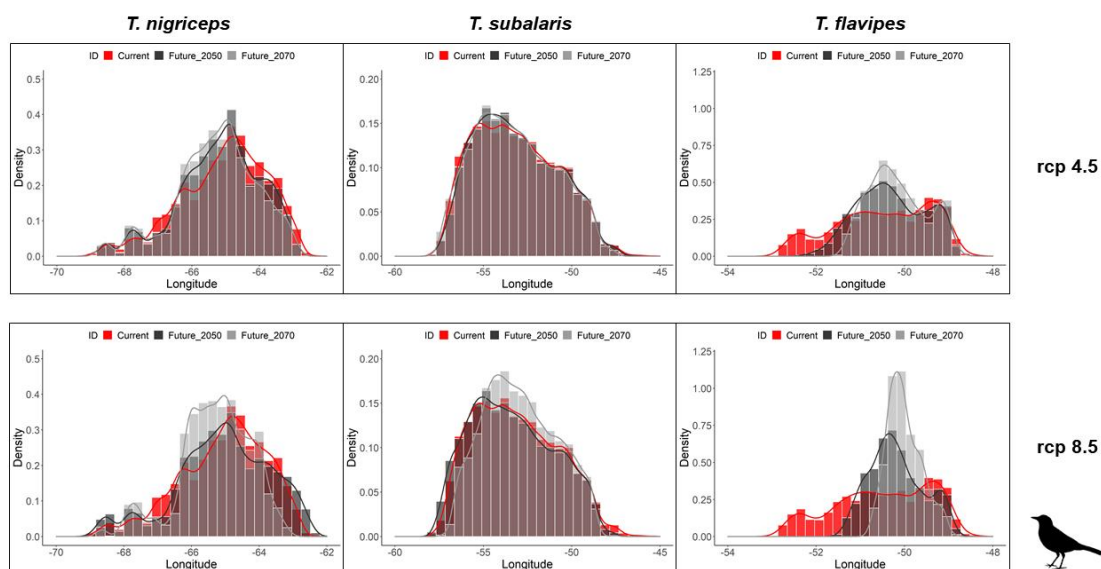


Figure S4. Histograms of climate suitability in relation to longitude for present day and future projections under two scenarios of carbon emission (2050, rcp45; 2070, rcp45; 2050, rcp85; 2070, rcp85). Red areas correspond to breeding for three species (*Turdus nigriceps*, *T. subalaris* and *T. flavipes*).

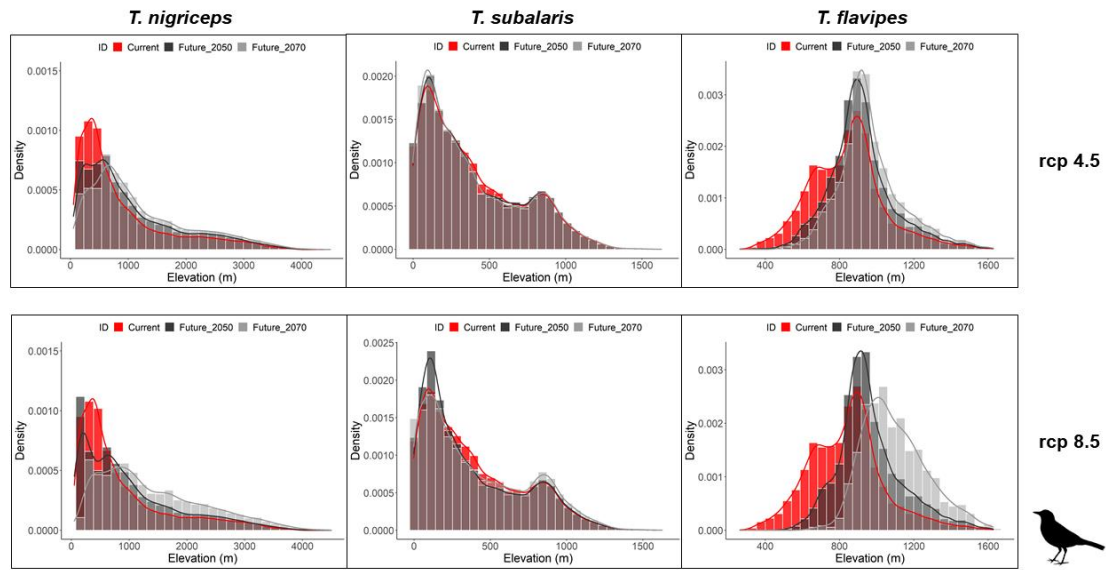


Figure S5. Histograms of climate suitability in relation to elevation for present day and future projections under two scenarios of carbon emission (2050, rcp45; 2070, rcp45; 2050, rcp85; 2070, rcp85). Red areas correspond to breeding sites for three species (*Turdus nigriceps*, *T. subalaris* and *T. flavipes*).

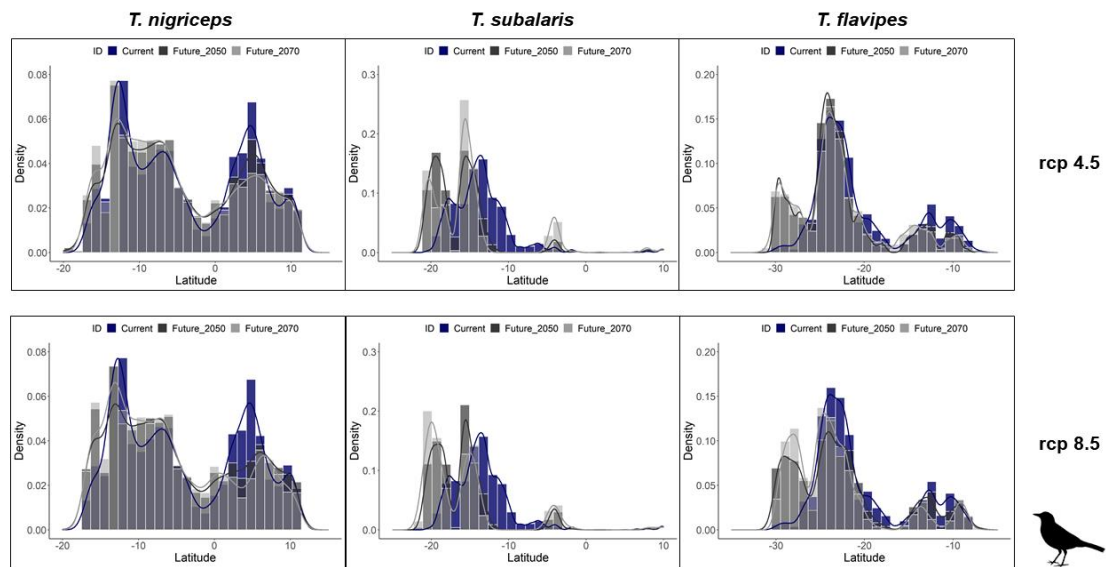


Figure S6. Histograms of climate suitability in relation to latitude for present day and future projections under two scenarios of carbon emission (2050, rcp45; 2070, rcp45; 2050, rcp85; 2070, rcp85). Blue areas correspond to wintering sites for three species (*Turdus nigriceps*, *T. subalaris* and *T. flavipes*).

