

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BOTÂNICA**

LUÍZ FERNANDO ESSER

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**EFEITOS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS GLOBAIS NA
DISTRIBUIÇÃO E PRESERVAÇÃO DE COMUNIDADES
ARBÓREAS DA MATA ATLÂNTICA**

Porto Alegre - RS
2018

LUÍZ FERNANDO ESSER

**EFEITOS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS GLOBAIS NA
DISTRIBUIÇÃO E PRESERVAÇÃO DE COMUNIDADES
ARBÓREAS DA MATA ATLÂNTICA**

Dissertação apresentada ao PPG
em Botânica, da Universidade
Federal do Rio Grande do Sul -
UFRGS, como requisito para a
obtenção do título de Mestre em
Botânica

Orientador: Prof. Dr. João André Jarenkow
Coorientador: Dr. Danilo Mesquita Neves

Porto Alegre, 13 de março de 2018.

Navegar é preciso, viver não é preciso.

Caetano Veloso

1. Agradecimentos

O processo científico formador que se deu nos últimos dois anos, encerrando-se junto deste documento não seria o mesmo se não estivessem presentes os demais membros do Laboratório de Fitoecologia e Fitogeografia da UFRGS. O ser humano não é uma ilha e necessita de trocas para crescer e se desenvolver e reenvolver. Por isso, o papel dos colegas de trabalho, professores, doutorandos, mestrandos, bolsistas PIBIC e voluntários, reforça nossa resiliência psicológica, facilitando nossa caminhada.

Da mesma forma se sucede com amigos e familiares, os quais o universo permitiu que eu tivesse em tal quantidade e qualidade que não se faz possível nomeá-los. Assim sendo, agradeço a Caetano e Náthali por me inspirarem e me motivarem a seguir esse caminho tortuoso que é a academia e através deles deixo meu agradecimento aos familiares e amigos.

Não poderia deixar de agradecer nominalmente também meus companheiros de trabalho e orientadores: Prof. Dr. João André Jarenkow e Dr. Danilo Neves, sem os quais este trabalho não seria possível.

Por fim, agradeço às outrora mudas de ipês-amarelos e canafístulas da avenida Bento Gonçalves por atualmente serem árvores frondosas que sombreiam a ida dos alunos apinhados nos ônibus que seguem em direção ao Campus do Vale da UFRGS e sofrem com o sol escaldante do verão portoalegrense. Haverá o dia em que suas copas se fundirão e nada mais será o mesmo.

2. Resumo

O *hotspot* de biodiversidade da Mata Atlântica compreende seis tipos vegetacionais que são frequentemente tratados como uma entidade única em estudos ecológicos. Como esses habitats ocupam condições ambientais distintas, tal aglomeração pode levar a interpretações errôneas em estudos com o objetivo de avaliar os impactos das mudanças globais. O objetivo deste trabalho foi investigar os efeitos das mudanças climáticas sobre a distribuição dos habitats que compõem a Mata Atlântica. A nossa hipótese é que os habitats da Mata Atlântica serão afetadas de forma desigual pelas mudanças climáticas. Para avaliar se os habitats da Mata Atlântica serão impactados uniformemente pelas mudanças climáticas, modelamos as respostas de 282 espécies de árvores diagnósticas, usando 10 algoritmos, 11 modelos de circulação geral da atmosfera e quatro cenários distintos de mudanças climáticas para os anos de 2050 e 2070, totalizando 2.484.702 modelos. A seleção de variáveis foi bastante conservadora para construir modelos compreensíveis e ecologicamente significativos. A perda potencial de adequabilidade ambiental somou 50,4% em florestas semidecíduas, 58,6% em florestas ribeirinhas e 66% em florestas anãs de afloramentos rochosos. As previsões para florestas pluviais (12,2%), restingas (7,6%) e florestas montanas (5,2%) mostraram que a perda global de adequabilidade ambiental será relativamente menos grave para esses habitats. Os habitats azonais, nomeadamente florestas anãs de afloramentos rochosos, restingas e florestas ribeirinhas, além de serem menos estudados, provavelmente sofrerão a maior perda de biodiversidade devido à limitação dispersiva das espécies. Isso reforça a importância da nossa abordagem e a necessidade de estratégias de conservação que se adequem à heterogeneidade ambiental da Mata Atlântica.

Palavras-chave: Macroecologia, mudanças globais, componente arbóreo, conservação da biodiversidade, habitats marginais.

3. Abstract

The *Mata Atlântica* biodiversity hotspot comprises six vegetation types, which are often treated as a unique entity in ecological studies. Because these habitats occupy distinct environmental conditions, such ‘lumping’ might lead to erroneous interpretations in studies aiming to evaluate the impacts of global change in the *Mata Atlântica* biodiversity hotspot. The main goal here was to investigate the climate changes effects on *Mata Atlântica* habitats species distribution. Our hypothesis is that *Mata Atlântica* habitats will be unevenly impacted by climate changes. In order to assess whether *Mata Atlântica* habitats will be evenly impacted by climate change, we modeled the responses of 282 diagnostic tree species, using 10 algorithms, 11 General Circulation Models and four distinct scenarios of climate change to the years of 2050 and 2070, summing 2,484,702 models. Variable selection was very conservative in order to build understandable and ecologically meaningful models. Potential loss of suitable environment summed 50.4% in seasonally dry forests, 58.6% in riverine forests, and 66% in rock outcrop dwarf-forests. Predictions for rain forests (12.2%), coastal white-sand woodlands (7.6%) and montane forests (5.2%) showed that overall loss of suitable environment will be relatively less severe for these habitats. Azonal habitats, namely rock outcrop dwarf-forests and riverine forests, are less studied and will likely suffer the greatest loss of biodiversity because their species are more dispersal limited. This reinforces the importance of our approach and urge for conservation strategies that account for habitat heterogeneity in the *Mata Atlântica*.

Keywords: Macroecology, global change, tree communities, biodiversity conservation, marginal habitats.

Sumário

| | |
|--|-------------------------------------|
| 1. AGRADECIMENTOS | 4 |
| 2. RESUMO | 5 |
| 3. ABSTRACT..... | 6 |
| 4. INTRODUÇÃO GERAL..... | 8 |
| A. INTRODUÇÃO | 8 |
| B. JUSTIFICATIVA..... | 12 |
| C. OBJETIVOS..... | 13 |
| D. HIPÓTESES..... | 13 |
| 5. MANUSCRITO | 14 |
| A. INTRODUCTION | 18 |
| B. METHODS..... | 20 |
| <i>The Dataset</i> | 20 |
| <i>Variable Selection</i> | 21 |
| <i>Environmental Niche Modelling</i> | 22 |
| C. RESULTS | 23 |
| <i>Potential Area and Conservation Status</i> | 23 |
| <i>Distribution of Soil Dependent Habitats</i> | 24 |
| <i>Distribution of Climate Dependent Habitats</i> | 24 |
| D. DISCUSSION | 26 |
| <i>Potential Area and Conservation Status</i> | 26 |
| <i>Climate change and compositional complexity</i> | 28 |
| E. CONCLUSIONS..... | 29 |
| F. REFERENCES..... | 30 |
| G. FIGURES..... | 34 |
| H. SUPPLEMENTARY | ERROR! BOOKMARK NOT DEFINED. |
| I. DECLARATIONS | ERROR! BOOKMARK NOT DEFINED. |
| <i>Acknowledgements</i> | <i>Error! Bookmark not defined.</i> |
| <i>Funding</i> | <i>Error! Bookmark not defined.</i> |
| <i>Author contributions</i> | <i>Error! Bookmark not defined.</i> |
| <i>Conflicts of interest</i> | <i>Error! Bookmark not defined.</i> |
| <i>Permissions</i> | <i>Error! Bookmark not defined.</i> |
| 6. CONSIDERAÇÕES FINAIS | 58 |
| A. CONSIDERAÇÕES METODOLÓGICAS | 58 |
| B. RESULTADOS ESPECÍFICOS | 59 |
| C. CONCLUSÃO FINAL | 61 |
| 7. REFERÊNCIAS GERAIS..... | 62 |

4. Introdução Geral

a. Introdução

A revolução industrial começou na Inglaterra aproximadamente no ano de 1760 e foi um marco na história do mundo, não só pelo aumento exponencial na produção de bens de consumo, mas também como possível marco de um novo período geológico, o Antropoceno (Lewis & Maslin 2015). Este período tem início quando as atividades humanas começaram a ter um impacto global significativo no clima da Terra e no funcionamento dos seus ecossistemas. Humboldt foi quem pela primeira vez descreveu as alterações climáticas causadas pelo ser humano, depois de presenciar os efeitos devastadores das plantações coloniais no lago de Valência, na Venezuela, em 1800 (Humboldt 2000). Atualmente, as altas taxas de emissão de gases compostos de Carbono, como metano (CH₄), di- e monóxido de carbono (CO₂ e CO, respectivamente), fez com que houvessem alterações na atmosfera global, acidificando os oceanos, elevando as temperaturas médias globais, alterando o regime de chuvas e provocando uma série enorme de efeitos climáticos que podem ser percebidos diariamente (IPCC 2013).

Em dezembro de 2015, durante a 21^a Conferência das Nações Unidas sobre as Mudanças Climáticas (COP21), foi aprovado um acordo histórico para tentar frear o avanço das mudanças climáticas. No Acordo de Paris, como foi chamado, 195 países signatários se comprometem a tomar atitudes, para que a temperatura média do planeta não ultrapasse 2 °C em relação aos níveis pré-industriais. A COP21 trouxe nova visibilidade para as questões climáticas, pois, até então, pouco havia sido feito para reduzir os impactos do ser humano na atmosfera do planeta. Diversos acordos tinham sido firmados, mas nenhum deles teve a magnitude e a aceitação do Acordo de Paris. Isso se deu pela proposta de cada país em determinar suas próprias metas de acordo com

suas possibilidades, além da participação de grandes países poluidores como os Estados Unidos da América e a China (UNFCCC COP 2015).

Muito antes disso, no entanto, a questão climática já vinha sendo estudada, principalmente no que tange aos efeitos das mudanças climáticas na distribuição das espécies (Brzeziecki et al. 1995). Ainda anteriormente, a modelagem de distribuição de espécies (SDM) já vinha sendo utilizada para tentar delimitar a área de vida e distribuição de diversos organismos no presente (Elith and Leathwick 2009).

Com a percepção das mudanças climáticas globais, climatologistas começaram a desenvolver modelos para prever as condições climáticas futuras, tendo como base os altos níveis de emissão de poluentes na atmosfera pelo ser humano (Pachauri and Meyer 2014). Não obstante, a atmosfera possui organização caótica, o que torna sua compreensão extremamente complexa. Logo, além de contarmos com diferentes vias de concentração de carbono na atmosfera (RCPs; Figura 1), estes diferentes cenários também estão disponíveis em dezenas de modelos de circulação geral atmosfera-oceano (AOGCMs), bem como dezenas de variáveis bioclimáticas derivadas desses modelos.

Com a disponibilidade desses dados, surge a oportunidade de se realizar modelagens não só para o presente, mas também para o futuro, revelando assim os impactos das mudanças climáticas na distribuição e conservação das espécies (Hijmans et al. 2005). Outros trabalhos sugerem também a possibilidade de determinar a distribuição de outras entidades, além de espécies, que sejam afetadas pelo clima, como formas de vida, ordens, comunidades e ecossistemas (Bond et al. 2005, Harte et al. 2009, Pearson et al. 2013).

Atualmente, uma gama enorme de algoritmos também está amplamente disponível, cada qual com suas qualidades e limitações. Tudo isso possibilita uma vasta quantidade de trabalhos que visem elucidar padrões de distribuição macroecológicos e biogeográficos, pois, quando usamos apenas variáveis abióticas, obteremos um modelo

nulo da distribuição que não leva em conta interações bióticas. Deriva disso, também, que os modelos por vezes podem ser pouco precisos, se estivermos trabalhando, por exemplo, com uma espécie pouco competitiva ou uma espécie rara que possui eventuais pontos de coleta e pouco se sabe sobre sua biologia.

Nesse escopo, a Mata Atlântica se torna um alvo de diversos estudos, uma vez que possui diversas características que a tornam particularmente interessante. Sendo um dos 25 *hotspots* de biodiversidade mundial (Myers et al. 2000), a Mata Atlântica possui alta taxa de endemismos que podem ser atribuídos à sua heterogeneidade ambiental (Neves et al. 2017). São os diferentes filtros presentes no sudeste da América do Sul, que fazem com que a Mata Atlântica possua comunidades arbóreas tão distintas.

Da literatura atual, podemos inferir que, de forma geral, é extremamente complexo prever com precisão como a Mata Atlântica será afetada pelas mudanças climáticas, pois ainda não se sabe os efeitos destas na frequência de eventos climáticos extremos de secas e chuvas como o El Niño e o La Niña, muito devido à natureza caótica do comportamento da atmosfera e das massas de ar. Somado a isso, a resiliência de florestas tropicais tende a diminuir com o aumento das temperaturas e da precipitação (Verbesselt et al. 2016). O crescente número de artigos científicos que propõe soluções a partir de pesquisas interdisciplinares para manter a Mata Atlântica, bem como as diversas políticas públicas que vêm sendo implementadas em seu domínio, são algumas das razões pelas quais Scarano e Ceotto (2015) definiram a Mata Atlântica como uma região esperançosa para as mudanças do clima (*climate hopespot*; Figura 2).

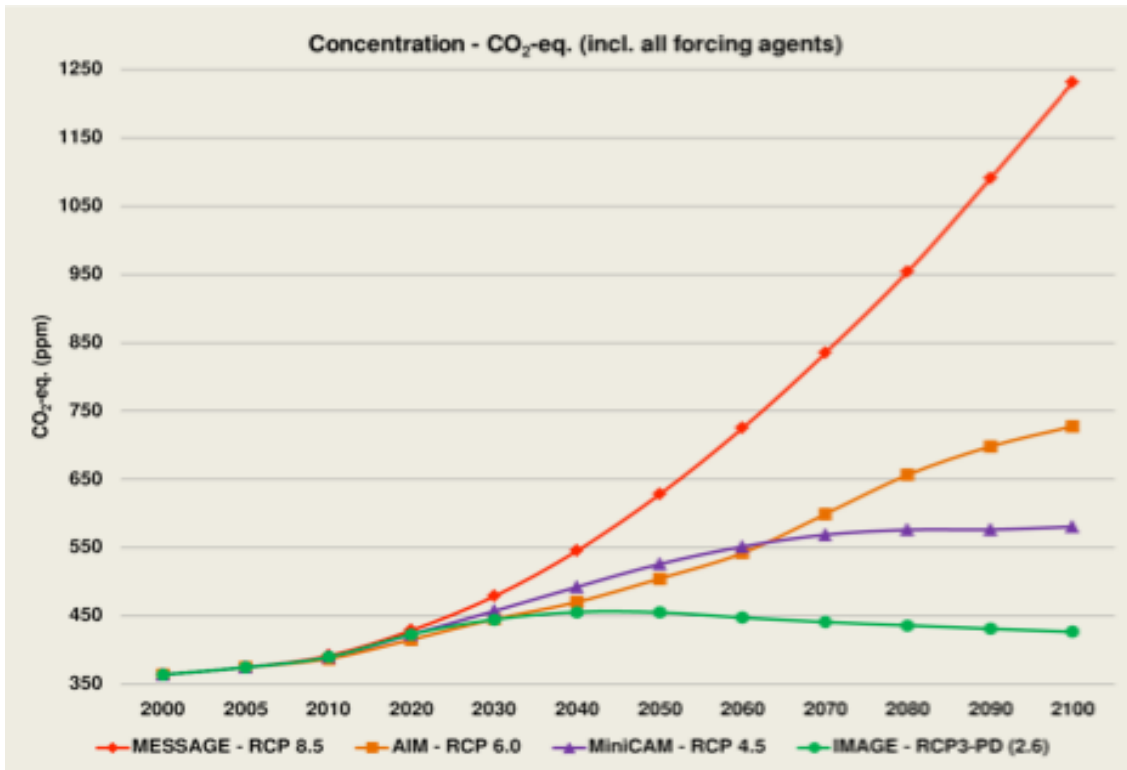


Figura 1: Concentrações atmosféricas de CO₂ de acordo com as quatro RCPs. O ano de 2050 é um marco nos estudos sobre as mudanças climáticas, pois registra a estabilidade do CO₂ na atmosfera na RCP2.6. Nos anos seguintes, há uma queda da quantidade de CO₂ na atmosfera. RCP2.6 é um cenário aonde atividades humanas teriam parado de emitir qualquer gás de efeito estufa no ano 2000, representando um aumento de até 2 °C na temperatura média do planeta. A atmosfera continuaria a absorver o CO₂ até o ano de 2050, a partir do qual começaria a voltar às condições pré-industriais. Do outro lado do espectro, a RCP8.5 representa uma contínua emissão de gases de efeito estufa sem nenhum efeito mitigatório gerando um aumento de pelo menos 4 °C na temperatura média do planeta. A modelagem será feita para os quatro cenários de emissão de carbono (RCP2.6, 4.5, 6.0 e 8.5), para os anos de 2050 e 2070. Fonte da imagem: https://en.wikipedia.org/wiki/Representative_Concentration_Pathways.

