

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

ELIVANE SALETE CAPELLESSO

O PAPEL DA REGENERAÇÃO NATURAL NA RESTAURAÇÃO DA
BIODIVERSIDADE E DO CARBONO DA FLORESTA ATLÂNTICA

CURITIBA

2019

ELIVANE SALETE CAPELLESSO

O PAPEL DA REGENERAÇÃO NATURAL NA RESTAURAÇÃO DA
BIODIVERSIDADE E DO CARBONO DA FLORESTA ATLÂNTICA

Tese apresentada ao Curso de Pós-Graduação
em Ecologia e Conservação, Setor de Ciências
Biológicas, Universidade Federal do Paraná,
como requisito parcial à obtenção do título de
Doutora em Ecologia e Conservação.

Orientadora: Profa. Dra. Márcia C. M. Marques

CURITIBA

2019

Universidade Federal do Paraná. Sistema de Bibliotecas.
Biblioteca de Ciências Biológicas.
(Giana Mara Seniski Silva – CRB/9 1406)

Capellesso, Elivane Salete

O papel da regeneração natural na restauração da biodiversidade e do carbono da Floresta Atlântica. / Elivane Salete Capellesso. – Curitiba, 2019.

147 p.: il.

Orientadora: Márcia C.M. Marques

Tese (doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

1. Diversidade das plantas - Conservação 2. Paisagens fragmentadas
3. Ecossistema I. Título II. Marques, Márcia C.M. III. Universidade Federal do Paraná. Setor de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

CDD (20. ed.) 581.5



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO ECOLOGIA E
CONSERVAÇÃO - 40001016048P6

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da tese de Doutorado de **ELIVANE SALETE CAPELLESSO** intitulada: **O papel da regeneração natural na restauração da biodiversidade e do carbono da Floresta Atlântica**, após terem inquirido a aluna e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO _____ no rito de defesa.

A outorga do título de doutor está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

CURITIBA, 28 de Junho de 2019.

MARCIA CRISTINA MENDES MARQUES
Presidente da Banca Examinadora

LUIZ FERNANDO SILVA MAGNAGO
Avaliador Externo (UFSB)

VERA LEX ENGEL
Avaliador Externo (UNESP)

MARCOS BERGMANN CARLUCCI
Avaliador Interno (UFPR)

MARÍLIA BORG
Avaliador Externo (UFPR)

*Aos meus pais:
pais Arculino e Ilce,
sem eles não teria chegado tão longe...*

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela força durante toda a caminhada durante esses quatro anos.

Aos meus pais, Arculino e Ilce, por todo o esforço que fizeram para que eu chegasse até aqui, e aos meus irmãos, Elires, Adinor e Emerson, por todas as conversas e conselhos. Ao meu namorado Leonardo por estar do meu lado durante todo esse tempo me dando suporte e por não ter me deixado desistir.

A minha orientadora, professora Marcia C. M. Marques, por ter me aceitado como orientada e por me ajudar com ideias e sugestões para um bom trabalho. Ao professor Renato Marques, por ter me auxiliado com as análises de solos e pelas conversas. À professora Tanise Luisa Sausen por toda sua ajuda durante toda a minha caminhada na pós-graduação, e pelos conselhos que me fazem seguir em frente. Ao professor Cimélio Bayer pela ajuda com as análises de solo e foliares.

Aos membros da banca professora Vera Lex Engel, Marília Borgo, professor Marcos Carlucci e professor Luiz Fernando Magnago por terem aceitado avaliar meu trabalho e ajudar a torná-lo melhor.

À Sociedade de Proteção em Vida Selvagem e Educação Ambiental (SPVS) por autorizar a pesquisa nas suas reservas e apoio logístico. Especialmente ao Reginaldo Ferreira, “Seu” Pontes e “Seu” Luiz pelo auxílio sempre que precisei. Aos guarda-parques Vando, Toninho, Jandir e Fernando pelo auxílio em campo.