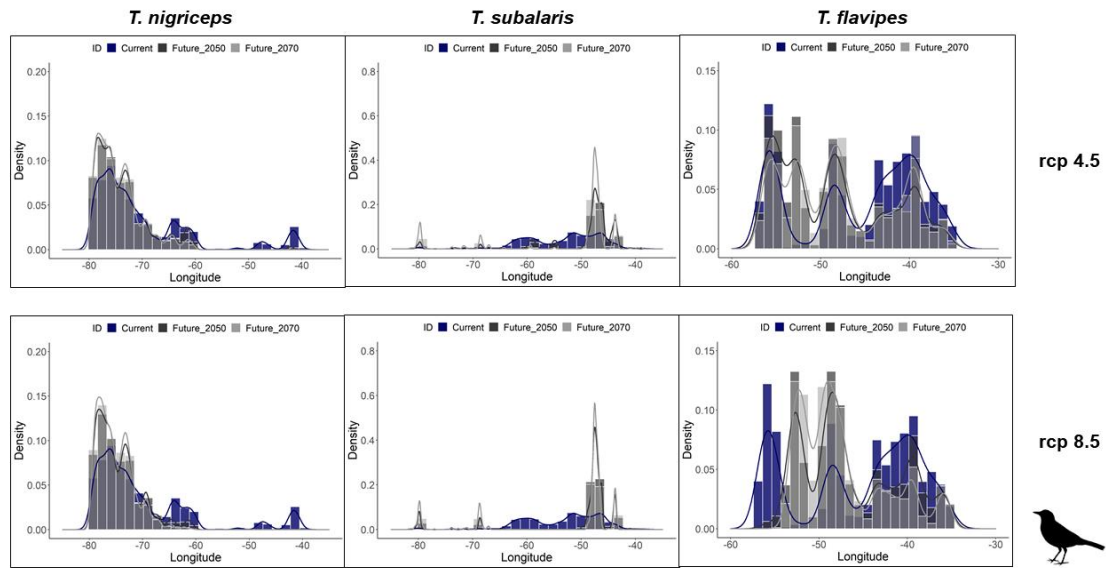


Figure S7. Histograms of climate suitability in relation to longitude for present day and future projections under two scenarios of carbon emission (2050, rcp45; 2070, rcp45; 2050, rcp85; 2070, rcp85). Blue areas correspond to wintering sites for three species (*Turdus nigriceps*, *T. subalaris* and *T. flavipes*).

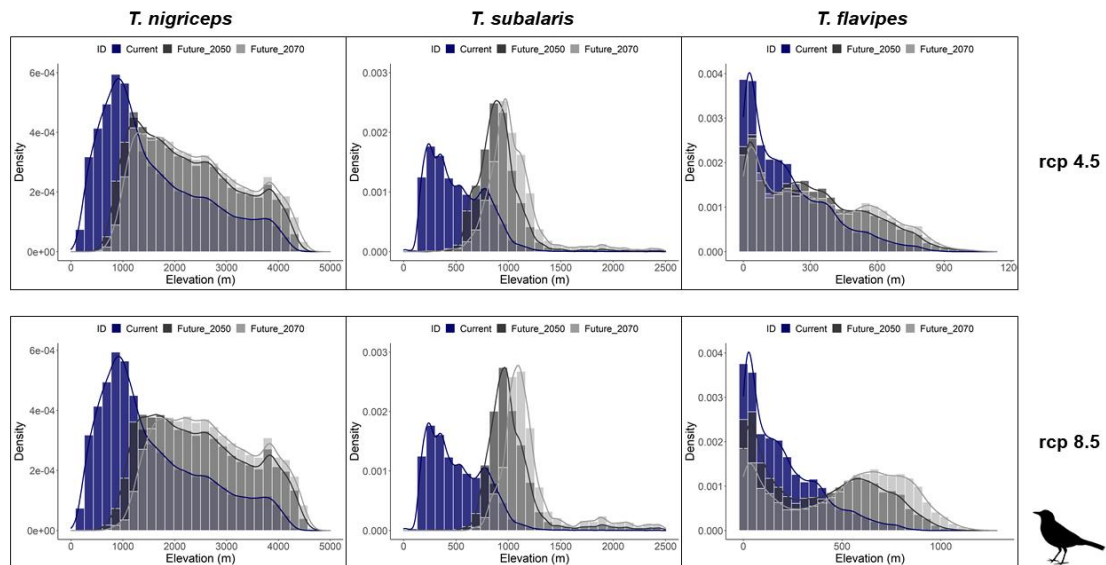


Figure S8. Histograms of climate suitability in relation to elevation for present day and future projections under two scenarios of carbon emission (2050, rcp45; 2070, rcp45; 2050, rcp85; 2070, rcp85). Blue areas correspond to wintering sites for three species (*Turdus nigriceps*, *T. subalaris* and *T. flavipes*).

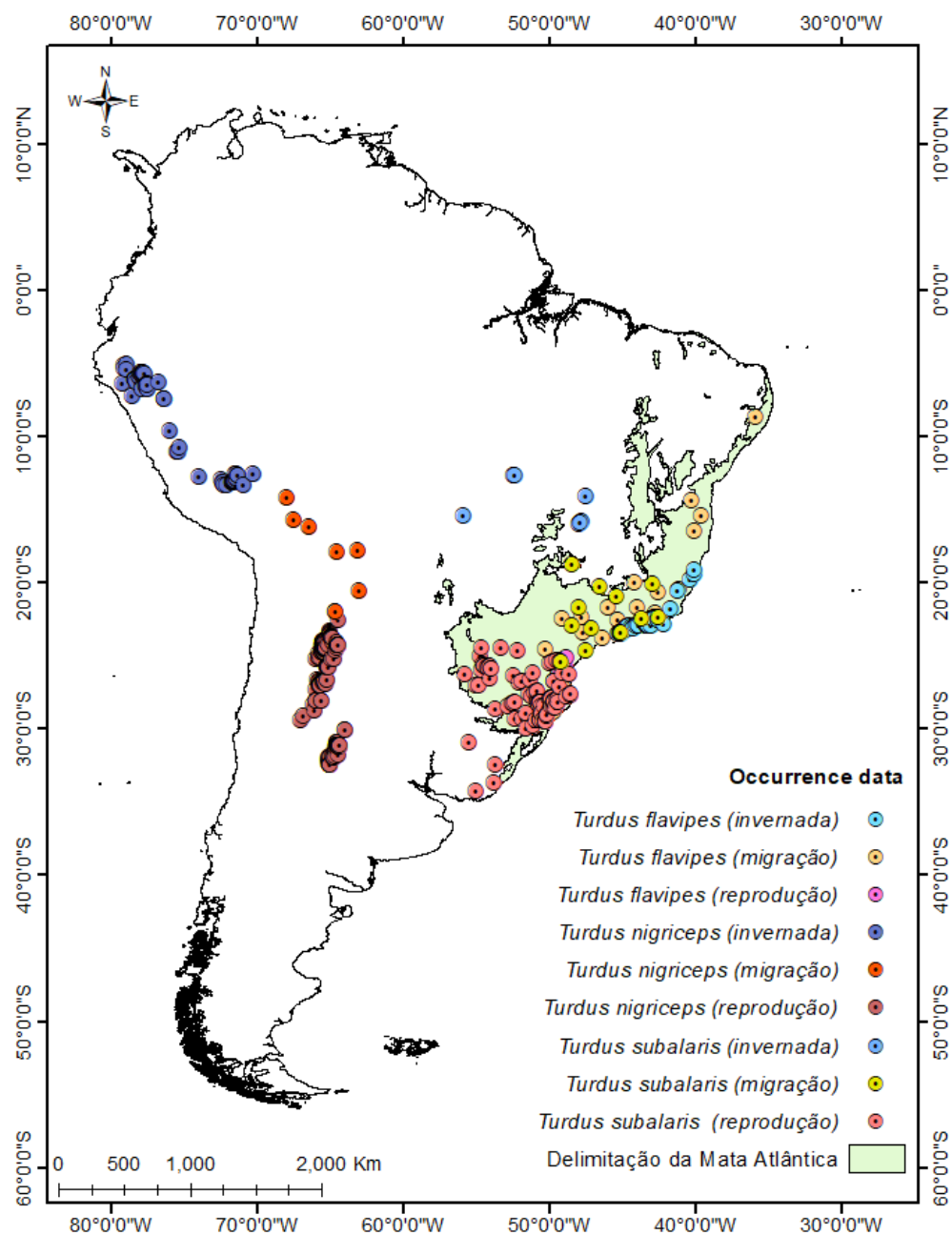


Figura S9. Mapa de dados de ocorrência. Mapa com os dados de ocorrência das três espécies utilizadas para construir os modelos de nicho ecológico. Os dados estão em graus decimais e o Sistema de Coordenadas Geográficas utilizado é WSG 1984.