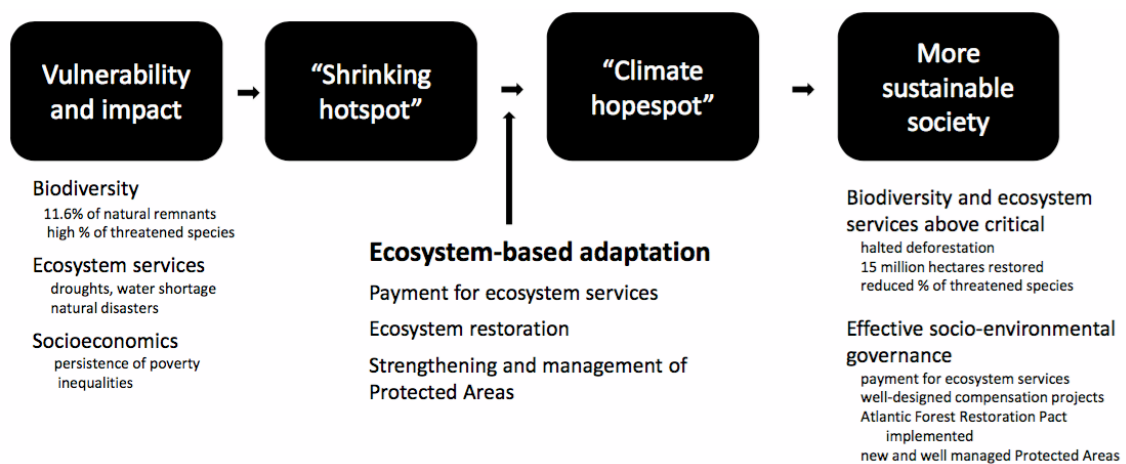


Figura 2: Teoria da mudança da Mata Atlântica: impactos históricos tornam o bioma e a sociedade local vulneráveis às mudanças climáticas. Adaptação baseada nos ecossistemas pode ajudar a transformar o bioma de um "hotspot encolhendo" para um "Hotspot climático", em que a sociedade está cada vez mais resistente e resiliente às alterações climáticas (Scarano and Ceotto 2015).

b. Justificativa

Foi feita uma pesquisa bibliográfica no *Google Scholar* a fim de buscar referências, bem como saber quais trabalhos já foram realizados sobre modelagem na Mata Atlântica. A pesquisa foi realizada buscando os termos:

("ecological niche modelling" OR "species distribution modelling") AND
"climate change" AND "atlantic rainforest"

A pesquisa retornou 86 resultados em 0,06 segundos. Alguns resultados apareceram mais de uma vez e foram ignorados, restando 73 trabalhos cuja leitura do título, abstract e, quando necessário, do conteúdo, levaram à categorização citada abaixo.

Doze artigos eram de revisão, sendo geralmente sobre conservação e usando os termos selecionados para ressaltar a importância da modelagem de nicho ecológico para a conservação das espécies em um cenário de mudança climática. Quatorze artigos não versavam sobre a Mata Atlântica, mas usavam o termo na discussão ou introdução. Cinco artigos eram sobre insetos, seis sobre anfíbios, quatro sobre répteis, um sobre peixes, um sobre moluscos, sete sobre aves e oito sobre mamíferos. De forma geral, esses trabalhos tratavam da distribuição e conservação desses grupos animais que estão inseridos na Mata Atlântica. Nove artigos eram restritos a algum grupo vegetal (espécie, gênero, família). De forma geral, esses trabalhos tratavam da distribuição e conservação desses táxons vegetais que estão inseridos na mata atlântica, mas não tratavam da vegetação em si. Finalmente, seis artigos tratavam sobre modelagem da Mata Atlântica, no entanto, todos estavam restritos a alguma região ou formação da mesma (restrito à Mata Atlântica subtropical, restrito às florestas secas ou a algum estado do Brasil).

Diversas formações extremamente importantes continuam sem uma pesquisa clara e completa. Esse é o caso da Mata Atlântica, cujos poucos estudos abordam-na com base em grupos restritos ou de forma parcial. Além de ignorar a natureza ecossistêmica da Mata Atlântica, esses estudos são pouco refinados em seus dados e

métodos, além de possuírem barreiras políticas que não são respeitadas por outras espécies que não a humana (Salazar et al. 2007, Colombo & Joly 2010, Rodrigues et al. 2015). É importante citar, também, que a Mata Atlântica é formada por diferentes fisionomias florestais, cada qual com características próprias, notadamente o clima. A Mata Atlântica é um dos 35 *hotspots* de biodiversidade mundial e, portanto, é mais suscetível às mudanças climáticas (Bellard et al. 2014). Em vista disso, torna-se bastante importante pesquisá-la, a fim de que possamos mitigar os efeitos causados pelas mesmas.

c. Objetivos

O objetivo deste trabalho foi investigar os efeitos das mudanças climáticas sobre a distribuição de espécies dos habitats da Mata Atlântica, conforme delimitado por Scarano (2002, 2009), a saber: floresta de altitude, floresta de afloramentos rochosos, floresta ribeirinha, floresta semidecídua e restinga. Pretende-se também analisar os impactos gerados por cenários múltiplos de mudança climática sobre a preservação dos diversos habitats da Mata Atlântica, associando os resultados às recentes políticas nacionais e internacionais referente às mudanças climáticas e conservação do meio ambiente.

d. Hipóteses

Acreditamos que os habitats da Mata Atlântica serão afetadas com distintas intensidades pelas mudanças climáticas. Nossa hipótese advém principalmente da ideia de que comunidades muito biodiversas com alta heterogeneidade ambiental tendem a ser mais afetadas pelas mudanças climáticas, uma vez que cada espécie que as constitui pode apresentar uma resposta diferente a essas mudanças. Somado a isso, alguns habitats poderão ser favorecidas pelo aumento da temperatura e estiagem, devido às suas características ambientais próprias, havendo assim um descompasso dos impactos entre os diferentes habitats.

5. Manuscrito

Dados do Periódico:

Nome: Diversity and Distributions (<https://onlinelibrary.wiley.com/journal/14724642>)

Edição atual: Volume 24, edição 9

Frequencia: Mensal

Fator de impacto: 4.614

ISI Citation Reports © Ranking 2017: 21/158 (Ecologia), 6/55 (Conserv. da Biodiv.)

Title: Habitat-specific impacts of climate change in the Mata Atlântica
biodiversity hotspot

Short Title: Habitat-specific impacts of climate change

Abstract:

Aim: Elucidate the potential impacts of climate changes in *Mata Atlântica* habitats' distribution and preservation, which are often treated as a unique entity in ecological studies.

Location: The whole extension of the South American Atlantic Forest Domain plus forest intrusions into the neighbouring Cerrado and Pampa Domains, which comprises rain forests ('core' habitat) and five marginal habitats, namely montane forests, rock outcrop dwarf-forests, riverine forests, semideciduous forests and *restinga* (coastal white-sand woodlands).

Time period: Current and future scenarios (2000, 2050 and 2070).

Major taxa studied: Tree species.

Methods: We modelled the responses of 282 diagnostic tree species, using multiple algorithms and distinct scenarios of climate change (828,234 models).

Results: Potential loss of suitable environment summed 50.4% in seasonally dry forests, 58.6% in riverine forests, and 66% in rock outcrop dwarf-forests. Predictions for rain forests (12.2%), coastal white-sand woodlands (7.6%) and seasonally cold forests (5.2%) showed that overall loss of suitable environment will be relatively less severe for these habitats. Habitats that are confined to narrow edaphic conditions, namely rock outcrop dwarf-forests and riverine forests, are less studied and will likely suffer the greatest loss of biodiversity because their species are more dispersal limited.

Main conclusions: Because these habitats occupy distinct environmental conditions, lumping them in ecological analyses might lead to erroneous interpretations in studies aiming to evaluate the impacts of global change in the *Mata Atlântica* biodiversity hotspot. This reinforces the importance of our approach and urge for conservation

strategies that account for habitat heterogeneity in the *Mata Atlântica* and other species-rich environments.

Keywords: Macroecology, tree communities, biodiversity conservation, communities' distribution models, vegetation, habitat conservation.

1 a. Introduction

2 The *Mata Atlântica* of South America is renowned worldwide for being one of
3 the 35 biodiversity hotspots for conservation prioritization (Myers, Mittermeier,
4 Mittermeier, Fonseca & Kent, 2000; Mittermeier, Turner, Larsen, Brooks & Gascon
5 2011; Williams et al., 2011). Less known facts, however, are that (i) the hotspot status is
6 specifically referring to its core habitat, the rain forest, and that (ii) the *Mata Atlântica*
7 also houses a complex mosaic of habitats, with their occurrence and distribution
8 determined by the harshest extremes of six key environmental factors (Fig. 1; Scarano,
9 2009; Neves et al., 2017). Following Walter (1971), these factors can be classified into
10 azonal (non-climatic) and zonal (climatic). The distribution of azonal habitats in the
11 *Mata Atlântica* is determined by rocky substrates (rock outcrop dwarf-forests and
12 savannas, henceforth rock outcrop habitats), salinity (*restinga* woodlands) or
13 waterlogged soils (tropical riverine forests, henceforth riverine), while the distribution
14 of zonal habitats is determined by frost (montane and subtropical riverine forests,
15 henceforth montane) or drought stress (semideciduous forests).

16 In a seminal article, Scarano (2009) argued that these marginal habitats mainly
17 comprise an impoverished subset of rain forest species that can tolerate the harshest
18 extremes of their environmental conditions. A recent study, however, showed that all
19 *Mata Atlântica* habitats are strikingly distinct both floristically and environmentally
20 (Neves et al., 2017), suggesting that marginal habitats are not simply a nested subset of
21 the more diverse *Mata Atlântica* rain forest. For conservation purposes, a pertinent take-
22 away message in Neves et al. (2017) is that a substantial portion of the plant diversity in
23 the *Mata Atlântica* might be neglected if the spatial design for new protected areas is
24 solely based upon studies that places these multiple habitats together (Zwiener et al.,
25 2017).

26 Currently, marginal habitats receive much less protection compared to the rain
27 forest (Neves et al., 2017), despite harbouring 3,160 tree species that are not found
28 anywhere else in the world, including in the rain forest of the *Mata Atlântica*. Yet,

29 current levels of fragmentation and the continuous habitat loss are high throughout the
30 *Mata Atlântica*, raising several concerns in the scientific community (Galindo-Leal,
31 Jacobsen, Langhammer & Olivieri (2003); Tabarelli, M., Cardoso Da Silva, J.M. &
32 Gascon, C., 2004; Tabarelli, M., Pinto, L.P., Silva, J.M.C., Hirota, M. & Bede, L., 2005;
33 Joly, Metzger & Tabarelli 2014; Neves et al., 2017). In addition to these impacts
34 associated with land-use change in *Mata Atlântica* habitats, human-induced climate
35 change (IPCC, 2013) will have widespread effects on *Mata Atlântica*'s ecosystems
36 (Lemes et al., 2013; Ferro et al., 2014; Loyola et al., 2014). The persistence of
37 biodiversity through such global change will demand biogeographic shifts at all levels
38 of biological organization (e.g., from populations to communities to functional groups,
39 McLachlan, Hellmann & Schwartz, 2007; Frainer et al., 2017; Bhatta, Grytnes &
40 Vetaas, 2018, respectively. See also Barnosky et al., 2017, for a recent review).

41 In the last decades, ecological niche modelling became a major tool to predict
42 the impacts of climate changes on biodiversity, aiding conservation planning in future,
43 dynamic scenarios (Peterson, Egbert, Sánchez-Cordero & Price, 2000; Peterson et al.,
44 2002; Peterson, 2001). With the development of novel learning machine algorithms
45 (Guisan & Thuiller, 2005) and more accurate climate change predictions (Moss et al.,
46 2010), we are now capable to reduce analytical uncertainties, and provide the much-
47 needed information to support conservation prioritization while accounting for global
48 change scenarios (Elith et al., 2006). This is of particular relevance for biodiversity
49 hotspots, where species are likely to be more susceptible due to its reduced population
50 sizes caused by habitat fragmentation.

51 Our goal here is to elucidate the potential impacts of climate changes in *Mata*
52 *Atlântica* habitats' distribution and preservation. Because *Mata Atlântica* habitats
53 occupy distinct climatic and geographic space, we predict that climate changes will
54 severely impact all habitats, though to different degrees. In addition, because South
55 America will experience increasing temperatures with reduced water availability (IPCC,
56 2013), we predict that future climate changes will have less severe impacts in

57 semideciduous, rock outcrop and *restinga* habitats, and more severe impacts across
58 montane, riverine and rain forests.

59 **b. Methods**

60 **The Dataset**

61 We conducted environmental niche modelling for *Mata Atlântica* habitats using
62 diagnostic species obtained from Neves et al. (2017), with their presence points
63 available in NeoTropTree (Oliveira-Filho, 2017). To avoid model overfitting, we first
64 excluded species with less than 20 records, summing a total of 282 species (see Table
65 S1 in Supporting Information). These species were classified in Neves et al. (2017) as
66 diagnostic (see Tichy & Chytrý, 2006) of six *Mata Atlântica* habitats, with each habitat
67 being distributed across limited ranges of six environmental gradients: rain forest (warm
68 and wet climates), montane forest (environments associated with seasonal cold),
69 semideciduous forest (seasonal drought), *restinga* (salinity), rock outcrop habitats
70 (seasonal fire and shallow soils), and riverine forests (seasonal soil waterlogging). In
71 order to reflect these limiting environmental conditions in the analyses, we modelled the
72 species of each habitat using distinct geographic delimitations, detailed below (see
73 Figure S2 in Supporting Information).

74 Spatial scope for species from montane and rain forests comprised the whole
75 extent of the *Mata Atlântica* and the biogeographical Domains found in the
76 neighbouring South American dry diagonal, namely Caatinga, Cerrado and Chaco.
77 Because species from semideciduous forests are widely distributed across the dry
78 diagonal, their spatial scope comprised the *Mata Atlântica*, dry diagonal Domains and
79 the neighbouring lowland Amazon (warmer climates). *Restingas* (white-sand
80 woodlands), riverine and rock outcrop habitats are constrained within conditions that
81 are primarily related to soil. Therefore, despite potential climatic suitability in areas that
82 are currently covered by montane, semideciduous or rain forests, here we assume that
83 diagnostic species from *restingas*, riverine and rock outcrop habitats can only occur in
84 environments that are both climatically and edaphically suitable. We established areas
85 of edaphic suitability for these sets of diagnostic species as the current distribution of

86 *restingas*, riverine and rock outcrop habitats, respectively. We defined the distribution
87 of the *Mata Atlântica* habitats, dry diagonal Domains and lowland Amazon in
88 geographic space by creating polygons from a set of points. The 6,243 NeoTropTree
89 sites (points) were previously classified into one of the South American biogeographic
90 Domains, and into one of the *Mata Atlântica* habitats where applicable. The size of each
91 polygon was then estimated based on the distance between a given site and the other
92 sites around it (wall-to-wall map).

93 Bioclimatic variables were obtained from WorldClim v.1.4 (Hijmans, Cameron,
94 Parra, Jones & Jarvis 2005). Climatic layers were obtained at a 5-arcmin grain size (~10
95 km). This spatial resolution is particularly appropriate for this study because species
96 checklists (sites) in NeoTropTree are defined by a single habitat, following the
97 classification system proposed by Oliveira-Filho (2017), contained in a circular area
98 with a 10-km diameter. NeoTropTree data were originally compiled from an extensive
99 survey of published and unpublished (e.g. PhD theses) literature, particularly those on
100 woody plant community surveys and floristic inventories. New species occurrence
101 records obtained from both major herbaria and taxonomic monographs were then added
102 to the checklists when they were collected within the 10-km diameter of the original
103 NeoTropTree site and within the same habitat. The habitat delimitation was conducted
104 using the package *dismo* (Hijmans & Elith, 2015) in R Statistical Environment (R
105 Development Core Team, 2011).