À Sociedade Chauá pela parceria no projeto.

A todas as pessoas que me ajudaram nas coletas de campo, especialmente ao Rudá Pereira, Mayron Escárraga, Miguel Machnicki, Daniela Oliveira, Cilmar Dalmaso e Rafael Weirich, Ederlan Magri. Àqueles que além do campo me ajudaram também a focar e não desistir, e também nas análises de dados: Júlio Bastos, Tamires Burda, Carolina Rosa e Israel Schneiberg. Especialmente a minha companheira de dois anos de coleta, Anamaria Cequinel, muito obrigada pela parceria!

A todos os demais integrantes do Laboratório de Ecologia Vegetal (LEV), atuais e antigos, com os quais vivenciei bons momentos durante esses quatro anos, pela parceria e ajuda sempre que precisei: Vanessa Vlnieska, Rafael de Oliveira, Fares Guarin, Daniele Moraes, Vinicius Marcilio-Silva, Luciana Franci, Gabriel De La Torre e Ricardo Oliveira. E também aos professores e profissionais de outros laboratórios que me auxiliaram nas análises de solos.

À Universidade Federal do Paraná pela sua estrutura. Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia pelos conhecimentos repassados durante esses quatro anos. Especialmente aos que ministraram disciplinas e foram avaliadores do meu trabalho durante os simpósios, sempre contribuindo para melhorar o meu trabalho.

Ao CNPq e à Fundação Grupo O Boticário pelo auxílio financeiro ao projeto guarda-chuva “Sucessão e Restauração da Floresta Atlântica: evidências em estudos de longo prazo no litoral do Paraná” (FGB A2012009; CNPq 577336/2008-8; CNPq 552608/2010-8; CNPq 308597/2008-7; CNPq 475127/2008-0; FGB 0801_20082).

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de pesquisa concedida.

Obrigada a todos!

Eu parto por longos caminhos, meu pai minha mãe atenção!

Atendam a este pedido do filho do teu coração:

*Não vendam os bois da carreta,
criados com estimação*

*Não mexam na ponte da serra,
tem muitos bichinhos por lá*

*Não quebrem os pés de pinheiro,
moradas de muitos irapuás*

*Não cortem as lindas palmeiras,
lugar do cantor sabiá*

*Não tirem o verde dos campos
belezas que a muitos consola,*

*Não colham as flores das matas,
as quais o perfume se enrola*

*Não deixem armar arapucas,
as aves não querem gaiolas*

seu canto nos traz melodia...

Pago dileto, Os Monarcas (trechos)