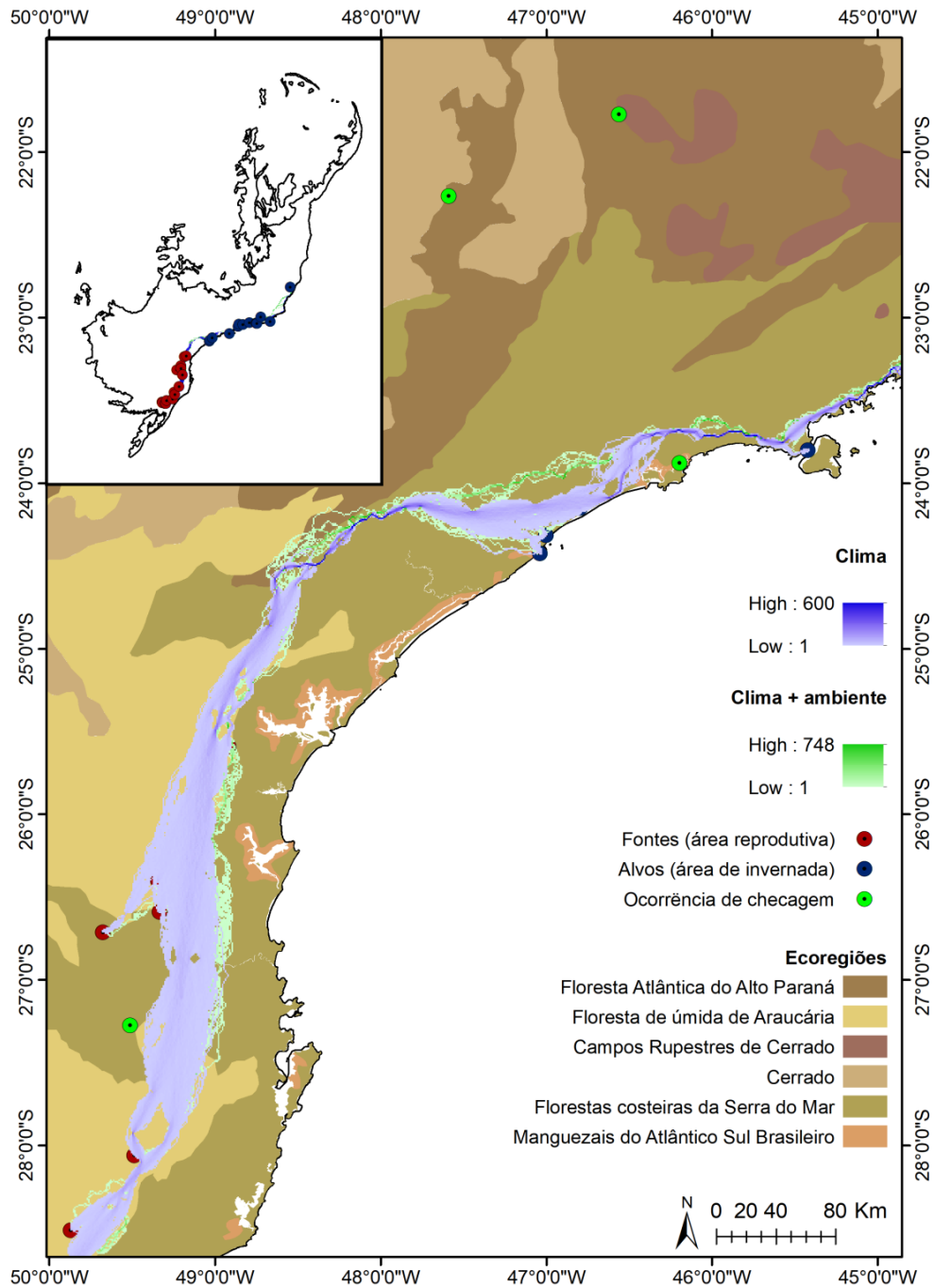


Figura S10. Mapa dos múltiplos corredores de menor custo para a espécie *Turdus flavipes* nos dos cenários. No mapa estão plotados os corredores (RSFI) para ambos os cenários; apenas climático em azul e misto (clima + paisagem) em verde. Aqui utilizamos o RSFI para gerar o mapa em cada cenário; quanto mais alto o valor maior o número de corredores simulados passando por cada pixel. O mapa de ecoregiões e biomas foi retirado da plataforma EarthEnv e os dados estão em graus decimais e o Sistema de Coordenadas Geográficas utilizado é WSG 1984.