106 **Variable Selection**

107 Variable selection was very conservative in order to build understandable and
108 ecologically meaningful models (Fig. 2). We followed a multiple-step variable selection
109 routine, consisting of: (i) using Variance Inflation Factors (VIF) to identify highly
110 collinear variables, which were progressively excluded through a stepwise procedure.
111 VIFs were computed using two methods: VIFcor (threshold = 0.5) and VIFstep
112 (threshold = 10, see Marquardt, 1970, for method details). We then extracted
113 bioclimatic values from presence points, and (ii) performed a Principal Components
114 Analyses (PCA) to visualize which variables were more effective in segregating the

115 climatic space of each habitat relative to the climatic space of all other habitats. We also
116 (iii) performed PCAs for each habitat separately to assess which climatic variables
117 showed higher correlations with the first three principal components (there was a
118 negligible increase in constrained variance by adding a fourth component). Lastly, we
119 (iv) used Pearson's correlation to test whether all variables selected for a given habitat
120 showed low correlation (cutoff = $-0.55 < P < 0.55$). We also legitimated the variable
121 selection with literature review, which allowed us to select variables that better
122 represented the climatic space occupied by the species of each habitat, while taking into
123 account their ecological relevance (see Table S3 in Supporting Information).

124 **Environmental Niche Modelling**

125 Models were calculated in three independent cross-validation runs with 70% of
126 data kept to evaluate the model, and two evaluation methods (True Skill Statistic and
127 Relative Operating Characteristic) with a threshold of 0.7 for every algorithm available
128 in biomod2 R Package (Thuiller, A.W., Georges, D., Engler, R., Georges, M.D. &
129 Thuiller, C.W., 2014; Generalized Linear Models, Generalized Additive Models,
130 Boosted Regression Trees, Classification Tree Analysis, Artificial Neural Networks,
131 Bioclim, Flexible Discriminant Analysis, Multiple Adaptive Regression Splines,
132 Random Forest and MaxEnt). We controlled for spatial autocorrelation in our models
133 using a generalized least squares framework (Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N.,
134 Saveliev, A.A. & Smith, G.M. 2009). We then built a raster with cell sizes as values
135 weighted by presence probabilities, to provide a more conservative measure of the
136 potential area occupied by each habitat (Fig. 2). Models were projected to CMIP5 data
137 (Coupled Model Intercomparison Project Phase 5; downscaled at 5 arc-minute spatial
138 resolution) using all General Circulation Models available in WorldClim v.1.4 (Hijmans
139 et al., 2005) to the four Representative Concentration Pathways (RCP2.6, 4.5, 6.0 and
140 8.5) to the years of 2050 and 2070 (BCC-CSM1-1, CCSM4, GISS-E2-R, HadGEM2-
141 AO, HadGEM2-ES, IPSL-CM5A-LR, MIROC-ESM-CHEM, MIROC-ESM, MIROC5,
142 MRI-CGCM3 and NorESM1-M), summing 88 scenarios and a total of 828,234 models.
143 Species models were summed into an alpha-diversity raster for each habitat, and

144 weighted by the maximum number of species before generating presence probability
145 maps (Fig. 2). Ensemble models were generated for each habitat by first summing their
146 diagnostic species distribution maps, and then dividing the resulting map by the number
147 of diagnostic species in a given habitat. This generated a final presence probability map
148 (ranging from zero to one) for each habitat.

149 Finally, to assess the potential conservation status of *Mata Atlântica* habitats, we
150 overlaid the current and future distributions of each habitat on to the coverage of
151 protected areas in the World Database on Protected Areas (IUCN and UNEP-WCMC,
152 2015).

153 **c. Results**

154 **Potential Area and Conservation Status**

155 Our models showed that in current climatic conditions the existing network of
156 conservation units is more effective in protecting the potential distribution of azonal
157 habitats (17.4% compared to only 9.0% in zonal habitats, Fig. 3). Semideciduous forest
158 is the least protected habitat, with only 7.1% of its potential area (537,640.29 km²)
159 occurring within protected areas (39,320.39 km²). Amongst azonal habitats, riverine
160 forest was the least protected, with only 8.54% of its potential area (91,492.64 km²)
161 occurring within protected areas (7,816 km²). On average, 13.8% of the potential
162 distributions of marginal habitats are found within protected areas, which is higher than
163 the potential distribution of rain forests occurring within protected areas (10.2%;
164 41,203.47 km²).

165 From current conditions to the worst climate change scenario, the montane
166 habitat was the least affected, with 5.2% of potential area shrinkage, followed by
167 *restinga* (7.6%), and rain forest (12.2%). In contrast, future scenarios for
168 semideciduous, riverine and rock outcrop habitats were worrisome. Potential area
169 shrinkage in future climatic scenarios can be as high as 50.4% in semideciduous forest,
170 58.6% in riverine forest and 66% in rock outcrop habitats. This area loss across all
171 habitats is also reflected in their levels of protection. From current to worst scenario,

172 *restinga* woodlands are predicted to lose climatic suitability in 6.6% of its currently
173 protected area, followed by montane (8.0%), rain (13.6%) and riverine (55.3%) forests.
174 The current network of protected areas in rock outcrop habitats is predicted to undergo
175 the most severe impacts of climate change, with 60.1% of shrinkage in areas of climatic
176 suitability for species of rock outcrop habitats in these protected areas. Conversely,
177 shrinkage in areas of climatic suitability for species of semideciduous forest (50.4%)
178 will mainly occur outside protected areas (19.0% of protected area loss).

179 **Distribution of Azonal Habitats**

180 Riverine forests, which are mainly found in Central Brazil, and rock outcrop
181 habitats, which are mainly found in the transition between *Mata Atlântica* and Cerrado,
182 are predicted to lose higher levels of climatic suitability in lower latitudes (see Figure
183 S4 and S5 in Supporting Information). *Restinga* is predicted to lose lower amounts of
184 suitable climatic space relative to the other *Mata Atlântica* habitats, suggesting higher
185 climatic stability across coastal white-sand environments in eastern South America (see
186 Figure S6 and S7 in Supporting Information).

187 **Distribution of Zonal Habitats**

188 Our results showed a substantial degree of overlap in the climatic spaces
189 occupied by species from montane, semideciduous and rain forests. This suggests that
190 the abrupt contours that are currently used for delimiting the distribution of these three
191 habitats might be too simplistic (Fig. 4). Under current climatic conditions, for instance,
192 our models showed that for 5.2% of the geographic space covered by zonal habitats
193 there is an equivalent probability that a given area (~10 km²) is suitable for species from
194 montane, semideciduous and rain forests. This intercept increases through scenarios,
195 varying from 9.9% of overlap in RCP2.6/2070 and RCP6.0/2070 to 12.0% in
196 RCP8.5/2070.

197 Climatic overlap between two habitats is even higher. Species from montane and
198 rain forest showed the highest degree of overlap in climatic suitability, ranging from
199 19.8% in current climatic conditions to 41.1% in RCP8.5/2070. In contrast, species
200 from semideciduous and rain forests showed a much lower degree of overlap in climatic

201 suitability (9.5% in current climate), which decreases over time (2.1% in RCP8.5/2070).
202 Unique climatic space, i.e. suitable for species of a single habitat, is highly variable
203 across montane, semideciduous and rain forests, and unstable through time. Potential
204 climatic uniqueness for rain forest species ranges from 1.1% in current climate
205 conditions to 0.4% in RCP8.5/2050, reaching a minimum of 0.1% in RCP6.0/2050.
206 Semideciduous forest showed both the highest degree of climatic uniqueness and future
207 instability, ranging from 25.1% in current climatic conditions to only 7.7% in
208 RCP8.5/2070. Species from montane habitats showed 18.8% of potential climatic
209 uniqueness, which decreases to 17.1% in RCP8.5/2070 and 13.8% in RCP4.5/2050
210 (Fig. 5).

211 **Climatically stable areas**

212 Areas in southeastern Brazil showed a high probability of climatic stability for
213 species of all three zonal habitats (Fig. 6). These potential refugia occur mainly in Rio
214 de Janeiro and São Paulo states. Potential refugia for species of montane forests are also
215 found in southern Brazil and Uruguay. Potential refugia for species of semideciduous
216 forests are scattered across central and southeastern Brazil, with larger areas in Minas
217 Gerais state. The distribution of conservation units shows a low level of coincidence
218 with these postulated refugia (Fig. 6), ranging from 13.4% in montane and
219 semideciduous forest to 32.8% in rain forests.

220 Areas in eastern and central-western Brazil showed a high probability of
221 climatic stability for species of azonal habitats. Existing protected areas in the Federal
222 District and across Minas Gerais state (e.g., Canastra National Park) are potential
223 refugia for species of riverine forests. Potential refugia for species of rock outcrop
224 habitats are scattered in Minas Gerais state (Gandarela and Caparaó National Parks, and
225 Brigadeiro State Park). Large areas of climatic stability areas for species of *restingas* are
226 found in northeastern Brazil, across the coastline of Bahia, Alagoas and Pernambuco
227 states. However, these climatically stable *restingas* are mostly found outside existing
228 protected areas (19.9%; Fig. 6).

229

d. Discussion

230 Here we showed that both core and marginal habitats of the *Mata Atlântica* will
231 be severely impacted by human-induced climate change, though to different, uneven
232 degrees. For instance, considering variation from current conditions to the most
233 pessimistic scenario of climate change in our models (RCP8.5/2070), rain forest is
234 likely to be more climatically stable relative to semideciduous, riverine and rock
235 outcrop habitats, but more impacted than montane forest and *restinga*. These findings
236 are of relevance for conservation planning predicated on the protection of biodiversity
237 under climate change scenarios. Because there is a considerable level of plant endemism
238 in both core and marginal habitats (Neves et al., 2017), a portion of such species could
239 be neglected (i) if future conservation strategies prioritise regions of highest climatic
240 stability regardless of habitat heterogeneity (Lemes et al., 2013; Ferro et al., 2014;
241 Loyola et al., 2014; Zwiener et al., 2017, Sobral-Souza et al., 2018), (ii) but core and
242 marginal habitats are unevenly distributed across these stable regions.

243

Potential Area and Conservation Status

244 Through the scenarios, protected areas in riverine forest will have more stable
245 climates across the southeastern portion of its current distribution, highlighting the
246 importance of these areas for protecting viable population sizes of riverine species.
247 Congruent with the results for riverine forest, our future scenario models showed that
248 rock outcrop habitats will lose more climatically suitable areas in their lower latitudes,
249 suggesting that southernmost sites may function as climatic refugia for this
250 hyperdiverse habitat (Neves et al., 2018). However, given the scattered spatial
251 configuration of these rock outcrop sites, dispersal is likely to be very limited, which
252 suggests that conservation strategies might need to consider new protected areas that
253 connect these outcrop islands through the lowlands. In fact, previous studies (Mews,
254 Pinto, Eisenlohr & Lenza 2014; Neves et al., 2018) provided evidence that rock outcrop
255 habitats and their surrounding lowland savannas are likely to form a continuous
256 metacommunity with spatial variation in woody plant population sizes being mainly
257 driven by source-sink dynamics (Pulliam & Danielson, 1991). Therefore, here we stress

258 that conservation units aiming to protect biodiversity of rock outcrop habitats should not
259 be limited to rock outcrop areas. Rather, effective protected areas should function as
260 ecological corridors connecting multiple rock outcrop sites through lowland
261 environments.

262 Our models showed that while climate in *restinga* woodlands is expected to be
263 more stable over time when compared to other habitats, this level of stability is highly
264 variable within its distribution, with central and southern *restinga* being relatively more
265 stable. In addition to this uneven impact of climate change across *restinga* woodlands,
266 coastal environments are also expected to be affected by erosion and sea level raise
267 (EUROSION, 2004; IPCC, 2013). This suggests that conservation planning for *restinga*
268 woodlands will require a high degree of complexity, with its effectivity depending on
269 strategies that account for geological evolution and changes associated with both
270 climate and land-use change. *Restinga* has suffered massive fragmentation due to high
271 human occupation in coastal areas and a rapidly developing, unplanned tourism
272 industry.

273 Amongst zonal habitats, semideciduous forests are predicted to be the most
274 impacted, losing 64% of its current potential distribution under the most pessimistic
275 scenario (RCP8.5/2070). Interestingly, the amount of climatic space suitable for species
276 of semideciduous forests remains stable over time, but is associated with a south to
277 north shift (Figure 4 and 5). These results therefore suggest that conservation strategies
278 aiming to protect suitable climatic space for semideciduous forest species would have to
279 consider corridors that could potentially link their current and future distributions.
280 Conversely, montane and rain forests are relatively stable over time, indicating the need
281 for tailor-made conservation strategies for each habitat of the *Mata Atlântica*.
282 Nonetheless, biodiversity in these forests is poorly and unequally captured by the
283 current network of protected areas, especially in southern Brazil (Saraiva, dos Santos,
284 Overbeck, Giehl & Jarenkow 2018). Here we suggest that accounting for climate
285 change scenarios, in addition to multi-dimensional biodiversity assessments as in

286 Saraiva et al. (2018), might improve current and future conservation strategies for these
287 neglected montane and rain forests.

288 **Climate change and compositional complexity**

289 Previous studies (Oliveira-Filho & Fontes, 2000; Oliveira-Filho, Budke,
290 Jarenkow, Eisenlohr & Neves, 2015; Neves et al., 2017) that addressed climatic
291 differentiation amongst *Mata Atlântica* habitats showed that while these habitats are
292 floristically distinct, such compositional differentiation is only partially explained by
293 variation in current climatic conditions. Our models not only supported the idea that
294 delimiting the distribution of *Mata Atlântica* habitats is no easy task, but also showed
295 that such complexity will likely increase under climate change; i.e., because we
296 currently lack a complete understanding of the factors that control the distribution of
297 species through space and climatic gradients, predicting climate-driven biogeographical
298 shifts is inherently uncertain.

299 There are many potentially important factors in determining the distribution of
300 species that we have not accounted for adequately, and that should be
301 considered/addressed in future studies (see Titeux et al., 2004 and Neves et al., 2018).
302 Amongst these factors, the importance of biotic processes (e.g., competition, natural
303 enemies) to species distributions and community composition is the most neglected in
304 the literature, especially in studies addressing compositional turnover under climate
305 change scenarios. Here we highlight that accounting for biotic processes and assessing
306 how they may potentially vary through time is not trivial for studies aiming to
307 accurately predict the impacts of global change on biodiversity.

308 **Climatic stability and protected areas**

309 Biodiversity loss from climate change arises because species move to track
310 suitable climate, and agricultural lands, urban development or transportation corridors
311 may stop their movement (Hannah et al., 2005; Heller & Zavaleta, 2009). Protected
312 areas and biodiversity-friendly land uses lessen these barriers to movement (Urban et
313 al., 2015), but the data needed to inform land-use managers requires insights from

314 ecologists in which the movements of various species are modeled under multiple
315 climate scenarios. In our models, climatically stable areas are mostly outside the
316 existing protected areas (83.8%). We, therefore, suggest that the areas identified as
317 climatically stable in our analyses should be incorporated into systematic conservation
318 planning and restoration projects to preserve *Mata Atlântica* habitats. Altogether, these
319 areas function as probable refugial areas and climatically stable corridors connecting
320 unstable protected areas to currently protected refugial areas.