RESUMO

A Floresta Atlântica é um dos ecossistemas mais ameaçados do mundo, sendo a restauração ecológica a forma eficiente de recuperar a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos. Neste trabalho buscamos compreender como a regeneração natural pode afetar a diversidade vegetal e a dinâmica do estoque de carbono na Floresta Atlântica em paisagens fragmentadas. Para o primeiro e segundo capítulos foi realizado um estudo empírico em áreas florestais em regeneração natural no litoral do Paraná, onde foram instaladas 35 unidades amostrais em quatro diferentes categorias de idade da vegetação: 7-17 anos, 20-30 anos, 35-55 anos e ≥ 85 anos. No primeiro capítulo avaliamos como a idade de restauração, diversidade e fatores abióticos afetam o estoque e a dinâmica de carbono acima do solo. Observamos que a idade da floresta foi o fator mais importante a afetar positivamente o estoque de carbono acima do solo e o incremento de carbono via recrutamento de indivíduos, enquanto as diversidades funcional e taxonômica apresentaram efeitos fracos. Estes resultados sugerem que, para as condições avaliadas, a regeneração natural é capaz de sequestrar carbono ao longo do tempo, não havendo necessidade de outras intervenções de manejo. No segundo capítulo avaliamos se a restauração ecológica pode afetar, simultaneamente, a conservação da biodiversidade e os estoques de carbono. Os resultados mostraram relações positivas entre o acúmulo de carbono na biomassa e as diversidades taxonômica, funcional e a riqueza de espécies endêmicas, ameaçadas e especialistas em floresta. Esses resultados mostram que a restauração traz co-benefícios para o sequestro de carbono e a biodiversidade, sendo, portanto, possível conciliar as agendas de conservação da biodiversidade e mitigação de aquecimento global. Para o terceiro capítulo realizamos uma análise sobre dados secundários, sendo extraídas informações da literatura sobre a riqueza de espécies, área basal (usada como *proxy* para estoque de carbono) e idade da floresta para toda a Floresta Atlântica. Nós avaliamos como a paisagem afeta a trajetória sucessional ao longo da Floresta Atlântica. Observamos que as áreas com mais idade a vegetação, cobertura vegetal e maiores densidade de borda são positivamente relacionados com a idade da floresta, riqueza de espécies e área basal. Esses resultados sugerem que a paisagem afeta, igualmente, a diversidade e o estoque de carbono de áreas em regeneração, juntamente com a idade, o que é importante para fins de restauração em grande escala. Em conclusão, nosso trabalho mostrou que a restauração ecológica via regeneração natural é uma atividade que promove benefícios múltiplos para os ecossistemas florestais da Floresta Atlântica. Esta atividade permite aumento dos estoques de carbono ao mesmo tempo em que garante a conservação da biodiversidade, principalmente em paisagens pouco fragmentadas. Em tempos em que as agendas ambientais têm buscado sinergias, estes resultados são importantes para fomentar o planejamento da restauração em larga escala.

Palavras-chave: Diversidade funcional. Fragmentação. Serviços ecossistêmicos. Conservação.

ABSTRACT

The Atlantic Forest is one of the most endangered ecosystems in the world, and ecological restoration is the efficient way to restore biodiversity and ecosystem services. In this paper we seek to understand how natural regeneration can affect plant diversity and carbon stock dynamics in the Atlantic Forest in fragmented landscapes. For the first and second chapters an empirical study was carried out in naturally regenerating forest areas off the coast of Paraná, where 35 sample units were installed in four different vegetation age categories: 7-17 years, 20-30 years, 35-55 years and ≥ 85 years. In the first chapter we evaluated how restoration age, diversity and abiotic factors affect above-ground carbon stock and dynamics. We observed that forest age was the most important factor positively affecting above-ground carbon stock and carbon increment via individual recruitment, while functional and taxonomic diversity had weak effects. These results suggest that, under the evaluated conditions, natural regeneration is capable of sequestering carbon over time, with no need for other management interventions. In the second chapter we assess whether ecological restoration can simultaneously affect biodiversity conservation and carbon stocks. The results showed positive relationships between carbon accumulation in biomass and taxonomic, functional diversity and richness of endemic, threatened and forest specialists. These results show that restoration has co-benefits for carbon sequestration and biodiversity, so it is possible to reconcile biodiversity conservation and global warming mitigation agendas. For the third chapter we perform an analysis of secondary data, extracting information from the literature on species richness, basal area (used as a proxy for carbon stock) and forest age for the entire Atlantic Forest. We evaluate how the landscape affects the successional trajectory along the Atlantic Forest. We observed that areas with older vegetation, vegetation cover and higher border density are positively related to forest age, species richness and basal area. These results suggest that the landscape equally affects the diversity and carbon stock of regenerating areas, along with age, which is important for large-scale restoration purposes. In conclusion, our work has shown that ecological restoration via natural regeneration is an activity that promotes multiple benefits to Atlantic Forest ecosystems. This activity increases carbon stocks while ensuring the conservation of biodiversity, especially in poorly fragmented landscapes. In times when environmental agendas have sought synergies, these results are important to foster large-scale restoration planning.

Keywords: Functional diversity. Fragmentation. Ecosystem service. Conservation.