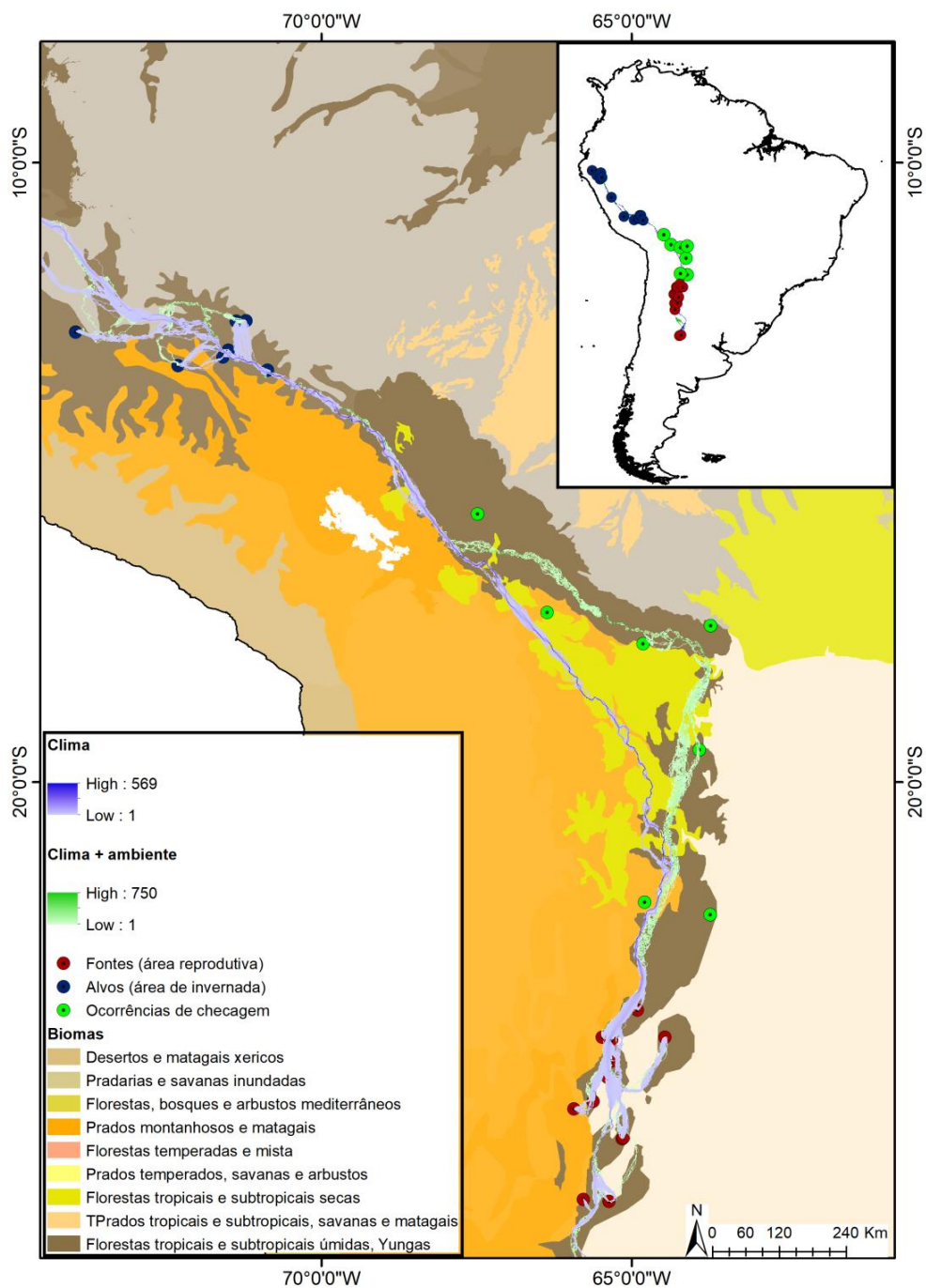


Figura S11. Mapa dos múltiplos corredores de menor custo para a espécie *Turdus nigriceps* nos dos cenários. No mapa estão plotados os corredores (RSFI) para ambos os cenários; apenas climático em azul e misto (clima + paisagem) em verde. Aqui utilizamos o RSFI para gerar o mapa em cada cenário; quanto mais alto o valor maior o número de corredores simulados passando por cada pixel. O mapa de ecorregiões e biomas foi retirado da plataforma EarthEnv e os dados estão em graus decimais e o Sistema de Coordenadas Geográficas utilizado é WSG 1984.

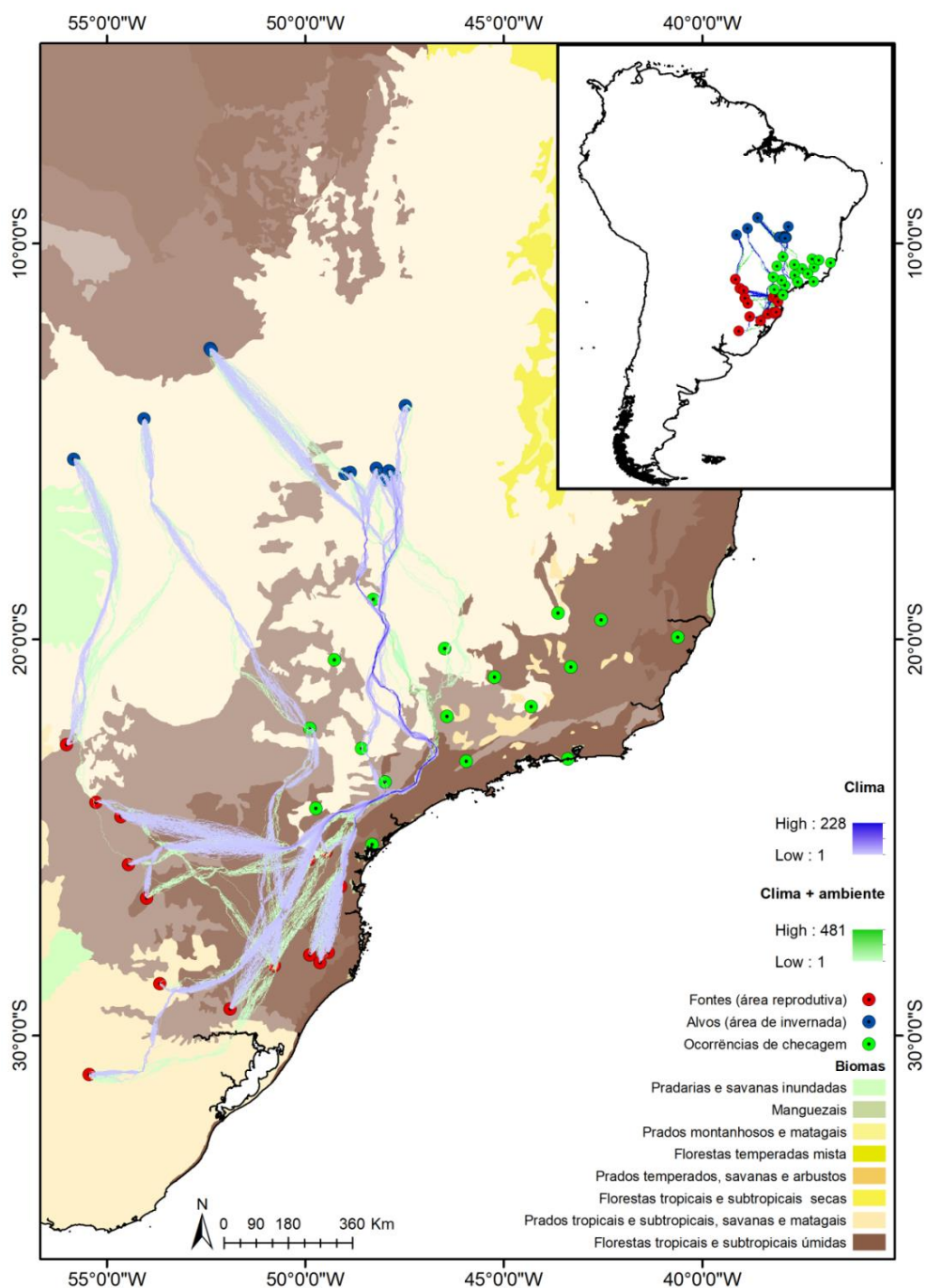


Figura S12. Mapa dos múltiplos corredores de menor custo para a espécie *Turdus subalaris* nos dos cenários. No mapa estão plotados os corredores (RSFI) para ambos os cenários; apenas climático em azul e misto (clima + paisagem) em verde. Aqui utilizamos o RSFI para gerar o mapa em cada cenário; quanto mais alto o valor maior o número de corredores simulados passando por cada pixel. O mapa de ecorregiões e biomas foi retirado da plataforma EarthEnv e os dados estão em graus decimais e o Sistema de Coordenadas Geográficas utilizado é WSG 1984.

Table S1. All the occurrence data used in the construction of ecological niche models. Data were separated by species, date, and season (breeding and wintering seasons). All occurrence records that did not have date and location information were excluded from the analysis, as were duplicate occurrence data and city centroids.