321 **e. Conclusions**

322 Our study showed that ‘lumping’ the natural heterogeneity of the *Mata Atlântica*
323 can bring great havoc for future conservation strategies, and highlighted three additional
324 factors to be considered in conservation planning for this biodiversity hotspot: (i) we
325 still have little understanding of how climate controls species distribution across the
326 *Mata Atlântica* and, therefore, the future distribution of species from zonal habitats,
327 namely montane, semideciduous and rain forests, is highly uncertain. New conservation
328 strategies will need to account for such uncertainty when estimating which areas in
329 geographic space are more likely to protect species from a given habitat, and which
330 areas are likely to represent climatic overlaps that are suitable for species from two or
331 more habitats. (ii) The maintenance of habitat area through time will likely depend on
332 major biogeographical shifts (see results for semideciduous forests). Thus, new
333 conservation strategies will need to account for the climatic space that will likely
334 facilitate gradual migration under a changing environment. (iii) Under climate change
335 scenarios, spatial rearrangements for species of azonal habitats can only occur within
336 the range that comprises their edaphic requirements, namely rock outcrops (*campos*
337 *rupestres* and rock outcrop dwarf-forests), seasonally waterlogged soils (riverine
338 forests) and white-sand saline soils (*restinga*). This leads to a more limited array of
339 conservation strategies for these habitats. Thus, for azonal habitats, considering
340 conservation strategies that prevent the currently high levels of fragmentation associated
341 with land-use change is a must.

f. References

- Barnosky, A.D., Hadly, E.A., Gonzalez, P., Head, J., Polly, P.D., Lawing, A.M., ...
Zhang, Z. (2017) Merging paleobiology with conservation biology to guide the future of terrestrial ecosystems. *Science*, 355.
- Bhatta, K.P., Grytnes, J.A. & Vetaas, O.R. (2018) Downhill shift of alpine plant assemblages under contemporary climate and land-use changes. *Ecosphere*, 9.
- Elith, J., H. Graham, C., P. Anderson, R., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., ...
Zimmermann, N. (2006) Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29, 129–151.
- EUROSION (2004) Living with coastal erosion in Europe: Sediment and Space for Sustainability: PART I - Major findings and Policy Recommendations of the EUROSION project. Guidelines for implementing local information systems dedicated to coastal erosion management. Coastal erosion – Evaluation of the need for action (ed. by E.C. Directorate General Environment), p. 54.
- Frainer, A., Primicerio, R., Kortsch, S., Aune, M., Dolgov, A. V, Fossheim, M. & Aschan, M.M. (2017) Climate-driven changes in functional biogeography of Arctic marine fish communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 114, 12202–12207.
- Galindo-Leal, C., Jacobsen, T.R., Langhammer, P.F. & Olivieri, S. (2003) State of the hotspots: The dynamics of biodiversity loss. In: Galindo-Leal, C. & Câmara, I.G. (Eds.), *The Atlantic Forest of South America: Biodiversity status, threats, and outlook* (pp. 12–23). Washington: Center for Applied Biodiversity Science and Island Press.
- Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G. & Jarvis, A. (2005) The WorldClim interpolated global terrestrial climate surfaces. <http://www.worldclim.org>.
- Hijmans, R.J. & Elith, J. (2015) Species distribution modeling with R. *R CRAN Project*, 79 pp.

- IPCC (2013) IPCC Fifth Assessment Report (AR5). *IPCC*, s. 10-12.
- IUCN & UNEP-WCMC (2015) The World Database on Protected Areas (WDPA).
Cambridge, UK: UNEP-WCMC.
- Joly, C.A., Metzger, J.P. & Tabarelli, M. (2014) Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: Ecological findings and conservation initiatives. *New Phytologist*, 204, 459–473.
- Marquardt, D.W. (1970) Generalized Inverses, Ridge Regression, Biased Linear Estimation, and Nonlinear Estimation. *Technometrics*, 12, 591–612.
- McLachlan, J.S., Hellmann, J.J. & Schwartz, M.W. (2007) A framework for debate of assisted migration in an era of climate change. *Conservation Biology*, 21, 297–302.
- Mews, H.A., Pinto, J.R.R., Eisenlohr, P. V. & Lenza, E. (2014) Does size matter? Conservation implications of differing woody population sizes with equivalent occurrence and diversity of species for threatened savanna habitats. *Biodiversity and Conservation*, 23, 1119–1131.
- Mittermeier, R.A., Turner, W.R., Larsen, F.W., Brooks, T.M. & Gascon, C. (2011) *Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots*. *Biodiversity Hotspots*, pp. 3–22.
- Myers, N., Mittermeier, R. a, Mittermeier, C.G., da Fonseca, G. a & Kent, J. (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853–858.
- Neves, D.M., Dexter, K.G., Pennington, R.T., Bueno, M.L., de Miranda, P.L.S. & Oliveira-Filho, A.T. (2018) Lack of floristic identity in campos rupestres—A hyperdiverse mosaic of rocky montane savannas in South America. *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 238, 24–31.
- Neves, D.M., Dexter, K.G., Pennington, R.T., Valente, A.S.M., Bueno, M.L., Eisenlohr, P. V., ... Oliveira-Filho, A.T. (2017) Dissecting a biodiversity hotspot: The importance of environmentally marginal habitats in the Atlantic Forest Domain of South America. *Diversity and Distributions*, 23, 898–909.
- Oliveira-filho, A.T. (2014) NeoTropTree, Flora arbórea da Região Neotropical: Um banco de dados envolvendo biogeografia, diversidade e conservação. *Universidade*

Federal de Minas Gerais.

- Oliveira-Filho, A.T., Budke, J.C., Jarenkow, J.A., Eisenlohr, P. V. & Neves, D.R.M. (2015) Delving into the variations in tree species composition and richness across South American subtropical Atlantic and Pampean forests. *Journal of Plant Ecology*, 8, 242–260.
- Oliveira-Filho, A.T. & Fontes, M.A.L. (2000) Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate¹. *Biotropica*, 32, 793–810.
- Peterson, A.T. (2001) Predicting species' geographic distributions based on ecological niche modeling. *The Condor*, 103, 599–605.
- Peterson, A.T., Egbert, S.L., Sánchez-Cordero, V. & Price, K.P. (2000) Geographic analysis of conservation priority: Endemic birds and mammals in Veracruz, Mexico. *Biological Conservation*, 93, 85–94.
- Peterson, A.T., Ortega-Huerta, M.A., Bartley, J., Sanchez-Cordero, V., Soberon, J., Buddemeier, R.H. & Stockwell, D.R.B. (2002) Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature*, 416, 626–629.
- Pulliam, H.R. & Danielson, B.J. (1991) Sources, Sinks, and Habitat Selection: A Landscape Perspective on Population Dynamics. *The American Naturalist*, 137, S50–S66.
- R Development Core Team, R. (2011) *R: A Language and Environment for Statistical Computing*.
- Saraiva, D. D., dos Santos, A. S., Overbeck, G. E., Giehl, E. L. H., & Jarenkow, J. A. (2018). How effective are protected areas in conserving tree taxonomic and phylogenetic diversity in subtropical Brazilian Atlantic Forests? *Journal for Nature Conservation*, 42, 28-35.
- Scarano, F.R. (2009) Plant communities at the periphery of the Atlantic rain forest: Rare-species bias and its risks for conservation. *Biological Conservation*, 142, 1201–1208.
- Tabarelli, M., Cardoso Da Silva, J.M. & Gascon, C. (2004) Forest fragmentation,

- synergisms and the impoverishment of neotropical forests. *Biodiversity and Conservation*, 13, 1419–1425.
- Tabarelli, M., Pinto, L.P., Silva, J.M.C., Hirota, M. & Bede, L. (2005) Challenges and Opportunities for Biodiversity Conservation in the Brazilian Atlantic Forest. *Conservation Biology*, 19, 695–700.
- Thuiller, A.W., Georges, D., Engler, R., Georges, M.D. & Thuiller, C.W. (2014) Package “biomod2.”
- Tichy, L. & Chytrý, M. (2006) Statistical determination of diagnostic species for site groups of unequal size. *Journal of Vegetation Science*, 17, 809–818.
- Walter, H. (1971) *Ecology of Tropical and Subtropical Vegetation*, Oliver & Boyd, Edinburgh.
- Williams, K.J., Ford, A., Rosauer, D.F., De Silva, N., Mittermeier, R., Bruce, C., ... Margules, C. (2011) *Forests of East Australia: The 35th Biodiversity Hotspot*. *Biodiversity Hotspots*, pp. 295–310.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N., Saveliev, A.A. & Smith, G.M. (2009) *Mixed effects models and extensions in ecology with R*.
- Zwiener, V.P., Padial, A.A., Marques, M.C.M., Faleiro, F. V., Loyola, R. & Peterson, A.T. (2017) Planning for conservation and restoration under climate and land use change in the Brazilian Atlantic Forest. *Diversity and Distributions*, 23, 955–966.

g. Data Accessibility

All environmental layers are available in the WorldClim database (<http://www.worldclim.org>). Species data are freely available in NeoTropTree website (<http://www.neotropree.info>).

h. Figures

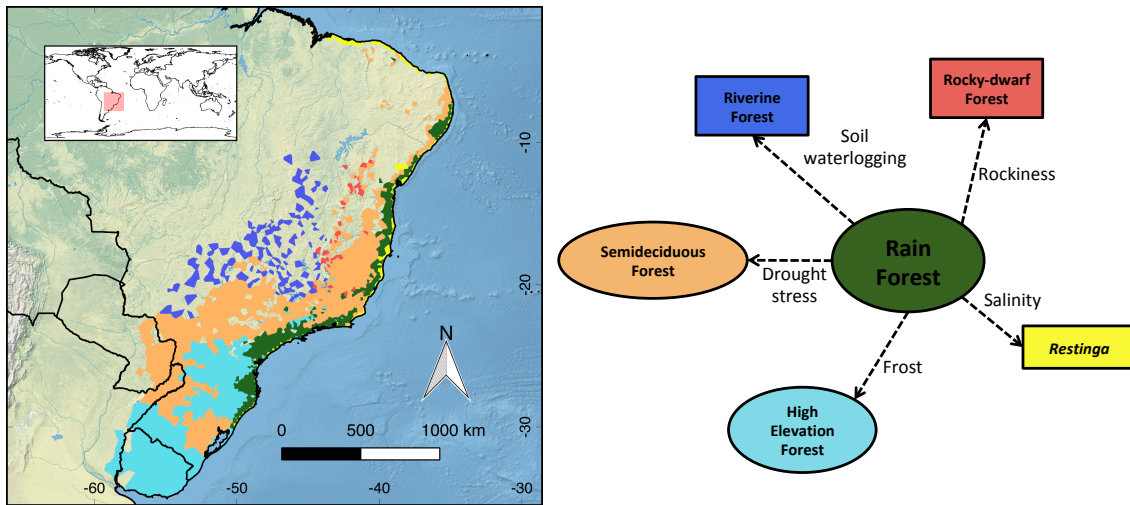


Figure 1: Distribution of Mata Atlântica habitats in South America (sensu Scarano, 2009), and main environmental factors (arrows) sorting species across these habitats (adapted from Neves et al., 2017). Ellipses indicate zonal habitats, and rectangles indicate azonal habitats.

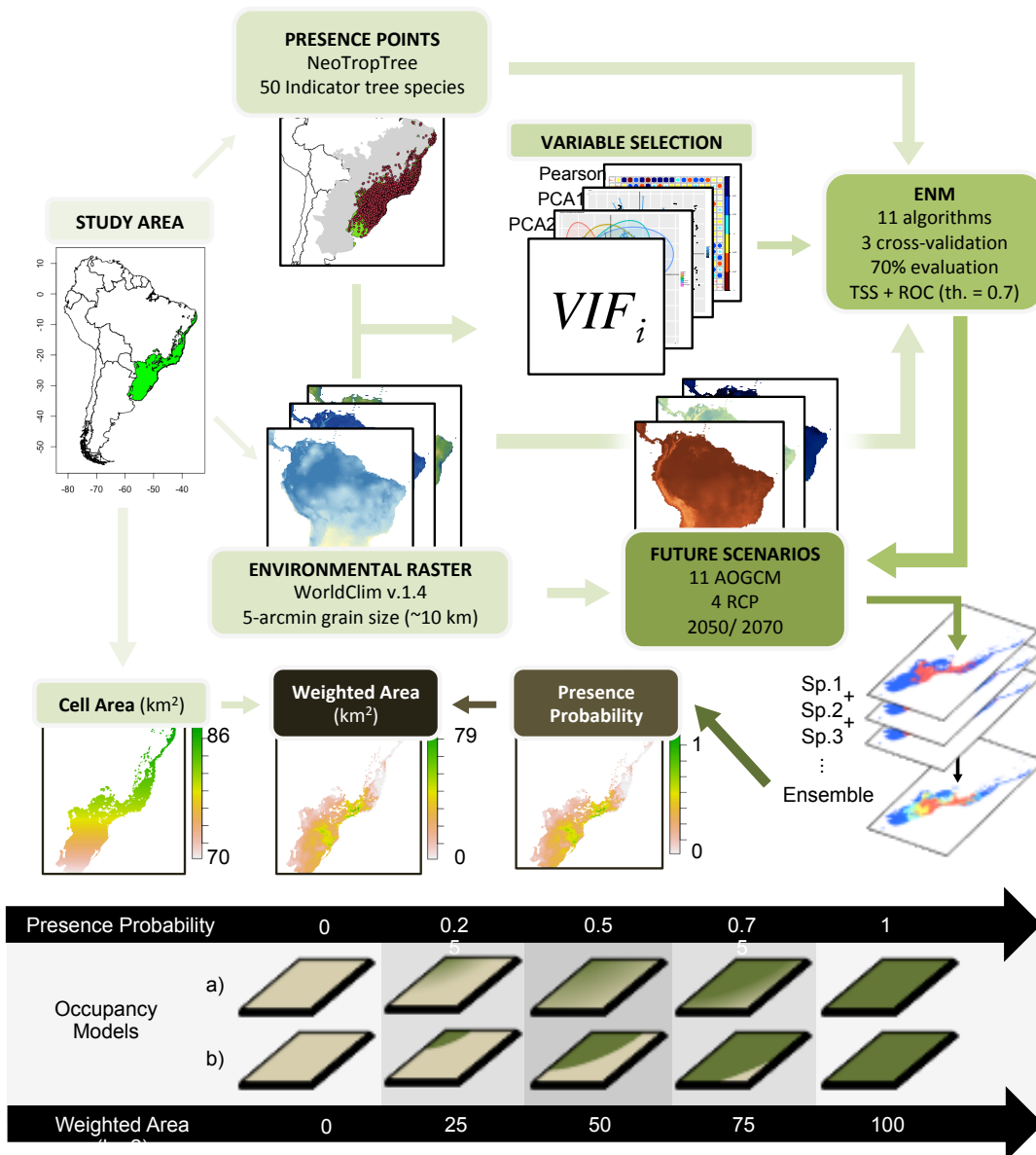


Figure 2: Methods summary. Environmental Niche Models (ENM) were projected to 11 Atmosphere Ocean General Circulation Models (AOGCM) and 4 Representative Concentration Pathways (RCP) to 2050 and 2070. To calculate potential occupied area, presence probability rasters were multiplied by cell area rasters, generating a weighted area raster, following two approaches: (i) considering a presence-absence map with a threshold=0.5; i.e., each cell with presence > 0.5 sum 100 km² (grid cell size) of the total potential area. (ii) Considering that cells could be partially occupied; i.e., occupancy models that are either gradually fading (a) or abruptly changing (b) ecotones.

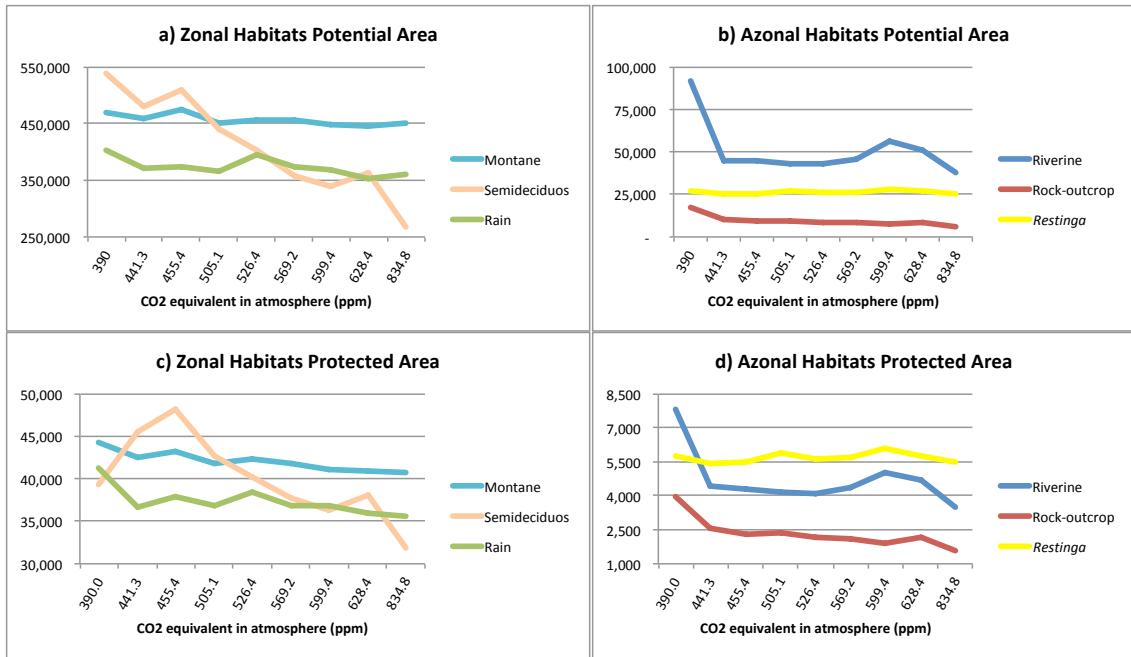


Figure 3: Potential area (in km²) occupied (a-b) and protected (c-d) by *Mata Atlântica* habitats through scenarios of increase in CO₂ concentration.