LISTA DE TABELA

Capítulo 2

Tabela S1. Diferenças na estrutura da vegetação (média+DP) entre as idades de restauração.....98

Tabela S2. Estoque de carbono e métricas de diversidade e conservação (média+DP) entre as idades em restauração.....99

Capítulo 3

Tabela S1. Estudos considerados no presente estudo, juntamente com a quantidade de unidades amostrais (UA) utilizadas.....121

Tabela S2. Quantidade unidades amostrais, idade, tamanho do fragmento e tipo de distúrbio de cada um dos estudos utilizados no presente estudo.....124

LISTA DE FIGURAS

Contextualização regional do trabalho

Figura 1 - Localização das unidades amostrais nas Reservas Reserva das Águas e Guaricica, município de Antonina, estado do Paraná, sul do Brasil.....24

Capítulo 1

Figure 1 - Conceptual model of the effects of age on forest restoration, including several environmental variables along with diversity, on aboveground carbon stocks and dynamics...47

Figure 2 - Principal component analysis of a) physical soil attributes, and b) chemical soil attributes, in plots with different age classes.....48

Figure 3 - Structural equation models of the effects of age on forest restoration, environmental filters (canopy openness, chemical and physical soil characteristics) and diversity (species richness, Rao's quadratic entropy, community-weighted means – CWM – of the height-diameter ratio, $CWM_{H:D}$, specific leaf area CWM_{SLA} and leaf dry-mass concentration, CWM_{LDMC}) on aboveground carbon stock and dynamics A) Aboveground carbon stock, B) carbon increase through growth, C) carbon increase through recruitment, D) carbon loss through mortality.....50

Figure 4 - Comparisons by forest age since abandonment of different measures of aboveground carbon Aboveground carbon stock and dynamics in different compartments of forest restoration A) Aboveground carbon stock, B) increase in carbon through growth, C) increase in carbon through recruitment, D) loss of carbon through mortality.....51

Capítulo 2

Figura 1 - Estoque de carbono na biomassa aérea ao longo do gradiente de sucessão.....81

Figura 2 - Relações entre estoque de carbono e a) riqueza de espécies, b) índice de diversidade de Shannon, c) riqueza funcional (FRiq), d) diversidade filogenética (MPD).....83

Figura 3 - Relações entre estoque de carbono e a) riqueza de espécies endêmicas, b) riqueza de espécies ameaçadas de extinção, c) abundância de espécies ameaçadas de extinção, d) riqueza de espécies florestais ao longo do gradiente de sucessão.....85

Capítulo 3

Figura 1. Localização dos 98 sítios dos estudos avaliados no presente estudo. Alguns pontos estão sobrepostos devido à proximidade dos sítios amostrais.....106

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AC	Área da copa
AGB	Biomassa acima do solo
Al	Alumínio
ANCOVA	Análise de covariância
C	Carbono
Ca	Cálcio
CFA	Análise fatorial confirmatória
CFI	Índice de ajuste comparativo
C:N	Razão carbono-nitrogênio
CO ₂	Dióxido do carbono
Cu	Cobre
CV	Volume da copa
CWM	Média ponderada pela comunidade
DAP	Diâmetro à altura do peito
DBH	Diâmetro da base
Fe	Ferro
FDis	Dispersão funcional
FEve	Uniformidade funcional
FRiq	Riqueza funcional
HCl	Ácido clorídrico
H:D	Razão altura-diâmetro
K	Potássio
LDMC	Concentração de massa seca foliar
Mg	Magnésio
Mg C ha ⁻¹	Megagramas de carbono por hectares

Mn	Manganês
N	Nitrogênio
Na	Sódio
P	Fósforo
PC	Profundidade da copa
pH	potencial Hidrogeniônico
PLANAVERG	Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa
PCA	Análise de componentes principais
RaoQ	Entropia quadrática de Rao
REDD	Redução das Emissões por Desmatamento e Degradação florestal
SEM	Modelo de equação estrutural
SLA	Área foliar específica
SPVS	Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental
Zn	Zinco