Species	Season	Longitude	Latitude	Date
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-79.7176	-4.36708	5/13/2017
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-79.689	-5.66093	7/22/2017
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-79.5963	-5.37258	6/6/2007
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-79.2262	-4.26664	9/9/2006
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-79.1364	-6.35361	8/17/2007
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-79.041	-5.15026	6/2/2016
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-79.0365	-5.29694	8/4/2014
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-78.8817	-5.07167	8/14/1998
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-78.8331	-5.44377	8/11/1998
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-78.5412	-7.27838	6/12/2013
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-78.3422	-6.1176	7/30/2008
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-78.2013	-6.32591	9/19/2012
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-77.9871	-5.87697	8/27/2010
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-77.9089	-5.66306	8/18/2008
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-77.8951	-5.75059	8/27/2010
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-77.8931	-6.02858	9/17/2011
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-77.8316	-5.82242	8/30/2015
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-77.8214	-5.69841	7/28/2003
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-77.8019	-6.71124	8/30/2016
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-77.7707	-5.66746	7/10/2015
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-77.7138	-5.6733	8/5/2009
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-77.5617	-6.585	6/24/2010
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-77.501	-6.49808	6/9/2010
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-77.4498	-6.40947	9/23/2011
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-77.425	-6.7217	7/14/2010
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-76.72	-6.31142	9/10/2007
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-76.2935	-7.42448	6/16/2011

<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-75.9704	-9.62204	9/24/2014
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-75.4376	-11.0806	9/7/2013
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-75.3536	-11.0589	6/23/2016
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-75.2639	-10.7363	6/7/2015
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-73.9563	-12.7329	6/10/2008
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-72.3832	-12.9864	6/18/2010
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-72.3062	-13.2788	7/1/2007
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-72.2784	-13.1637	9/11/2009
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-72.1972	-13.3301	8/23/2011
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-72.0676	-13.3342	9/17/2014
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-71.6003	-13.1601	8/17/2003
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-71.5691	-13.1014	6/24/2016
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-71.5467	-13.0553	9/5/2012
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-71.4933	-13.0242	8/29/2013
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-71.4314	-13.0011	7/24/2016
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-71.4079	-12.5856	7/8/1980
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-71.4033	-12.9086	7/30/2006
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-71.2706	-12.6669	8/31/1999
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-71.2167	-12.6667	8/17/1980
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-71.2119	-12.55	7/8/1980
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-70.8606	-13.3477	6/15/2011
<i>Turdus nigriceps</i>	wintering	-70.1983	-12.5858	7/9/2009
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-66.9825	-29.3945	12/31/2016
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-66.8032	-29.1808	10/12/2014
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-66.1331	-28.328	1/31/2009
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-66.01	-28.721	2/24/2013
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.9342	-27.2893	9/10/2009
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.921	-25.2778	3/5/2006
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.908	-28.1324	1/19/2017
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.9005	-28.0661	2/25/2003
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.8218	-26.6462	10/5/1995
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.7717	-26.7399	10/18/2006
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.7643	-25.1745	1/17/2017

<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.7507	-26.9955	1/5/2017
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.7267	-26.8592	1/16/2017
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.7045	-24.8884	1/27/2017
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.7	-27.8167	1/23/2009
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.6852	-26.9161	11/6/2000
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.6712	-27.0562	12/30/2010
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.6639	-26.9844	10/14/2016
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.6638	-26.9845	10/21/2014
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.65	-28.0167	9/29/2001
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.6113	-25.1576	10/20/2016
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.5785	-28.0682	11/22/2010
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.5785	-28.0682	11/22/2010
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.5407	-24.3712	1/18/2015
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.5079	-24.7224	9/19/2009
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.4914	-24.1685	12/18/1994
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.4877	-24.1201	10/28/2014
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.4859	-24.6109	11/1/2012
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.4822	-24.6575	2/9/2014
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.4783	-24.3421	1/19/2015
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.4752	-26.7676	12/25/2015
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.44	-24.0316	11/18/2007
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.4303	-26.8561	12/26/2015
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.4283	-24.1208	10/21/2016
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.4087	-24.3183	12/11/2016
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.3928	-24.7895	10/1/2016
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.3738	-24.5521	2/10/2016
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.3607	-24.0024	12/22/2002
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.3588	-26.7861	11/21/2015
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.336	-24.5048	10/22/2016
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.3297	-24.1633	10/16/2001
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.2857	-26.9468	10/15/2006
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.2798	-24.4413	12/15/2016
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.2561	-23.9915	1/27/2001

<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.1983	-26.6225	10/10/2016
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.1408	-25.7593	3/29/2016
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.1406	-24.0994	1/4/2002
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.1047	-23.9006	1/6/2014
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.085	-24.2401	2/14/2002
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.0633	-25.7809	3/28/2016
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.0572	-32.087	2/16/2015
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.0488	-32.1621	10/24/2016
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.0333	-32.35	2/6/2011
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.0289	-32.0288	10/22/2015
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-65.0235	-32.2238	10/25/2016
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-64.989	-23.3562	9/23/2014
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-64.985	-23.4408	1/7/2006
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-64.9839	-32.509	12/16/2013
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-64.9771	-31.8636	1/4/2016
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-64.9722	-32.0123	1/1/2007
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-64.9488	-23.6229	3/18/2017
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-64.9053	-23.6701	11/17/2013
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-64.8568	-25.2313	10/30/2014
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-64.8518	-23.7562	10/12/2001
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-64.8239	-24.1019	11/27/2016
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-64.813	-31.9563	1/20/2005
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-64.7965	-23.8097	11/27/2016
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-64.776	-31.8969	9/17/2016
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-64.7296	-25.2737	2/27/2017
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-64.7185	-31.9599	2/12/2004
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-64.7185	-31.9599	2/12/2004
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-64.6356	-24.6931	9/28/2011
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-64.5999	-31.3341	12/2/2014
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-64.5992	-30.9644	1/25/1987
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-64.5834	-22.0126	10/16/2006
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-64.5776	-31.4828	1/13/2017
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-64.5658	-31.9032	12/6/2015

<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-64.5112	-31.0486	12/25/2016
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-64.5004	-24.4707	1/21/2014
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-64.498	-30.9806	1/24/1988
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-64.4914	-24.2998	3/5/2017
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-64.4622	-31.1217	1/7/2017
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-64.4573	-31.2802	2/15/2012
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-64.455	-24.12	10/26/2005
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-64.4466	-22.5481	10/2/2014
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-64.4314	-31.8383	1/29/2017
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-64.4164	-24.2893	2/15/2017
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-64.4164	-24.2893	2/17/2017
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-64.3774	-31.1911	10/25/2015
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-64.3728	-31.1378	11/20/2016
<i>Turdus nigriceps</i>	breeding	-63.9333	-30.0833	2/19/2015
<i>Turdus subalaris</i>	wintering	-55.8247	-15.444	8/9/2015
<i>Turdus subalaris</i>	wintering	-48.9858	-15.8195	7/20/2011
<i>Turdus subalaris</i>	wintering	-48.0524	-15.8147	9/30/2012
<i>Turdus subalaris</i>	wintering	-48.1968	-15.6718	8/28/2016
<i>Turdus subalaris</i>	wintering	-48.8526	-15.7791	9/4/2016
<i>Turdus subalaris</i>	wintering	-47.7373	-15.8379	9/26/2015
<i>Turdus subalaris</i>	wintering	-50.3495	-6.17452	8/22/2017
<i>Turdus subalaris</i>	wintering	-50.3495	-6.17452	8/22/2017
<i>Turdus subalaris</i>	wintering	-54.0528	-14.4279	7/20/1994
<i>Turdus subalaris</i>	wintering	-47.8864	-15.741	5/14/2016
<i>Turdus subalaris</i>	wintering	-47.829	-15.8607	5/13/2017
<i>Turdus subalaris</i>	wintering	-47.4672	-14.0927	8/8/2016
<i>Turdus subalaris</i>	wintering	-47.9446	-15.9652	7/8/2017
<i>Turdus subalaris</i>	wintering	-55.8247	-15.444	9/15/2014
<i>Turdus subalaris</i>	wintering	-52.3846	-12.6456	6/27/2008
<i>Turdus subalaris</i>	wintering	-52.3606	-12.6977	6/27/2008
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-56.8	-26.08	11/11/1995
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-55.8	-26.43	10/23/2012
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-55.7667	-26.2333	11/28/2000