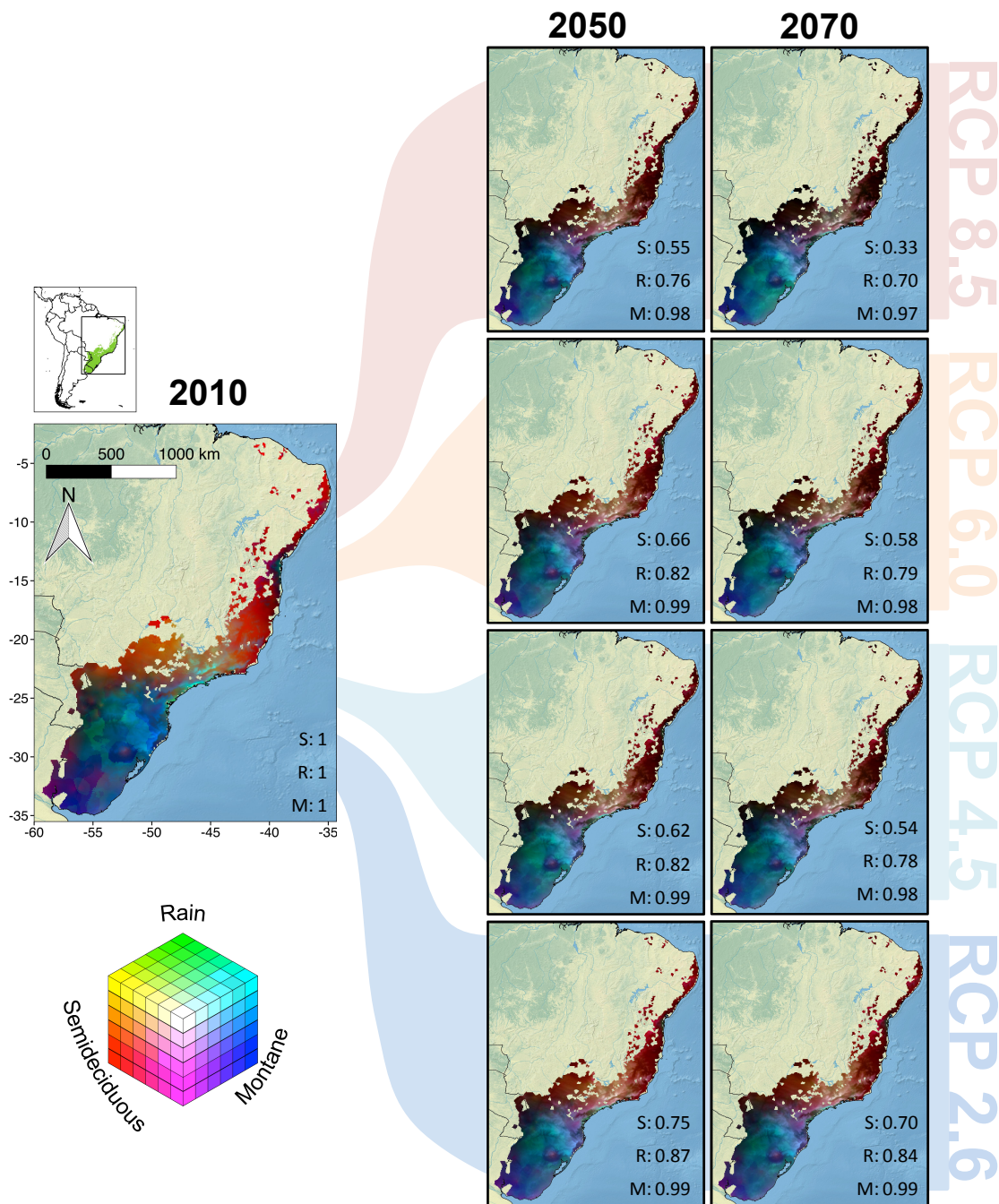


Figure 4: Distribution of zonal habitats through climate change scenarios yielded by environmental niche modelling of their diagnostic species (see Table S1 in Supporting Information and Methods). Habitats were plotted using a red-green-blue colour scheme. The brightest shades of red, green and blue represent the highest probability of occurrence of species from semideciduous, rain and montane forests, respectively. If a grid cell is potentially occupied by two habitats, its colour will represent an intermediate palette between the colours for these two habitats. White indicates presence of all

habitats, while black indicates full absence. Pearson's correlations between current and each of the future distribution maps are given for semideciduous, rain and montane forests (S, R and M, respectively).

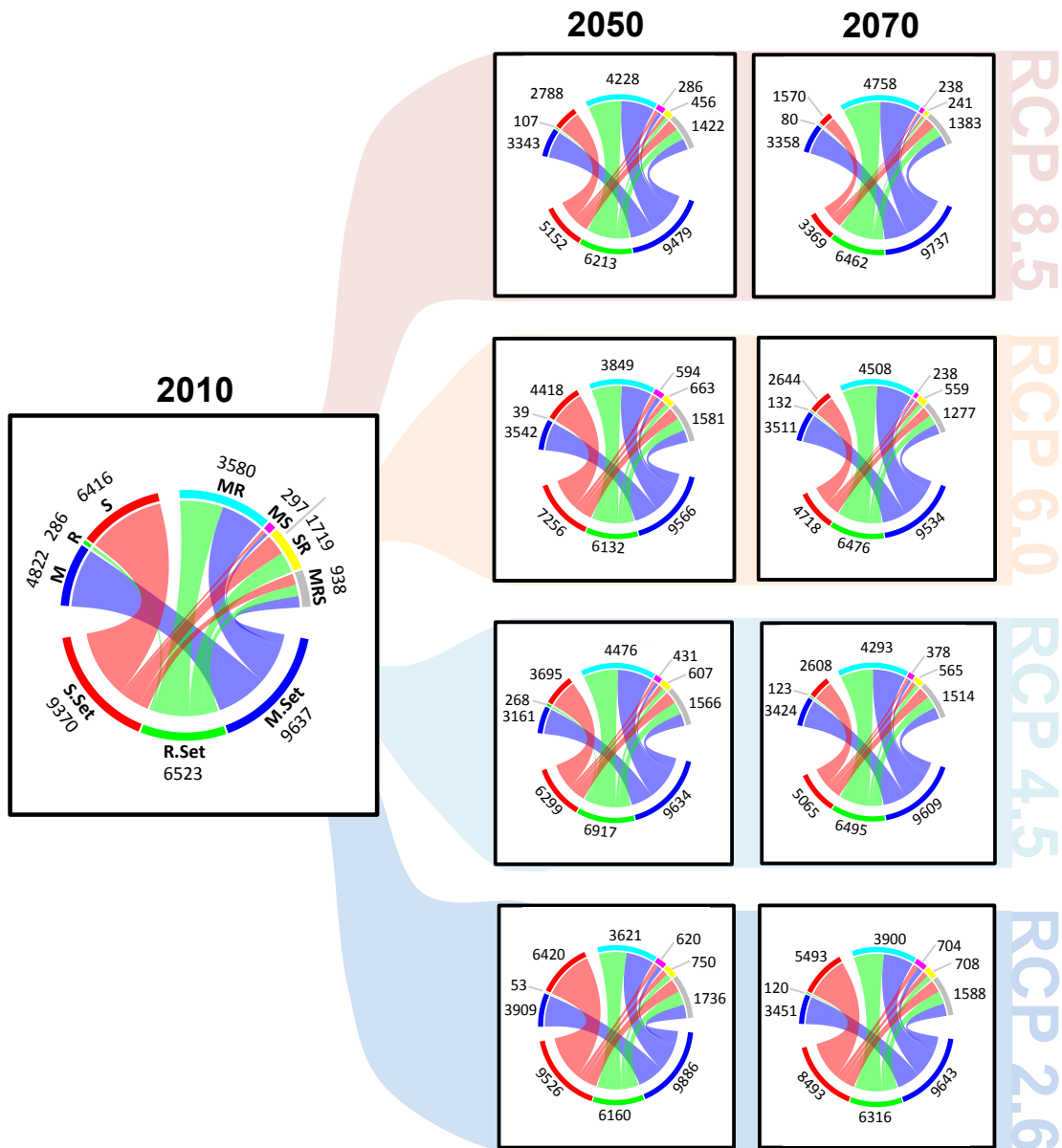


Figure 5: Number of grid cells per zonal habitat, and their intercepts through climate change scenarios. Bottom groups represent the total number of grid cells with semideciduous (S.Set), rain (R.Set) and montane forests (M.Set). Upper-left groups represent grid cells that in our models are uniquely covered by semideciduous (S), rain (R) and (M) montane forests. Upper-right groups represent grid cells where three (montane-rain-semideciduous, MRS) or two habitats overlap (semideciduous-rain, SR; montane-semideciduous, SM; montane-rain, MR). Habitats with climatic suitability ≥ 0.33 in a grid cell were considered present.

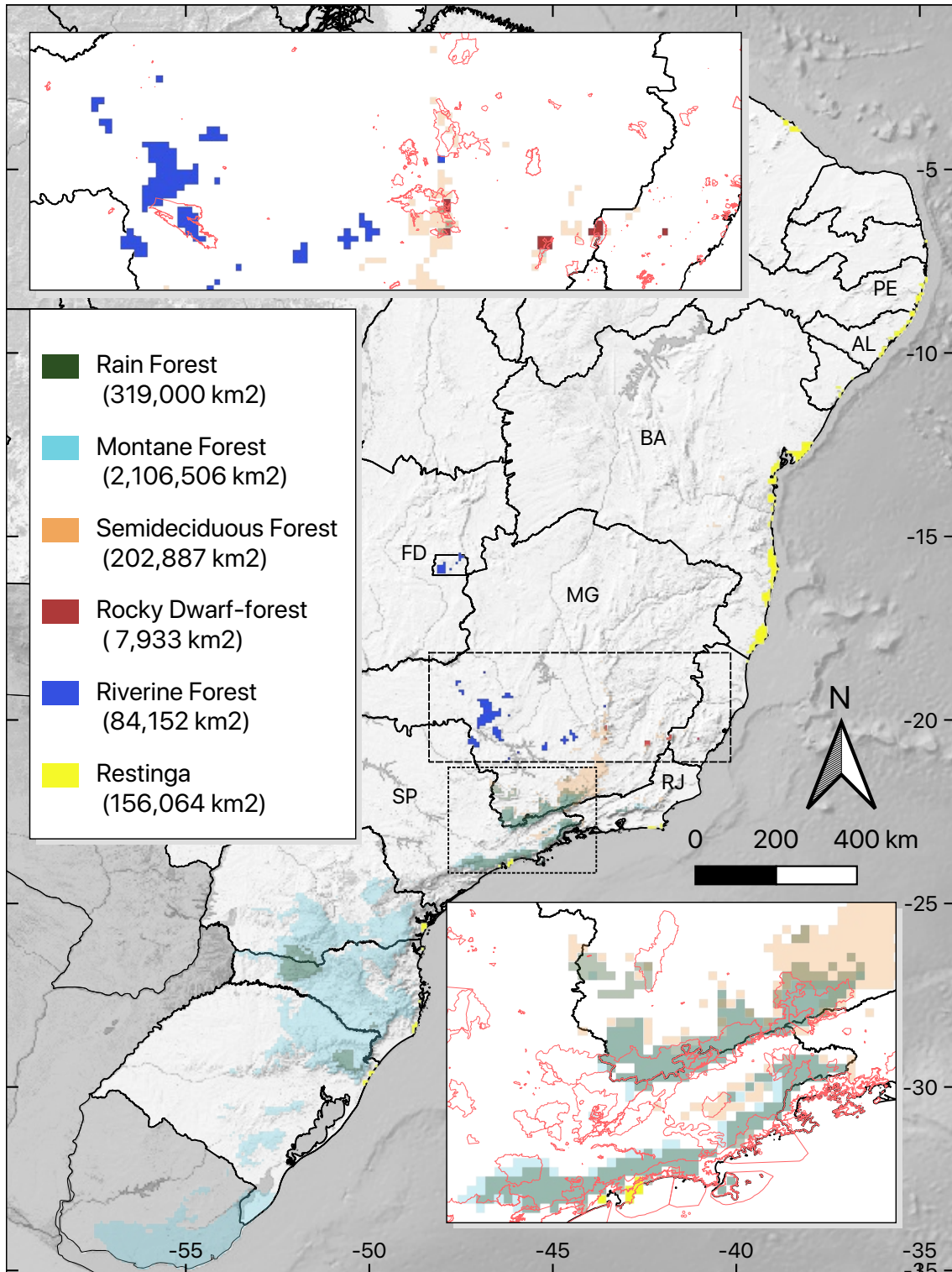


Figure 6: Climatic stability in Mata Atlântica habitats yielded by ecological niche models of 269 diagnostic tree species. Coloured grid cells (stable sites) represent areas where all diagnostic species of a given habitat are predicted to occur in all 89 scenarios of current and future climates (four concentrations of atmospheric carbon for the years

2050 and 2070, 11 AOGCMs). Red contours indicate the current network of protected areas in South America. Black contours represent the national borders and state limits in Brazil. Values in parentheses indicate the amount climatically stable areas in square kilometers for each habitat. Acronyms represent Brazilian states mentioned in the Results: Alagoas (AL), Bahia (BA), Federal District (FD), Minas Gerais (MG), Pernambuco (PE), Rio de Janeiro (RJ) and São Paulo (SP).

Supporting Information

Table S1: Diagnostic species modeled by habitat. * Species with no suitable models. **

Species with less than 20 records.

Montane

Acca sellowiana (O.Berg) Burret
Allophylus guaraniticus (A.St.-Hil.) Radlk.
Alsophila setosa Kaulf.
Annona rugulosa (Schltdl.) H.Rainer
Araucaria angustifolia (Bertol.) Kuntze
Baccharis semiserrata DC.
Banara tomentosa Clos
Calyptanthus concinna DC.
Campomanesia xanthocarpa (Mart.) O.Berg
Cinnamodendron dinisii Schwacke
Cinnamomum amoenum (Nees & Mart.) Kosterm.
Cordyline spectabilis Kunth & Bouché
**Cupania vernalis* Cambess.
Dicksonia sellowiana Hook.
Eugenia uruguayensis Cambess.
Gymnanthes klotzschiana Müll.Arg.
Handroanthus albus (Cham.) Mattos
Hennecartia omphalandra J.Poiss.
Ilex brevicuspis Reissek
Ilex microdonta Reissek
Ilex paraguariensis A.St.-Hil.
Leandra regnellii (Triana) Cogn.
Lithrea brasiliensis Marchand
Manihot grahamii Hook.
Matayba elaeagnoides Radlk.
Maytenus ilicifolia Mart. ex Reissek
Miconia cinerascens Miq.
Mimosa scabrella Benth.
Myrceugenia euosma (O.Berg) D.Legrand
Myrceugenia glaucescens (Cambess.) D.Legrand & Kausel
Myrcianthes gigantea (D.Legrand) D.Legrand
Myrrhinium atropurpureum Schott
Nectandra lanceolata Nees
Nectandra megapotamica (Spreng.) Mez
Ocotea porosa (Nees & Mart.) Barroso
Ocotea puberula (Rich.) Nees
Ocotea pulchella (Nees & Mart.) Mez
Piptocarpha angustifolia Dusén ex Malme
Schinus engleri F.A.Barkley

**Sebastiania brasiliensis* Spreng.
Solanum mauritianum Scop.
Solanum pseudo-quina A.St.-Hil.
Solanum sanctae-catharinae Dunal
Solanum variabile Mart.
Styrax leprosus Hook. & Arn.
Symplocos uniflora (Pohl) Benth.
Vernonanthura discolor (Spreng.) H.Rob.
Vitex megapotamica (Spreng.) Moldenke
Xylosma tweediana (Clos) Eichler
Zanthoxylum fagara (L.) Sarg.