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	16
1.1 Ameaças à Floresta Atlântica	16
1.2 Bases teóricas do estudo	18
1.2.1. Sucessão ecológica	18
1.3 Um futuro possível para a Floresta Atlântica: restauração ecológica da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos	20
1.4 Contextualização regional do trabalho	22
1.5 Objetivos	25
2. CAPÍTULO 1*	37
Abstract	38
2.1 Introduction	40
2.2 Material and Methods	42
2.3 Results	47
2.4 Discussion	51
2.5 Conclusions	54
References	56
3. CAPÍTULO 2	71
Resumo	72
3.1 Introdução	72
3.2 Material e Métodos	76
3.3 Resultados	80
3.4 Discussão	86
Referências	89
4. CAPÍTULO 3	100
Resumo	101
4.1 Introdução	101
4.2 Material e Métodos	105
4.4 Resultados	108
4.5 Discussão	112
Referências	116
5. CONCLUSÕES GERAIS	126

REFERÊNCIAS	128
--------------------------	-----

1. INTRODUÇÃO GERAL

1.1 Ameaças à Floresta Atlântica

Sabe-se que 52% das florestas mundiais se encontram em regiões tropicais, as quais estão sofrendo os maiores índices de interferência humana, por meio do desmatamento e da fragmentação (BROWN *et al.*, 1996; ARROYO-RODRÍGUEZ *et al.*, 2017). As florestas tropicais primárias estão sendo convertidas em áreas de agricultura e pastagens em taxas alarmantes (LAURENCE, 1999; AIDE *et al.*, 2000), diminuindo ainda mais as áreas de florestas nestas regiões. A redução dessas florestas apresenta impactos negativos para diversidade (PERRING *et al.* 2015; PÜTZ *et al.* 2011; MAGNAGO *et al.*, 2015; BENAYAS *et al.* 2009), dinâmica das comunidades de plantas (DÖBERT *et al.*, 2015), ciclagem de nutrientes e a produtividade primária, alterando o funcionamento dos ecossistemas (TILMAN, 1996; MEA, 2003; PAQUETTE & MESSIER, 2011; CARDINALE *et al.*, 2013), influenciando direta e negativamente o funcionamento e os serviços fornecidos pelos ecossistemas. Além disso, a conversão de áreas de vegetação em outras formas de uso da terra aumenta o lançamento de gases poluentes para a atmosfera, o que influencia diretamente nas mudanças climáticas (FEARNSIDE, 2000; HOUGHTON *et al.*, 2015), uma das maiores preocupações da atualidade.

A América do Sul apresenta a maior concentração de floresta tropical do mundo (ALVES *et al.*, 2010). Dentre essas florestas encontra-se a Floresta Atlântica, que cobria uma área de 150 milhões de hectares, sendo uma das maiores do planeta (BERGAMIN *et al.*, 2015; MARCILIO-SILVA *et al.*, 2017). A diversidade de espécies nesse bioma é uma das maiores do mundo. São 14 mil espécies de plantas vasculares, onde 48% destas são endêmicas (WERNECK *et al.*, 2011). Porém, não é apenas na vegetação que a Floresta Atlântica é diversa e endêmica. Estudos apontam que 50 espécies de mamíferos, 158 espécies de aves, 168 espécies de anfíbios e 88 espécies de répteis são endêmicas dessa floresta (FERRETTI & BRITZ, 2006; METZGER, 2009), tornando-a um *hotspot* de biodiversidade (MYERS *et al.*, 2000). Devido à ocupação humana, a Floresta Atlântica foi amplamente explorada desde o período colonial (FERRETTI & BRITZ, 2006), restando apenas entre 11 e 28% da cobertura original, tornando essa floresta uma das mais ameaçadas do mundo (RIBEIRO *et al.*, 2009; REZENDE *et al.*, 2018). Apesar de ser uma das mais importantes e mais ameaçadas, a Floresta Atlântica continua a ser desmatada a uma taxa de 20.000 hectares por ano (SOS MATA ATLÂNTICA, 2014), e

menos da metade das áreas estão protegidas em unidades de conservação (SOS MATA ATLÂNTICA, 2017).