<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-55.748	-27.158	10/2/2013
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-55.435	-30.983	11/20/2003
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-55.26	-24.11	9/2/1992
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-54.9883	-34.3212	1/6/2014
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-54.952	-27.0881	2/16/2015
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-54.8276	-27.0589	12/20/2016
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-54.65	-25.0333	9/3/2000
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-54.6333	-24.4667	10/11/2001
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-54.6157	-26.0176	11/5/2016
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-54.599	-25.649	9/19/2000
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-54.58	-25.36	10/6/2001
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-54.4858	-25.6133	10/2/2015
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-54.4555	-25.6833	9/8/2016
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-54.2167	-25.7833	9/24/2004
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-54.1692	-25.8353	9/5/2015
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-54.0429	-25.6722	10/13/2013
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-53.9817	-26.5207	10/10/2009
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-53.976	-25.8573	11/5/2013
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-53.7395	-33.7418	11/23/2015
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-53.6567	-28.68	10/22/2016
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-53.65	-32.3117	11/26/2003
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-53.6052	-32.4268	12/5/2013
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-53.268	-24.5038	4/14/2017
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-52.8029	-28.4478	10/21/2016
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-52.4882	-28.2748	11/9/2013
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-52.4048	-26.3909	10/13/2015
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-52.3969	-28.2789	11/18/2016
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-52.3141	-29.309	11/6/2016
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-52.2891	-28.2292	11/5/2016
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-52.1476	-24.7044	9/13/2014
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-51.9912	-26.8359	10/20/2008
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-51.8775	-29.3205	10/15/2016
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-51.8189	-26.7987	10/24/2008

<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-51.5774	-28.977	10/22/2016
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-51.546	-29.9947	10/22/2016
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-51.3477	-27.5793	9/5/2010
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-51.2573	-26.6244	2/12/2007
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-51.1452	-27.7905	9/18/2010
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-51.1149	-29.7999	11/6/2016
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-51.0624	-26.2012	12/7/2016
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-50.9789	-27.4903	12/15/2015
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-50.8461	-29.3917	10/19/2014
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-50.8331	-27.9983	3/10/2013
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-50.8231	-27.4905	12/16/2015
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-50.7641	-28.2277	12/7/2013
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-50.7587	-27.4023	12/17/2015
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-50.7144	-28.2958	9/16/2010
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-50.6742	-28.3889	3/9/2013
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-50.6188	-29.3422	12/20/2015
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-50.6131	-29.4411	12/1/2013
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-50.5052	-28.9717	12/1/2013
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-50.4955	-28.4336	12/22/2015
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-50.3868	-29.4239	12/21/2015
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-50.3334	-28.4859	12/21/2015
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-50.1879	-29.193	11/30/2013
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-50.1749	-29.481	3/24/2016
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-50.1748	-29.481	4/8/2017
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-50.1738	-29.4801	11/16/2014
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-50.1188	-29.0879	12/2/2013
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-49.9342	-27.9513	1/7/2016
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-49.8945	-25.5455	11/27/2016
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-49.8755	-27.9573	1/20/2017
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-49.8734	-28.0453	12/1/2015
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-49.8691	-28.4873	1/20/2016
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-49.7129	-25.4705	12/19/2016
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-49.6777	-26.7136	2/8/2007

<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-49.6563	-28.5656	12/8/2015
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-49.6417	-28.1531	2/4/2015
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-49.6117	-28.0721	4/9/2015
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-49.5886	-28.5534	12/8/2015
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-49.4881	-28.0605	1/23/2016
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-49.4666	-25.3551	10/24/2015
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-49.4059	-27.898	11/19/2015
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-49.3927	-28.1914	11/4/2016
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-49.2843	-25.3783	10/17/2016
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-49.2547	-27.1203	10/15/2007
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-49.137	-25.3886	11/22/2015
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-49.0974	-26.2247	2/22/2016
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-48.7986	-27.7729	2/11/2016
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-48.5593	-26.2823	11/13/2002
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-48.5341	-27.7052	9/19/2014
<i>Turdus subalaris</i>	breeding	-48.5104	-27.5974	9/17/2012
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-48.0037	-24.9611	6/5/2017
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-47.8942	-25.0203	6/26/2016
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-47.8	-24.8907	6/4/2016
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-47.2385	-24.2744	7/10/2016
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-47.1086	-24.4586	7/7/2000
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-47.0388	-24.4236	4/26/2016
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-47.0314	-24.3575	7/16/2017
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-46.7967	-24.1495	7/18/2006
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-46.4817	-23.9427	6/25/2015
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-46.4545	-23.8786	5/19/2016
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-46.3934	-23.9955	7/10/1999
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-46.2298	-23.986	6/28/2015
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-46.1377	-23.864	6/29/2015
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-46.0455	-23.7857	5/30/2017
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-45.4226	-23.6185	5/14/2016
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-45.2989	-23.5575	7/10/2015
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-45.2302	-23.5309	5/9/2015

<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-45.1693	-23.4697	6/18/2015
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-45.0906	-23.4305	6/30/2016
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-45.0686	-23.494	7/30/2016
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-45.0678	-23.5409	5/9/2015
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-45.0268	-23.3987	5/2/2009
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-44.94	-23.3313	7/13/2009
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-44.7803	-23.1846	4/23/2016
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-44.742	-23.0916	5/7/2015
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-44.7386	-23.2292	6/2/2015
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-44.7268	-23.3532	4/17/2013
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-44.6609	-23.3306	4/16/2013
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-44.656	-23.0338	6/19/2013
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-44.5432	-22.9828	7/11/2015
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-44.3301	-23.0854	7/5/2017
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-44.191	-23.1852	7/7/1999
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-43.999	-22.9293	7/27/2017
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-43.8886	-22.897	7/28/2017
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-43.831	-22.9163	6/25/2016
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-43.292	-22.9471	7/16/2016
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-43.2241	-22.9674	7/8/2009
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-43.1647	-22.9541	4/18/2015
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-42.9903	-22.5031	7/19/2015
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-42.9579	-22.9288	6/25/2016
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-42.916	-22.4706	7/20/2016
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-42.7726	-22.4528	7/14/2008
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-42.6421	-22.4445	5/2/2014
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-42.4881	-22.6096	7/22/2016
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-42.1555	-22.8254	6/18/2016
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-41.6822	-21.8062	7/18/2016
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-41.1847	-20.6036	7/1/2003
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-40.5716	-20.5209	5/9/2015
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-40.5313	-20.0451	5/7/2016
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-40.0682	-19.1505	4/24/2015

<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-39.8283	-19.6474	5/9/2015
<i>Turdus flavipes</i>	wintering	-39.7204	-18.4183	5/14/2016
<i>Turdus flavipes</i>	breeding	-50.9789	-27.4903	12/15/2015
<i>Turdus flavipes</i>	breeding	-50.8522	-29.3132	11/15/2002
<i>Turdus flavipes</i>	breeding	-50.7587	-27.4023	12/16/2015
<i>Turdus flavipes</i>	breeding	-50.6667	-29.3333	1/21/1976
<i>Turdus flavipes</i>	breeding	-50.6225	-29.4381	12/6/2003
<i>Turdus flavipes</i>	breeding	-50.5628	-29.4444	10/20/1996
<i>Turdus flavipes</i>	breeding	-50.4908	-29.1966	11/25/2013
<i>Turdus flavipes</i>	breeding	-50.4712	-29.3678	11/29/2013
<i>Turdus flavipes</i>	breeding	-50.3868	-29.4239	12/21/2015
<i>Turdus flavipes</i>	breeding	-50.1868	-29.4912	9/17/2013
<i>Turdus flavipes</i>	breeding	-49.9974	-29.0778	11/9/2015
<i>Turdus flavipes</i>	breeding	-49.9346	-28.804	12/14/2014
<i>Turdus flavipes</i>	breeding	-49.8716	-28.5151	1/21/2016
<i>Turdus flavipes</i>	breeding	-49.8566	-27.9245	12/14/2015
<i>Turdus flavipes</i>	breeding	-49.8209	-28.7059	3/2/2016
<i>Turdus flavipes</i>	breeding	-49.7129	-25.4705	12/23/2016
<i>Turdus flavipes</i>	breeding	-49.6913	-28.6623	11/13/2016
<i>Turdus flavipes</i>	breeding	-49.6777	-26.7136	1/25/2006
<i>Turdus flavipes</i>	breeding	-49.4881	-28.0605	1/23/2016
<i>Turdus flavipes</i>	breeding	-49.3862	-28.1494	12/21/2015
<i>Turdus flavipes</i>	breeding	-49.3762	-26.5515	9/9/2016
<i>Turdus flavipes</i>	breeding	-49.3439	-26.4022	1/25/2007
<i>Turdus flavipes</i>	breeding	-49.321	-25.4477	1/4/2016
<i>Turdus flavipes</i>	breeding	-49.3078	-26.3234	10/8/2004
<i>Turdus flavipes</i>	breeding	-49.285	-27.9972	1/22/2017
<i>Turdus flavipes</i>	breeding	-49.2843	-25.3783	12/8/2016
<i>Turdus flavipes</i>	breeding	-49.2671	-25.4293	11/23/2012
<i>Turdus flavipes</i>	breeding	-49.2031	-27.1115	9/12/2008
<i>Turdus flavipes</i>	breeding	-49.1535	-25.603	11/27/2015
<i>Turdus flavipes</i>	breeding	-49.0972	-27.6324	1/5/2017
<i>Turdus flavipes</i>	breeding	-49.0458	-25.6483	12/4/2016