Rainforest

Alchornea sidifolia Müll.Arg.
Alsophila setosa Kaulf.
Aniba firmula (Nees & Mart.) Mez
Annona neosericea H.Rainer
Byrsonima ligustrifolia A.Juss.
Calypttranthes concinna DC.
Campomanesia guaviroba (DC.) Kiaersk.
Casearia obliqua Spreng.
Chrysophyllum inornatum Mart.
Coussapoa microcarpa (Schott) Rizzini
Cryptocarya aschersoniana Mez
Dicksonia sellowiana Hook.
Eugenia brasiliensis Lam.
Geonoma schottiana Mart.
Ilex paraguariensis A.St.-Hil.
Ilex theezans Mart. ex Reissek
Inga sessilis (Vell.) Mart.
Jacaranda micrantha Cham.
**Jacaranda puberula* Cham.
Meliosma sellowii Urb.
Miconia cabucu Hoehne
Miconia cinerascens Miq.
Miconia pusilliflora (DC.) Naudin
Mollinedia schottiana (Spreng.) Perkins
Myrceugenia myrcioides (Cambess.) O.Berg
Myrcia anacardiifolia Gardner
Myrcia brasiliensis Kiaersk.
Myrcia palustris DC.
Myrcia pubipetala Miq.
Myrcia racemosa (O.Berg) Kiaersk.
Nectandra grandiflora Nees
Nectandra megapotamica (Spreng.) Mez
Nectandra membranacea (Sw.) Griseb.

Nectandra oppositifolia Nees
Nectandra puberula (Schott) Nees
Ocotea bicolor Vattimo-Gil
Ocotea odorifera (Vell.) Rohwer
Ocotea porosa (Nees & Mart.) Barroso
 **Ocotea puberula* (Rich.) Nees
Persea willdenovii Kosterm.
Psychotria suterella Müll.Arg.
Quiina glaziovii Engl.
Solanum diploconos (Mart.) Bohs
Symplocos uniflora (Pohl) Benth.
Tachigali denudata (Vogel) Oliveira-Filho
Tibouchina pulchra Cogn.
Tibouchina sellowiana Cogn.
Vernonanthura discolor (Spreng.) H.Rob.
Vernonanthura puberula (Less.) H.Rob.
Vitex megapotamica (Spreng.) Moldenke

Restinga

Abarema filamentosa (Benth.) Pittier
Anacardium occidentale L.
Annona acutiflora Mart.
Aspidosperma pyricollum Müll.Arg.
 ***Brodriguesia santosii* R.S.Cowan
 ***Calycolpus legrandii* Mattos
 ***Calyptanthes restingae* Sobral
Cereus fernambucensis Lem.
Chrysobalanus icaco L.
Clusia fluminensis Planch. & Triana
 ***Combretum glaucocarpum* Mart.
 ***Copaifera arenicola* (Ducke) J.Costa & L.P.Queiroz
 ***Cordia restingae* M.Stapf
Couepia schottii Fritsch
Croton sphaerogynus Baill.
Diospyros gaultheriifolia Mart.
 ***Dulacia papillosa* (Rangel) Sleumer
 ***Eugenia azeda* Sobral
Eugenia ilhensis O.Berg
Guapira pernambucensis (Casar.) Lundell
 ***Humiriastrum spiritu-sancti* Cuatrec.
Ilex integerrima (Vell.) Reissek
Ilex psammophila Reissek
Inga maritima Benth.
Jacaranda bracteata Bureau & K.Schum
Jacquinia armillaris Jacq.
Kielmeyera neglecta Saddi

Macrolobium rigidum R.S.Cowan
Manilkara triflora (Allemão) Monach.
***Matayba livescens* (Radlk.) R.L.G.Coelho, Souza & Ferrucci
Maytenus distichophylla Mart. ex Reissek
***Maytenus littoralis* Car.-Okano
Melanopsidium nigrum Colla
Miconia francavillana Cogn.
***Moldenhawera blanchetiana* Tul.
***Mouriri cearensis* Huber
Myrcia hirtiflora DC.
Myrcia insularis Gardner
Myrcia littoralis DC.
Myrcia lundiana Kiaersk.
Myrcia ovata Cambess.
Myrcia rotundifolia (O.Berg) Kiaersk.
Myrsine parvifolia DC.
***Ocotea arenicola* L.C.S.Assis & Mello-Silva
Scutia arenicola (Casar.) Reissek
Syagrus schizophylla (Mart.) Glassman
Tibouchina francavillana Cogn.
Tocoyena bullata (Vell.) Mart.
Ximenia americana L.

Riverine

Albizia inundata (Mart.) Barneby & J.W.Grimes
Aniba heringeri Vattimo-Gil
Butia yatay (Mart.) Becc.
Callisthene major Mart.
**Calophyllum brasiliense* Cambess.
Cardiopetalum calophyllum Schltld.
Celtis chichape (Wedd.) Miq.
Cheiloclinium cognatum (Miers) A.C.Sm.
**Chionanthus trichotomus* (Vell.) P.S.Green
Citharexylum montevidense (Spreng.) Moldenke
Eugenia uruguayensis Cambess.
Faramea latifolia (Cham. & Schltld.) DC.
Ferdinandusa speciosa Pohl
Ficus obtusifolia Kunth
**Ficus obtusiuscula* (Miq.) Miq.
Guatteria sellowiana Schltld.
Gymnanthes schottiana Müll.Arg.
Heisteria ovata Benth.
Hirtella glandulosa Spreng.
***Hymenolobium heringeranum* Rizzini
Ilex integerrima (Vell.) Reissek
Inga alba (Sw.) Willd.

**Inga laurina* (Sw.) Willd.
***Inga nobilis* Willd.
Ixora brevifolia Benth.
Jacaranda brasiliana (Lam.) Pers.
Licania apetala (E.Mey.) Fritsch
**Maprounea guianensis* Aubl.
Mauritia flexuosa L.f.
Maytenus floribunda Reissek
Miconia cuspidata Mart. ex Naudin
Miconia elegans Cogn.
Micropholis venulosa (Mart. & Eichler) Pierre
Myrcia fenzliana O.Berg
Myrcianthes cisplatensis (Cambess.) O.Berg
Myrsine leuconeura Mart.
Myrsine parvifolia DC.
**Nectandra cissiflora* Nees
Nectandra warmingii Meisn.
Ocotea spixiana (Nees) Mez
**Picramnia sellowii* Planch.
Protium spruceanum (Benth.) Engl.
Pseudolmedia laevigata Trécul
Richeria grandis Vahl
Salix humboldtiana Willd.
Tachigali rubiginosa (Mart. ex Tul.) Oliveira-Filho
Tococa guianensis Aubl.
Unonopsis guatterioides (A.DC.) R.E.Fr.
Virola sebifera Aubl.
Xylopia emarginata Mart.

Rock Outcrop

Aegiphila verticillata Vell.
Agarista coriifolia (Thunb.) Hook.f. ex Nied.
Agarista glaberrima (Sleumer) Judd
Baccharis retusa DC.
Byrsonima variabilis A.Juss.
Calliandra asplenioides (Nees) Renvoize
Calypttranthes brasiliensis Spreng.
Casearia eichleriana Sleumer
Chamaecrista brachystachya (Benth.) Conc., L.P. Queiroz & G.P. Lewis
Chamaecrista cytisoides (DC. ex Collad.) H.S. Irwin & Barneby
Clusia nemorosa G.Mey.
Cordia elliptica (Cham.) Kuntze
Cordia vinosa (Cham.) Kuntze
Dalbergia miscolobium Benth.
Eremanthus capitatus (Spreng.) MacLeish
Eremanthus glomerulatus Less.

Eremanthus incanus (Less.) Less.
 ***Eremanthus polycephalus* (DC.) MacLeish
Eugenia puniceifolia (Kunth) DC.
 ***Eugenia vetula* DC.
Gaylussacia brasiliensis (Spreng.) Meisn.
Gaylussacia montana (Pohl) Sleumer
Handroanthus ochraceus (Cham.) Mattos
Kielmeyera petiolaris Mart.
Lychnophora ericoides Mart.
Lychnophora pinaster Mart.
Lychnophora salicifolia Mart.
 **Miconia albicans* (Sw.) Triana
Miconia theizans (Bonpl.) Cogn.
Moquinia racemosa (Spreng.) DC.
Moquiniastrum paniculatum (Less.) G.Sancho
Myrcia mischophylla Kiaersk.
Myrcia mutabilis (O.Berg) N.Silveira
Myrsine emarginella Miq.
Myrsine guianensis (Aubl.) Kuntze
Ocotea percoriacea Kosterm.
Ocotea pomaderroides (Meisn.) Mez
Paralychnophora bicolor (DC.) MacLeish
Plenckia populnea Reissek
Qualea cordata (Mart.) Spreng.
Schefflera macrocarpa (Cham. & Schltld.) Frodin
Stillingia saxatilis Müll.Arg.
Stryphnodendron adstringens (Mart.) Coville
Styrax aureus Mart.
Symplocos oblongifolia Casar.
Trembleya parviflora (D.Don) Cogn.
Vochysia elliptica Mart.
Vochysia emarginata (Vahl) Poir.
Vochysia thyrsoidea Pohl
Wunderlichia mirabilis Riedel ex Baker

Semideciduous

Acrocomia aculeata (Jacq.) Lodd. ex Mart.
Agonandra brasiliensis Miers ex Benth. & Hook.f.
Albizia niopoides (Spruce ex Benth.) Burkart
Aloysia virgata (Ruiz & Pav.) Juss.
Anadenanthera peregrina (L.) Speg.
Apuleia leiocarpa (Vogel) J.F.Macbr.
Aspidosperma cuspa (Kunth) S.F.Blake ex Pittier
Aspidosperma cylindrocarpon Müll.Arg.
Aspidosperma subincanum Mart. ex A.DC.
Astronium fraxinifolium Schott

Bowdichia virgilioides Kunth
Campomanesia velutina (Cambess.) O.Berg
Casearia gossypiosperma Briq.
Chloroleucon acacioides (Ducke) Barneby & J.W.Grimes
Diospyros hispida A.DC.
Dipteryx alata Vogel
Emmotum nitens (Benth.) Miers
Enterolobium contortisiliquum (Vell.) Morong
Eugenia stictopetala DC.
Euplassa inaequalis (Pohl) Engl.
Guapira graciliflora (Mart. ex J.A.Schmidt) Lundell
Guazuma ulmifolia Lam.
Handroanthus impetiginosus Mattos
Heteropterys byrsonimifolia A.Juss.
Hymenaea martiana Hayne
Jacaranda cuspidifolia Mart. ex A.DC.
Luehea grandiflora Mart. & Zucc.
Machaerium acutifolium Vogel
Machaerium hirtum (Vell.) Stellfeld
Maclura tinctoria (L.) D.Don ex Steud.
Manihot carthagenensis (Jacq.) Müll.Arg.
Myracrodruon urundeuva Allemão
Myrcia tomentosa (Aubl.) DC.
Phyllanthus acuminatus Vahl
Pityrocarpa moniliformis (Benth.) Luckow & R.W.Jobson
Plathymania reticulata Benth.
Platypodium elegans Vogel
Psidium guineense Sw.
Pterodon emarginatus Vogel
Pterogyne nitens Tul.
Rhamnidium elaeocarpum Reissek
Senna velutina (Vogel) H.S.Irwin & Barneby
Simira corumbensis (Standl.) Steyerm.
Sterculia striata A.St.-Hill. & Naudin
Sweetia fruticosa Spreng.
Tabebuia roseoalba (Ridl.) Sandwith
Talisia esculenta (A.St.-Hil.) Radlk.
Terminalia argentea Mart.
Terminalia fagifolia Mart.
Zanthoxylum riedelianum Engl.
Zeyheria tuberculosa (Vell.) Bureau

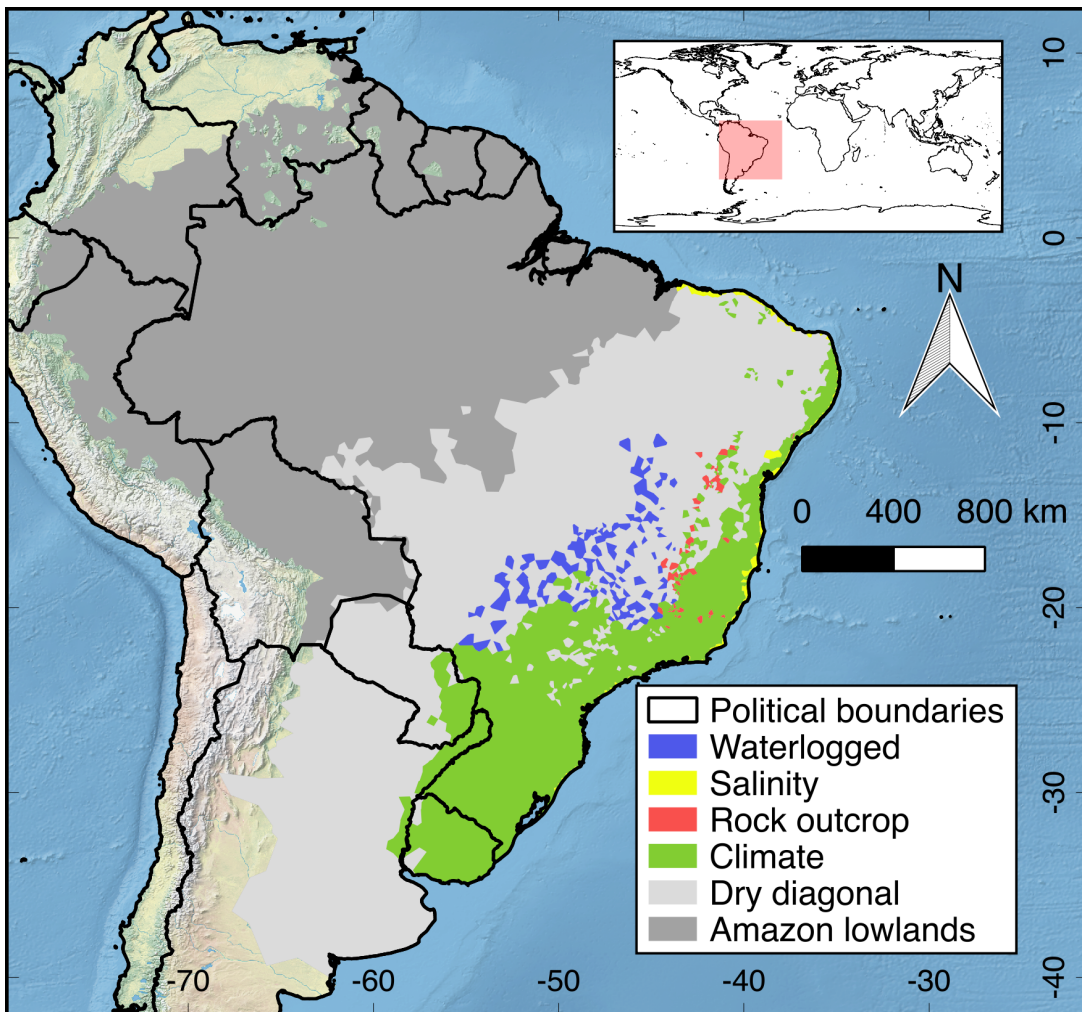


Figure S2: Spatial scope used in Environmental Niche Models. Azonal habitats (i.e. riverine forest, *restinga* woodlands and rock outcrop habitats) were modeled within a scope defined by the distribution of their limiting edaphic conditions (waterlogged soils, saline white-sand and rock outcrops, respectively), with pseudo-absences taken across the distribution of the Mata Atlântica (non-gray colours). Climate limited habitats (i.e. semideciduous, high elevation and rain forests) were modeled within a climatic scope, with pseudo-absences taken across the distribution of the Mata Atlântica distribution and the South American dry diagonal. Because the climatic space covered by most species from semideciduous forest is highly similar to the climatic space of the dry diagonal, pseudo-absences for this habitat were also taken across the distribution of the Amazon (dark gray), which represents climatic conditions that are warmer than the thermal space covered by semideciduous species.

Table S3: Variables selected to model each of the habitats.

| Habitat | Variable | Proxy and Reason | References |
|---------------|--|--|--|
| Montane | BIO1 - Annual Mean Temperature | Latitude e altitude. Selecionado pelos VIFs e no segundo eixo da PCA. Correlacionado com BIO6 e BIO7. | Safford 1999a, Safford 1999b, |
| | BIO2 - Mean Diurnal Range | Geada. Selecionado pelos VIFs. Correlacionado com BIO7. | Medina et al. 2006, |
| | BIO12 - Annual Precipitation | Seca. Selecionado por VIFstep. Safford 1999b encontrou Precipitação Média Anual. Correlacionado com BIO16. | Martinelli 2007, Ribeiro et al. 2007 |
| Rainforest | BIO8 - Mean Temperature of Wettest Quarter | Proxy de clima tropical. Selecionado pelos VIFs e pela PCA. | Rizzini 1979 |
| | BIO12 - Annual Precipitation | Associado a 18 registra ausência de Seca. Selecionado pelo VIFstep e pela PCA. Correlacionado com BIO13 e BIO16. | |
| | BIO18 - Precipitation of Warmest Quarter | Proxy de clima tropical. Selecionado no primeiro eixo da PCA. | |
| Restinga | BIO2 - Mean Diurnal Range | Maritimidade e salinidade. Selecionada pelos VIFs. Correlacionado com BIO7. | Lacerda et al. 1993, |
| | BIO4 - Temperature Seasonality | Altitude. Selecionado pelo VIFstep e pela PCA. Correlacionado com BIO1, BIO6 e BIO7. | Pimentel et al. 2007 |
| | BIO14 - Precipitation of Driest Month | Seca. Selecionado pelo VIFstep e pelo segundo eixo da PCA. | |
| Riverine | BIO7 - Temperature Annual Range | Continentalidade. Selecionado pelos VIFs e pela PCA. Correlacionado com BIO9. | Scarano et al. 1997, |
| | BIO8 - Mean Temperature of Wettest Quarter | Seca e calor. Selecionado pelos VIFs e pela PCA. Correlacionado com BIO5. | Scarano 2006 |
| | BIO15 - Precipitation Seasonality | Estação chuvosa. Selecionado pelos VIFs. Correlacionado com BIO14. | |
| Rocky | BIO9 - Mean Temperature of Driest Quarter | Inverno frio e seco. Selecionado pelo VIFstep e pela PCA. Correlacionado com BIO11. | Meirelles et al. 1999, Scarano et al. 2005, Scarano 2007 |
| | BIO14 - Precipitation of Driest Month | Seca. Selecionado pelos VIFs e pela PCA. Correlacionado com BIO15. | |
| | BIO18 - Precipitation of Warmest Quarter | Chuva no verão. Selecionado no primeiro eixo da PCA. | |
| Semideciduous | BIO5 - Max Temperature of Warmest Month | Calor. Selecionado no primeiro eixo da PCA. Correlacionado com BIO8. | Araujo 1997, |
| | BIO9 - Mean Temperature of Driest Quarter | Seca e calor. Selecionado pela PCA. Correlacionado com BIO7. | Geßler et al. 2005, |
| | BIO14 - Precipitation of Driest Month | Seca. Selecionado pelos VIFs e pela PCA. TCC, Rodrigues et al. 2015. Correlacionado com BIO17. | Scarano 2009 |

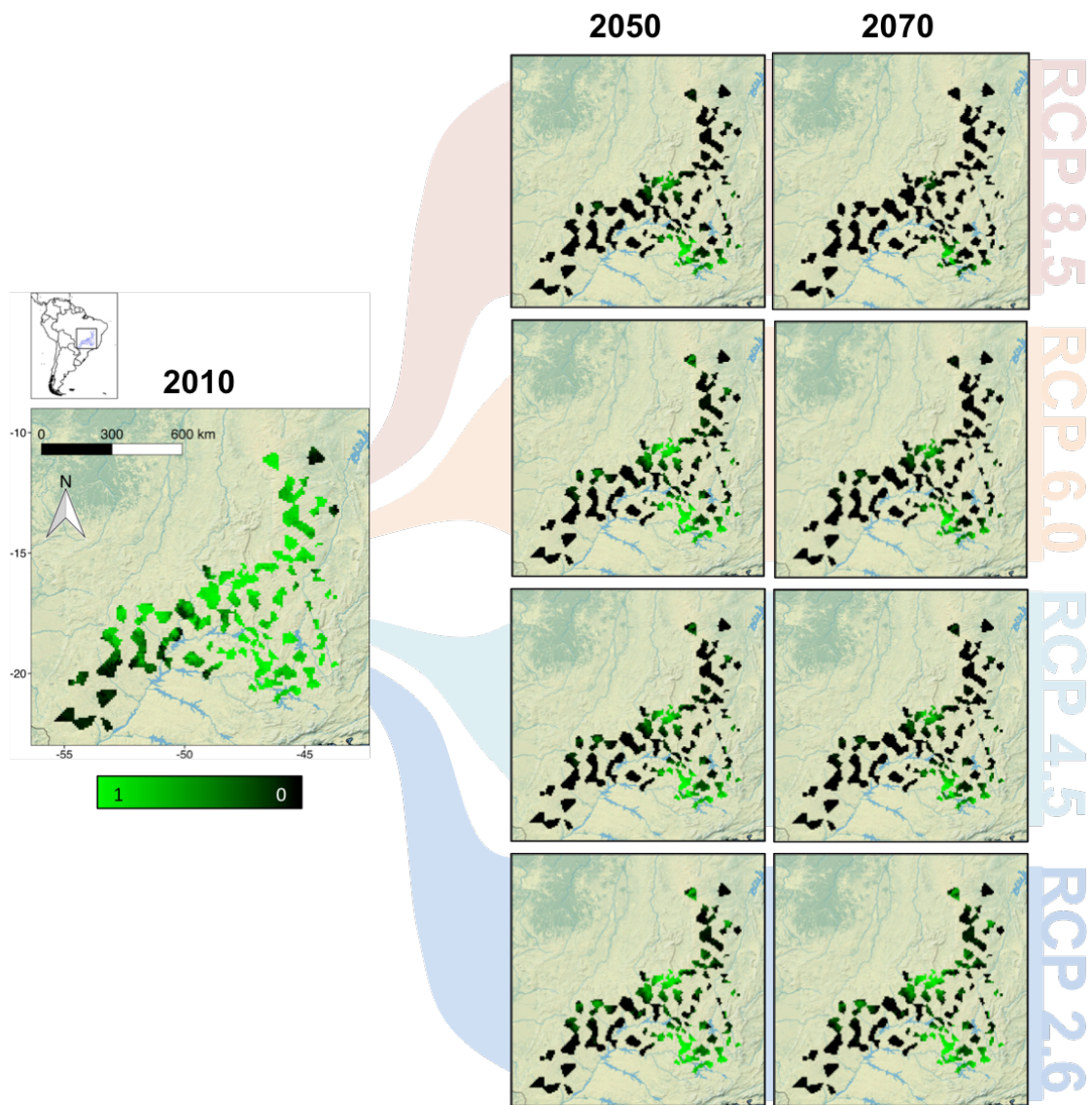


Figure S4: Distribution of riverine forest through climate change scenarios yielded by environmental niche modelling of their diagnostic species (see Supplementary material, Table A1 and Methods). The brightest shades of green represents the highest probability of occurrence of species. Black indicates full absence.

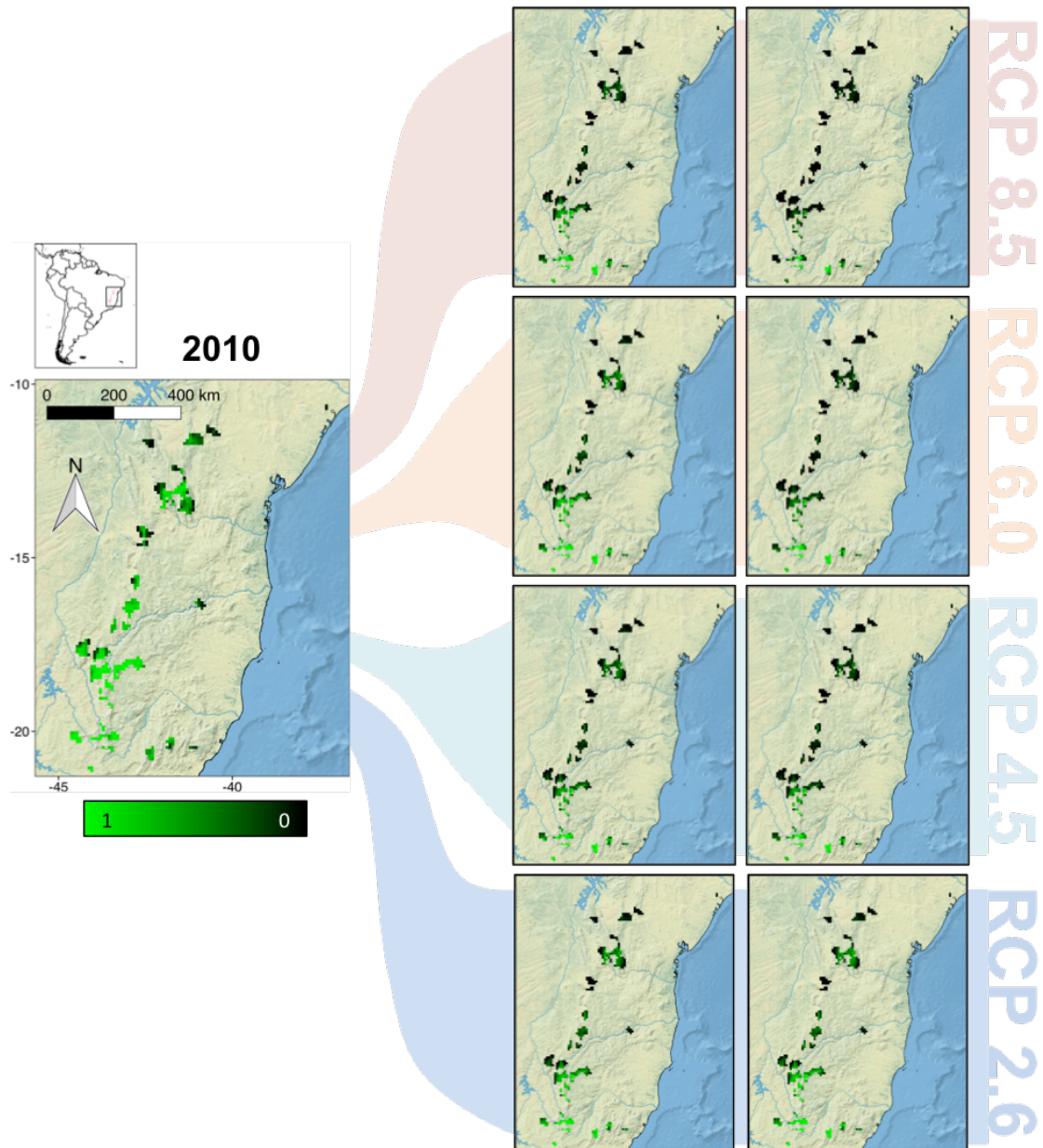


Figure S5: Distribution of rock-outcrop dwarf forest through climate change scenarios yielded by environmental niche modelling of their diagnostic species (see Supplementary material, Table A1 and Methods). The brightest shades of green represents the highest probability of occurrence of species. Black indicates full absence.

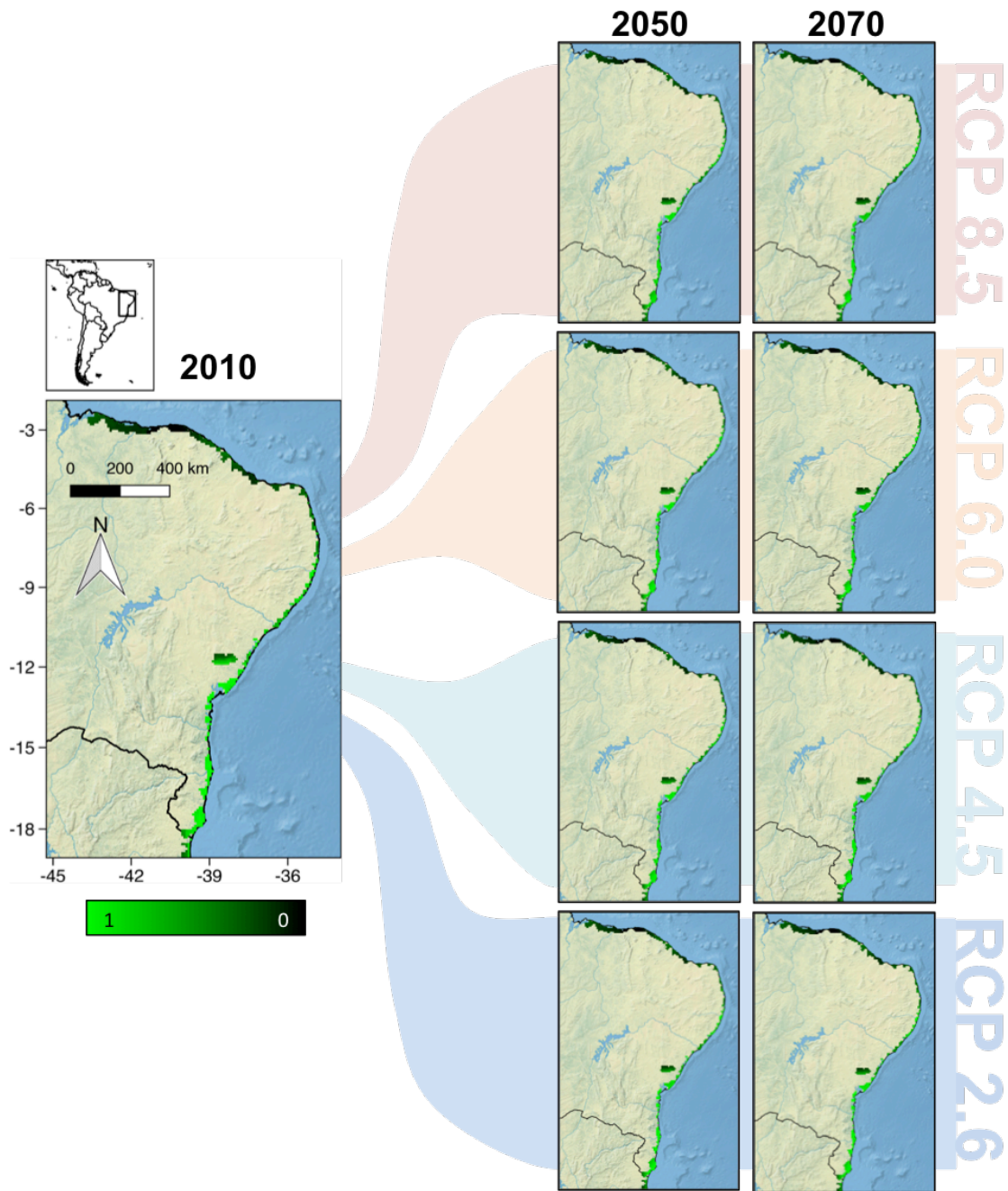


Figure S6: Northern distribution of restinga forest through climate change scenarios yielded by environmental niche modelling of their diagnostic species (see Supplementary material, Table A1 and Methods). The brightest shades of green represents the highest probability of occurrence of species. Black indicates full absence.

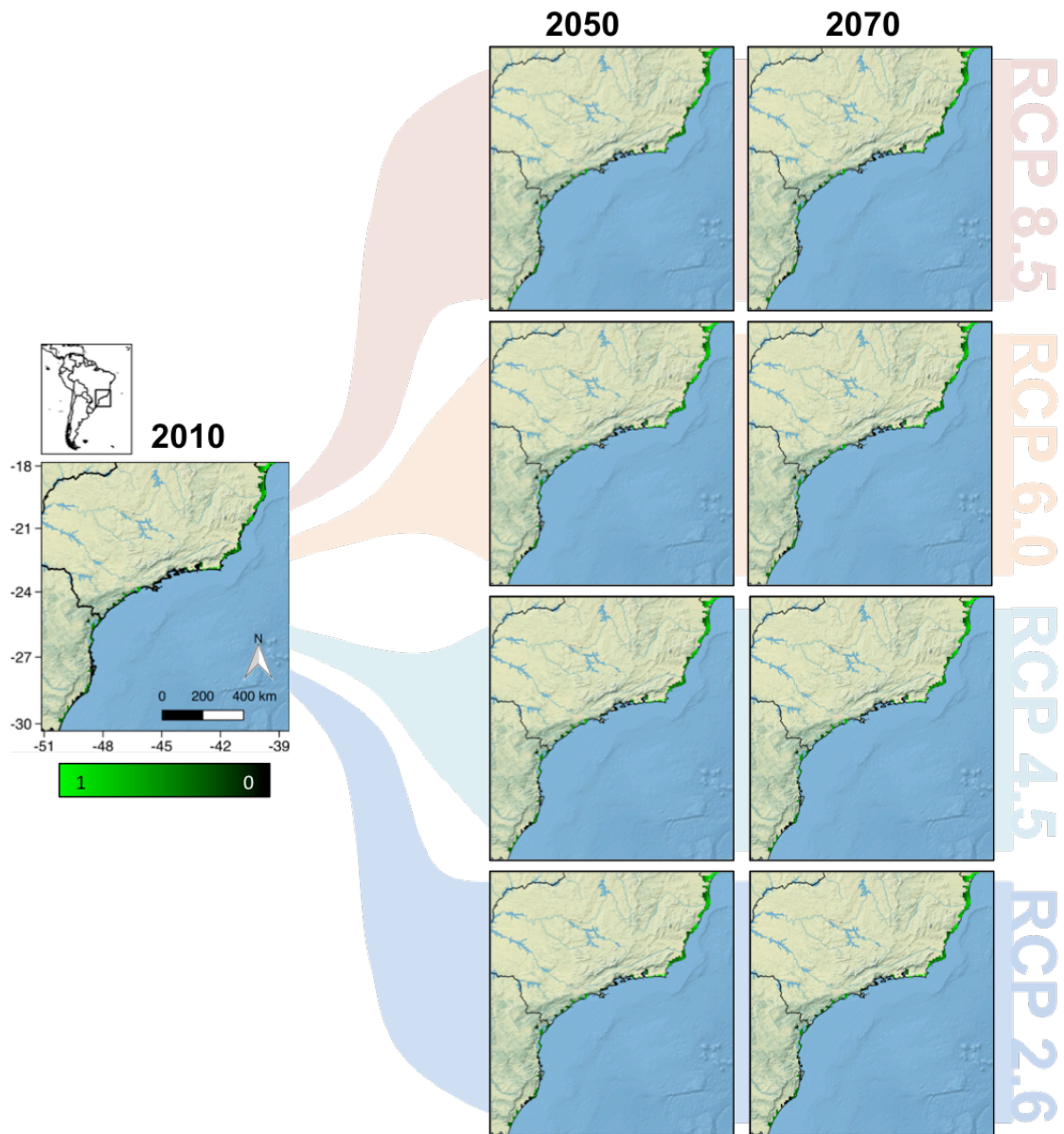


Figure S7: Southern distribution of restinga forest through climate change scenarios yielded by environmental niche modelling of their diagnostic species (see Supplementary material, Table A1 and Methods). The brightest shades of green represents the highest probability of occurrence of species. Black indicates full absence.