<i>Turdus flavipes</i>	breeding	-49.0436	-25.5518	11/25/2016
<i>Turdus flavipes</i>	breeding	-49.0254	-25.8543	12/10/2016
<i>Turdus flavipes</i>	breeding	-49.0233	-26.7553	9/4/2007
<i>Turdus flavipes</i>	breeding	-48.9933	-27.7026	1/5/2017
<i>Turdus flavipes</i>	breeding	-48.9774	-25.3147	11/2/2015
<i>Turdus flavipes</i>	breeding	-48.9703	-25.8628	12/27/2016
<i>Turdus flavipes</i>	breeding	-48.9194	-25.5881	11/27/2016
<i>Turdus flavipes</i>	breeding	-48.9138	-25.3311	12/13/2003
<i>Turdus flavipes</i>	breeding	-48.8116	-25.0999	11/5/2016

Table S2. Values of the scores of the first seven axes of the Factor Analysis, their respective eigenvalues and their contribution to explaining the variation in the environmental variables used to model distributions of two migratory species (*Turdus nigriceps* and *Turdus subalaris*) for South America background delimitation. The selected variables are in bold.

Variables	MR1	MR2	MR3	MR4	MR5	MR6	MR7
bio01	0.91	0.04	0.34	0.11	0.21	0.07	0.02
bio02	0.15	0.39	0.28	0.84	0.19	0.06	0
bio03	0.28	0.1	0.87	0.03	0.28	0	0.06
bio04	0.28	0	0.85	0.18	0.34	0.13	0.04
bio05	0.98	0.03	0.05	0.09	0.12	0.02	0.06

bio06	0.77	0.13	0.49	0.28	0.27	0	0.03
bio07	0.22	0.22	0.76	0.49	0.28	0.02	0.01
bio08	0.92	0.02	0.19	0.01	0.12	0.18	0.24
bio09	0.76	0.06	0.46	0.21	0.28	0.07	0.21
bio10	0.98	0.06	0.07	0.07	0.13	0.01	0.01
bio11	0.81	0.04	0.5	0.14	0.26	0.08	0.03
bio12	0.3	0.52	0.33	0.11	0.69	0.19	0.03
bio13	0.36	0.17	0.38	0.12	0.8	0.18	0.01
bio14	0.01	0.94	0.18	0.06	0.21	0.1	0.05
bio15	0.02	0.72	0.21	0.26	0.02	0	0.09
bio16	0.36	0.18	0.37	0.11	0.81	0.18	0.03
bio17	0.03	0.94	0.19	0.07	0.25	0.1	0.04
bio18	0.17	0.49	0.15	0.06	0.29	0.65	0.02
bio19	0.15	0.45	0.27	0.18	0.64	0.37	0.12
	MR1	MR2	MR3	MR4	MR5	MR6	MR7
SS loadings	6.052	3.299	3.594	1.297	2.99	0.75	0.142
Proportion Var	0.319	0.174	0.189	0.068	0.157	0.039	0.007
Cumulative Var	0.319	0.681	0.508	0.907	0.839	0.946	0.954

Table S3. Values of the scores of the first five axes of the Factor Analysis, their respective eigenvalues and contribution to explaining the variation in the environmental variables used to model the distribution of *Turdus flavipes* for Atlantic Rainforest background delimitation. Selected variables are in bold.

Variables	MR1	MR2	MR3	MR4	MR5
bio01	0.91	0.04	0.16	0.33	0.19
bio02	0.02	0.08	0.94	0.26	0.18

bio03	0.33	0.06	0.02	0.61	0.69
bio04	0.34	0.06	0.4	0.61	0.55
bio05	0.93	0.14	0.28	0.11	0.01
bio06	0.76	0.1	0.54	0.24	0.25
bio07	0.2	0.02	0.9	0.21	0.31
bio08	0.73	0.05	0.01	0.37	0.1
bio09	0.76	0.09	0.3	0.19	0.27
bio10	0.98	0.09	0.04	0.1	0.05
bio11	0.81	0.02	0.26	0.42	0.31
bio12	0.25	0.56	0.1	0.77	0.1
bio13	0.04	0.96	0.02	0.18	0.07
bio14	0.28	0.15	0.06	0.92	0.16
bio15	0.23	0.34	0.02	0.85	0.23
bio16	0.05	0.98	0	0.17	0.05
bio17	0.27	0.15	0.08	0.93	0.13
bio18	0.42	0.59	0.21	0.07	0.25
bio19	0.08	0.04	0.16	0.88	0.02
	MR1	MR2	MR3	MR4	MR5
SS loadings	5.718	2.773	2.506	5.274	1.363
Proportion Var	0.301	0.146	0.132	0.278	0.072
Cumulative Var	0.301	0.724	0.856	0.579	0.928

Table S4. Wilcoxon test results related suitability values by elevation, latitude and longitude of the wintering and breeding sites of the three species: Species – Denotes one of the three species studied; Sites - Denotes breeding and wintering sites; Variable - Variables compared in the Wilcoxon test (latitude, longitude and elevation); RCP–Future contrasting emission scenarios (IPCC AR-CMIP 5 / RCP 4.5 -lower energy demand, and IPCC AR-CMIP 5 / RCP 8.5 - maximum power requirement, balanced emissions from fossil fuels and non-fossil fuels); Samples – Present day and future samples (2050 and 2070) compared using a Wilcoxon test in the two emission scenarios; *W* - Wilcoxon test statistic (represents the sum of the ranks in one of both groups); *P*value.