Reference List:

- Araujo, D. S. D. 1997. Cabo Frio region, south-eastern Brazil. In: Davis S.D. et al. Centres of plant diversity: a guide and strategy for their conservation 3. The Americas. - WWF/IUCN.
- Geßler, A. et al. 2005. Ecophysiology of selected tree species in different plant communities at the periphery of the Atlantic Forest of SE Brazil. III. Three legume trees in a semideciduous dry forest. - *Trees Structure and Function* 19: 523-530.
- Lacerda L. D. et al. 1993. Dry coastal ecosystems of the tropical Brazilian coast. In: van der Maarel, E. Dry coastal ecosystems: Africa, America, Asia and Oceania. - Elsevier.
- Martinelli, G. 2007. Mountain biodiversity in Brazil. - *Revista Brasileira de Botânica* 30: 587-597.
- Medina, B. M. O. et al. 2006. Plant–plant and plant–topography interactions on a rock outcrop at high altitude in southeastern Brazil. - *Biotropica* 38: 1–7.
- Meirelles S.T. et al. 1999. The vegetation of granite outcrops in Rio de Janeiro, Brazil, and the need for its protection. - *Environmental Conservation* 26: 10-20.
- Pimentel, M. C. P. et al. 2007. Spatial variation in the structural and floristic composition of “restinga” vegetation in southeastern Brazil. - *Revista Brasileira de Botânica* 30: 543–551.
- Ribeiro, K. T. et al. 2007. Species composition and biogeographic relations of the rock outcrop flora on the high plateau of Itatiaia, SE-Brazil. - *Revista Brasileira de Botânica* 30: 623–639.
- Rizzini C. T. 1979. *Tratado de Fitogeografia do Brasil*. Vol. 2. - Edusp.
- Safford H. D. 1999a. Brazilian Páramos I. An introduction to the physical environment and vegetation of the campos de altitude. - *Journal of Biogeography* 26: 693-712.
- Safford H. D. 1999b. Brazilian Páramos II. Macro- and mesoclimate of the campos de altitude and affinities with high mountain climates of the tropical Andes and

- Costa Rica. - *Journal of Biogeography* 26: 713-737.
- Scarano F. R. et al. 1997. Plant establishment on flooded and unflooded patches of a freshwater swamp forest of southeastern Brazil. - *Journal of Tropical Ecology* 14: 793-803.
- Scarano, F. R. 2006. Plant community structure and function in a swamp forest within the Atlantic rain forest complex: a synthesis. - *Rodriguésia* 57: 491–502.
- Scarano, F. R. 2007. Rock outcrop vegetation in Brazil: a brief overview. - *Revista Brasileira de Botânica* 30: 561–568.
- Scarano, F. R. 2009. Plant communities at the periphery of the Atlantic rain forest: rare-species bias and its risks for conservation. - *Biological Conservation* 142: 1201-1208.
- Scarano, F.R. et al. 2005. Ecophysiology of selected tree species in different plant communities at the periphery of the Atlantic forest of SE Brazil I. Performance of three different species of *Clusia* in an array of plant communities. - *Trees Structure and Function* 19: 497–509.

6. Considerações Finais

a. Considerações Metodológicas

O artigo proposto neste documento traz algumas inovações em termos metodológicos advindas de erros cometidos ao longo do projeto. O maior desafio encontrado na elaboração deste trabalho encontra-se na metodologia. Com base nisso, descrevo aqui alguns relatos metodológicos, a fim de evitar que outros pesquisadores caiam nas mesmas questões.

O delineamento inicial propunha uma modelagem apenas de três formações da Mata Atlântica: floresta ombrófila densa, floresta ombrófila mista e floresta estacional semidecídua, visando analisar o impacto das mudanças climáticas na variação das fronteiras internas e zonas de ecótono da Mata Atlântica. Ocorre que essas não eram todas as formações da Mata Atlântica, logo não poderíamos modelar apenas elas, uma vez que entraríamos no mesmo problema aqui criticado, não modelando assim o domínio como um todo. Sendo assim, a classificação proposta por Scarano (2009) foi essencial neste trabalho.

Inicialmente, a ideia foi trabalhar com modelagem direta dos habitats, utilizando pontos de presença do habitat como *proxy* dos modelos. No entanto, conceitualmente essa proposta se mostrou errônea, pois os modelos geram unicamente distribuição de espécies. Com isso, a saída foi modelar espécies diagnósticas de cada habitat, uma vez que tínhamos disponível um excelente banco de dados (NeoTropTree, Oliveira-Filho, A.T. 2017).

Devido ao enorme volume de dados gerados, no início foi possível utilizar o supercomputador da UFRGS para realizar as modelagens. No entanto, o *script* submetido ao cluster, por possuir muitos arquivos de entrada e saída, utilizava um número maior de núcleos que o solicitado. Como não conseguimos resolver essa superutilização, tivemos que deixar de usar o supercomputador, prolongando bastante o tempo necessário para as modelagens. Para utilizar o supercomputador e posteriormente

acelerar as modelagens nos computadores domésticos foi essencial a utilização de um sistema operacional com arquitetura Unix (i.e. macOS ou Linux) e o pacote doParallel que permite a utilização de múltiplos núcleos para processamento.

Para não utilizar barreiras inventadas por humanos nas modelagens, a área disponível para obtenção de pseudoausências, bem como para projetar os modelos gerados foi a América do Sul inteira. No entanto, essa abordagem gerou um acúmulo grande de erros, com presença de Mata Atlântica na encosta dos Andes. A saída encontrada foi a delimitação de espaços ambientalmente relevantes utilizando o NeoTropTree.

A seleção de variáveis ambientais foi um dos pontos-chave do trabalho, pois queríamos utilizar um mínimo possível de variáveis, a fim de que não houvesse sobreposição de informação entre elas. Não obstante, embora tenhamos utilizado critérios bem seletivos, acredito que não conseguimos captar a amplitude ambiental dos habitats, tendo em vista o número de espécies cujos modelos não alcançaram o valor mínimo para ser considerado bom.

Por diversos momentos, a modelagem encontrou problemas relacionados ao MaxEnt. Acontece que o pacote utilizado (biomod2) não possui uma boa conexão com o *software* e por diversas vezes gerou erros que podem ter influenciado no resultado das espécies. Não obstante, no conjunto final provavelmente tiveram pouca influência.

Com as modelagens prontas, o desafio foi medir a área ocupada pelos habitats. Uma vez que as ideias de *scripts* encontrados levavam sempre em consideração o uso de mapas de presença e ausência e tínhamos um mapa de probabilidades, se seguíssemos as proposições encontradas perderíamos muita informação, além de gerar uma tendência nos valores. A saída foi utilizar os mapas de probabilidade, ponderando os valores de área pela probabilidade, gerando valores mais condizentes com o modelo gerado.

b. Resultados Específicos

Através dos cenários, é notável a influência do Parque Nacional da Serra da

Canastra como refúgio para espécies ribeirinhas em sua distribuição sudeste. A floresta de afloramentos rochosos conecta o Parque Nacional da Chapada Diamantina, em sua distribuição ao norte, por áreas protegidas até o Parque Nacional da Serra da Gandarela e o Parque Nacional do Caparaó em sua distribuição ao sul. Como a floresta ribeirinha, os habitats de afloramentos rochosos tendem a perder a adequabilidade climática em cenários futuros em latitudes mais baixas, transformando a Serra da Gandarela e o Caparaó em refúgios para as espécies deste habitat. Embora os habitats dependentes do solo tenham uma construção de nicho diferente, uma vez que dependem mais do solo do que das características climáticas, eles sofrerão tanto quanto os habitats dependentes do clima devido à sua descontinuidade e à migração através de um padrão em ilhas.

No cenário RCP2.6/2070, cuja concretização é condicionada à presença de políticas climáticas severas que limitem as emissões (Van Vuuren et al. 2011), espera-se que as restingas sofram a maior perda de adequabilidade ambiental, perdendo também área protegida. No entanto, essa formação perderá área colonizada principalmente com aumento do nível do mar (IPCC 2013) e erosão (EUROSION 2004). As florestas ribeirinhas ainda serão altamente persistentes devido à perenidade dos rios e também por ser protegida pela lei das áreas de preservação permanente brasileira, embora originalmente tenha sido concebida para proteger os recursos hídricos e não a biodiversidade (Guadagnin 2009). Florestas de afloramentos rochosos serão os mais impactados, perdendo 66% de sua área, quase o dobro da média para toda a Mata Atlântica (33.3%).

A Mata Atlântica *stricto sensu* possui a menor interseção entre os habitats dependentes do clima. Isso ocorre devido ao seu papel central, enquanto as florestas semidecídua e montana possuem maior área ocupada devido ao seu papel propagativo para outros espaços ambientais. A proporção de áreas ocupadas parece favorecer a presença de florestas montanas junto de florestas pluviais. Isso pode ser interpretado como um avanço da Mata Atlântica *stricto sensu* para locais ao Sul e com maior altitude, onde a floresta montana está presente devido às altas precipitações e aumento da temperatura através dos cenários acompanhado por um aumento de seca nas terras

baixas. O menor intercepto, por outro lado, foi entre as florestas semidecídua e montana, uma vez que se refere a dois extremos de distribuição de Mata Atlântica. A floresta montana ocupa principalmente o sul do Brasil, enquanto a floresta semidecídua está presente principalmente no Sudeste e Nordeste do Brasil. No entanto, sua área parece ter um padrão errático através dos cenários. A área ocupada pelas florestas semidecídua e pluvial diminui em número, enquanto o CO₂ aumenta, reforçando a ideia de uma migração Norte-Sul. Devido ao aumento da presença semidecidual no intercepto floresta montana, pluvial e semidecídua, podendo inferir que existe uma retração do espaço climático no centro da distribuição da Mata Atlântica, reforçando a ideia de um refúgio climático.

c. Conclusão Final

A Modelagem de Nicho Ecológico possui uma vasta lista de aplicações, sendo uma delas a de auxiliar na delimitação da distribuição e identificação de habitats através de mapas de consenso da distribuição de grupos de espécies. A Mata Atlântica mostrou-se mais complexa do que o assumido previamente e os resultados ressaltaram que agregar a heterogeneidade natural da Mata Atlântica pode trazer grandes prejuízos para estratégias futuras de conservação. O resultado central deste estudo mostrou que modelar os diferentes habitats da Mata Atlântica como um cluster pode levar a lapsos, em se tratando de estratégias de conservação não só de habitats marginais como também da Mata Atlântica *stricto sensu*. Dessa forma, mostra-se crucial uma abordagem personalizada para cada habitat quando se tratar de estratégias de conservação para cenários futuros influenciados por mudanças climáticas globais.

7. Referências Gerais

- Bellard, C. et al. 2014. Vulnerability of biodiversity hotspots to global change. - *Glob. Ecol. Biogeogr.* 23: 1376–1386.
- Bond, W. J. et al. 2005. The global distribution of ecosystems in a world without fire. *New Phytol.* 165: 525–538.
- Brzeziecki, B. et al. 1995. Modelling potential impacts of climate change on the spatial distribution of zonal forest communities in Switzerland. *J. Veg. Sci.* 6: 257–268.
- Colombo, a F. and Joly, C. a 2010. Brazilian Atlantic Forest *lato sensu*: the most ancient Brazilian forest, and a biodiversity hotspot, is highly threatened by climate change. *Braz. J. Biol.* 70: 697–708.
- Elith, J. and Leathwick, J. R. 2009. Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 40: 677–697.
- EuroSION 2004. Living with Coastal Erosion in Europe: Sediment and Space for Sustainability. Part-1 Major Findings and Policy Recommendations of the EUROSION Project. Guidelines for implementing local information systems dedicated to coastal erosion management. In: “Coastal erosion – Evaluation of the need for action”, Directorate General Environment, European Commission, 54 pp.
- Guadagnin, D. L. and Gravato, I. C. F. 2009. O valor da legislação ambiental brasileira na conservação da biodiversidade em áreas suburbanas: um estudo de caso em Porto Alegre, Brasil. *Natureza & Conservação.* 7:17-29.
- Harte, J. et al. 2009. Biodiversity scales from plots to biomes with a universal species-area curve. - *Ecol. Lett.* 12: 789–797.
- Hijmans, R. J. et al. 2005. The WorldClim interpolated global terrestrial climate surfaces. <http://www.worldclim.org>
- Humboldt, A. von 2000. *Reise durch Venezuela: Auswahl aus den amerikanischen Tagebüchern.* Ed. Margot Faak Berlin: Akademie.
- IPCC 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Summary for Policymakers* Ipcc: 1–29.
- Lewis, S. L. and Maslin, M. A. 2015. Defining the Anthropocene. *Nature* 519: 171–180.
- Myers, N. et al. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 62

403:853.

- Neves, D. M. et al. 2017. Dissecting a biodiversity hotspot: The importance of environmentally marginal habitats in the Atlantic Forest Domain of South America. *Diversity and Distributions* 23.8: 898-909.
- Oliveira-Filho, A.T. 2017. NeoTropTree, Flora arbórea da Região Neotropical: Um banco de dados envolvendo biogeografia, diversidade e conservação. Universidade Federal de Minas Gerais. (<http://www.neotropree.info>).
- Pachauri, R. K., & Meyer, L. 2014. Climate change 2014 Synthesis Report-Summary for Policymakers.
- Pearson, R. G. et al. 2013. Shifts in Arctic vegetation and associated feedbacks under climate change. *Nat. Clim. Chang.* 3: 673–677.
- Rodrigues, P. et al. 2015. Climate change effects on the geographic distribution of specialist tree species of the Brazilian tropical dry forests. *Brazilian J. Biol.* 75: 679–684.
- Salazar, L. F. et al. 2007. Climate change consequences on the biome distribution in tropical South America. *Geophys. Res. Lett.* 34: 2–7.
- Scarano, F. R. 2002. Structure, function and floristic relationships of plant communities in stressful habitats marginal to the Brazilian Atlantic rainforest. *Ann. Bot.* 90: 517–524.
- Scarano, F. R. 2009. Plant communities at the periphery of the Atlantic rain forest: rare-species bias and its risks for conservation. *Biological Conservation* 142.6: 1201-1208.
- Scarano, F. R. and Ceotto, P. 2015. Brazilian Atlantic forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. *Biodivers. Conserv.* 24: 2319–2331.
- UNFCCC. Conference of the Parties (COP) 2015. Adoption of the Paris Agreement. Paris Clim. Chang. Conf. - Novemb. 2015, COP 21 21932
- Van Vuuren, D. P. et al. 2011. The representative concentration pathways: an overview. *Climatic change* 109.1-2:5.
- Verbesselt, J. et al. 2016. Remotely sensed resilience of tropical forests. *Nat. Clim. Chang.* 1: 1–5.