Specie	Period	Variable	RCP	Samples	<i>W</i>	<i>P-value</i>
<i>T. nigriceps</i>	Breeding	Latitude	4.5	Current/2050	155012843	p=0.079
				Current/2070	115860341	p <0.001
			8.5	Current/2050	162636714	p <0.001
				Current/2070	74957793	p <0.001
		Longitude	4.5	Current/2050	162178586	p <0.001
				Current/2070	135689161	p <0.001
			8.5	Current/2050	151125422	p=0.75
				Current/2070	91512397	p <0.001
		Elevation (m)	4.5	Current/2050	129500279	p <0.001
				Current/2070	88537152	p <0.001
			8.5	Current/2050	135786989	p <0.001
				Current/2070	48034214	p <0.001
<i>T. nigriceps</i>	Wintering	Latitude	4.5	Current/2050	549081666	p <0.001
				Current/2070	542400547	p <0.001
			8.5	Current/2050	536113774	p <0.001
				Current/2070	514185932	p <0.001
		Longitude	4.5	Current/2050	654360587	p <0.001
				Current/2070	636462575	p <0.001
			8.5	Current/2050	636064084	p <0.001
				Current/2070	604658729	p <0.001
		Elevation (m)	4.5	Current/2050	325394063	p <0.001
				Current/2070	271054445	p <0.001

			8.5	Current/2050	255183322	p <0.001
				Current/2070	189424357	p <0.001
<i>T. subalaris</i>	Breeding	Latitude	4.5	Current/2050	947704323	p <0.001
				Current/2070	959444085	p <0.001
			8.5	Current/2050	1042378146	p <0.001
				Current/2070	839490152	p <0.001
		Longitude	4.5	Current/2050	897523103	p=1087
				Current/2070	914715195	p <0.001
			8.5	Current/2050	948190705	p <0.001
				Current/2070	663075774	p <0.001
		Elevation (m)	4.5	Current/2050	911093699	p <0.001
				Current/2070	922106156	p <0.001
			8.5	Current/2050	946218552	p <0.001
				Current/2070	700223033	p <0.001
<i>T. subalaris</i>	Wintering	Latitude	4.5	Current/2050	468817407	p <0.001
				Current/2070	146279253	p <0.001
			8.5	Current/2050	214238379	p <0.001
				Current/2070	88375575	p <0.001
		Longitude	4.5	Current/2050	180289032	p <0.001
				Current/2070	73132102	p <0.001
			8.5	Current/2050	83443494	p <0.001
				Current/2070	42124158	p <0.001
		Elevation (m)	4.5	Current/2050	74255769	p <0.001
				Current/2070	13977151	p <0.001
			8.5	Current/2050	13977151	p <0.001
				Current/2070	3080963	p <0.001
<i>T. flavipes</i>	Breeding	Latitude	4.5	Current/2050	5222864	p=0.1296
				Current/2070	3916823	p <0.001
			8.5	Current/2050	3794181	p <0.001
				Current/2070	1754379	p <0.001
		Longitude	4.5	Current/2050	4717040	p <0.001
				Current/2070	2982872	p <0.001

			8.5	Current/2050	3049668	p <0.001
				Current/2070	1077612	p <0.001
		Elevation (m)	4.5	Current/2050	3911918	p <0.001
				Current/2070	2209878	p <0.001
			8.5	Current/2050	2229580	p <0.001
				Current/2070	428908	p <0.001
<i>T. flavipes</i>	Wintering	Latitude	4.5	Current/2050	89189328	p <0.001
				Current/2070	102099614	p <0.001
			8.5	Current/2050	81572846	p <0.001
				Current/2070	104283837	p <0.001
		Longitude	4.5	Current/2050	84919581	p <0.001
				Current/2070	95763087	p <0.001
			8.5	Current/2050	70448571	p <0.001
				Current/2070	87987750	p <0.001
		Elevation (m)	4.5	Current/2050	51030921	p <0.001
				Current/2070	57269452	p <0.001
			8.5	Current/2050	44245958	p <0.001
				Current/2070	34728232	p <0.001

Table S5. Model performance statistics for partial models. One measure was calculated: TSS (true-skill statistic) and four algorithms were used: Bioclim (Envelope Score), Domain (Gower Distance), Maxent (Maximum Entropy Model) and SVM (Support Vector Machines). The average of the TSS values was calculated for three species (*Turdus nigriceps*, *Turdus subalaris* and *Turdus flavipes*) across two categories: wintering and breeding sites.

Species	Season	Algorithms	TSS(mean)	SD
<i>T. nigriceps</i>	breeding	bioclim	0.89	0.13
		gowerdistance	0.95	0.13
		maxent	0.99	0.01
		SVM	0.97	0.01
<i>T. nigriceps</i>	wintering	bioclim	0.86	0.10
		gowerdistance	0.82	0.07
		maxent	0.90	0.05
		SVM	0.93	0.04
<i>T. subalaris</i>	breeding	bioclim	0.88	0.07
		gowerdistance	0.99	0.01
		maxent	0.98	0.02
		SVM	0.99	0.01
<i>T. subalaris</i>	wintering	bioclim	0.68	0.17
		gowerdistance	0.88	0.13
		maxent	0.78	0.13
		SVM	0.88	0.13
<i>T. flavipes</i>	breeding	bioclim	0.90	0.08
		gowerdistance	0.92	0.05
		maxent	0.97	0.02
		SVM	0.97	0.03
<i>T. flavipes</i>	wintering	bioclim	0.82	0.03
		gowerdistance	0.89	0.05
		maxent	0.94	0.04
		SVM	0.96	0.02

Tabela S9. Valores das pontuações dos cinco primeiros eixos da PCA, seus respectivos autovalores, percentual de variância e percentual de variância cumulativa usados para modelar as distribuições de duas espécies migratórias (*Turdus nigriceps* e *Turdus subalaris*) para a delimitação da América do Sul. Aqui utilizamos apenas as bioclimáticas.

Eixos	Autovalor	Percentual de variância	Percentual de variância cumulativa
Dim.1	10.63	55.92	55.92
Dim.2	3.61	18.99	74.91
Dim.3	1.78	9.37	84.29
Dim.4	1.13	5.93	90.22
Dim.5	0.75	3.97	94.19
Dim.6	0.51	2.68	96.86

Tabela S10. Valores das pontuações dos cinco primeiros eixos da PCA, seus respectivos autovalores, percentual de variância e percentual de variância cumulativa usados para modelar as distribuições de duas espécies migratórias (*Turdus nigriceps* e *Turdus subalaris*) para a delimitação da América do Sul. Aqui utilizamos variáveis de heterogeneidade de paisagem, porcentagem de habitat e altitude.

Eixos	Autovalor	Percentual de variância	Percentual de variância cumulativa
Dim.1	8.72	54.47	54.47
Dim.2	2.97	18.57	73.04

Dim.3	1.34	8.4	81.43
Dim.4	0.87	5.43	86.87
Dim.5	0.7	4.39	91.26
Dim.6	0.48	3.03	94.28

Tabela S11. Valores das pontuações dos cinco primeiros eixos da PCA, seus respectivos autovalores, percentual de variância e percentual de variância cumulativa usados para modelar as distribuições de uma espécie migratória (*Turdus flavipes*) para a delimitação da Mata Atlântica. Aqui utilizamos variáveis de heterogeneidade de paisagem, porcentagem de habitat e altitude. Aqui utilizamos apenas as bioclimáticas.

Eixos	Autovalor	Percentual de variância	Percentual de variância cumulativa
Dim.1	9.44	49.7	49.7
Dim.2	3.73	19.61	69.31
Dim.3	2.12	11.18	80.49
Dim.4	2.01	10.6	91.09
Dim.5	0.76	4.02	95.11
Dim.6	0.43	2.24	97.35

Tabela S12. Valores das pontuações dos cinco primeiros eixos da PCA usados para modelar as distribuições de uma espécie migratória (*Turdus flavipes*) da Mata Atlântica, com seus respectivos autovalores, percentual de variância e percentual de variância cumulativa. Aqui utilizamos variáveis de heterogeneidade da paisagem, porcentagem de habitat e altitude.

Eixos	Autovalor	Percentual de	Percentual de variância
-------	-----------	---------------	-------------------------

		variância	cumulativa
Dim.1	9.4	58.77	58.77
Dim.2	2.26	14.12	72.9
Dim.3	1.14	7.11	80
Dim.4	0.99	6.17	86.17
Dim.5	0.79	4.95	91.12
Dim.6	0.59	3.71	94.83