A fragmentação de áreas florestais, por meio de ações antrópicas, diminui a diversidade da Floresta Atlântica (PÜTZ *et al.* 2011; BOSCOLO & METZGER 2011, MAGNAGO *et al.*, 2017). O tamanho, as alterações na disponibilidade, forma e o isolamento dos habitats são fatores que afetam as comunidades (BOSCOLO & METZGER 2011). Além disso, a fragmentação causa efeito de borda que altera a dinâmica das espécies (LAURENCE *et al.*, 1998, 2006; MAGNAGO *et al.*, 2017). Essa dinâmica na borda e interior dos fragmentos pode fazer com que pequenos fragmentos florestais tenham maior riqueza de espécies em relação a grandes fragmentos (MAGNAGO *et al.*, 2014). Paralelamente, diferentes componentes da diversidade funcional podem ou não serem afetados pelas características da paisagem, o que pode influenciar na funcionalidade ecossistêmica destes remanescentes florestais (MAGNAGO *et al.*, 2014).

O processo de fragmentação da Floresta Atlântica resultou num bioma composto, em mais de 80%, por fragmentos com menos de 50 ha localizados a grandes distâncias dos remanescentes (HADDAD *et al.*, 2015; RIBEIRO *et al.* 2009). Há muitas evidências que a fragmentação do bioma afeta negativamente tanto a diversidade de animais (BOSCOLO *et al.*, 2017; PARDINI *et al.*, 2009; VIANA *et al.*, 2017; RATTIS *et al.*, 2018), quanto de plantas (OLIVEIRA *et al.*, 2008; PÜTZ *et al.*, 2011). Além disso, influencia diretamente nos serviços e funções fornecidos pelo ecossistema. Por exemplo, o estoque de carbono, sendo um serviço ecossistêmico extremamente relevante devido à necessidade de mitigação das mudanças climáticas, é afetado positivamente pela área do fragmento e negativamente pelas distâncias de fragmentos próximos (MAGNAGO *et al.*, 2015). Portanto, a fragmentação pode ter efeitos em diferentes dimensões do ecossistema, sendo um assunto relevante quando se visa propor políticas para conservação da biodiversidade e combate ao aquecimento global (VILLELA *et al.*, 2012).

Nos litorais norte do Paraná e sul de São Paulo, muitos trechos de vegetação foram convertidas em pastagens, principalmente para a bubalinocultura. Mas, em algumas regiões as áreas exploradas foram abandonadas, encontrando-se, atualmente, em processo de sucessão secundária (LIEBSCH *et al.*, 2008; MARQUES *et al.* 2014). No sul do Brasil, as áreas de Floresta Atlântica utilizadas para pastagens apresentam um curto período de utilização, sendo abandonadas após 20-30 anos de uso (MARTINS *et al.*, 2015; ALMEIDA *et al.*, 2016). O mesmo pode ser observado em outras áreas tropicais, onde muitas áreas de agricultura e pastagens estão sendo abandonadas devido às tecnologias de plantio e colheita e à perda de

produtividade (THOMLINSON *et al.*, 1996; WRIGHT, 2005; MARTINS *et al.*, 2015). Após esse longo período de exploração e posterior abandono, muitas florestas estão em processo de restauração passiva, ou seja, se recuperando naturalmente, sem interferência humana. A regeneração natural é melhor definida como um processo gradual de recuperação da estrutura, composição e função do ecossistema após sofrer um distúrbio (CHAZDON & GUARIGUATA, 2016) e interfere nos processos e serviços fornecidos por esses ecossistemas, processo ainda pouco conhecido pela ciência (CHAZDON *et al.*, 2009; LOHBECK *et al.*, 2015). Essas áreas em diferentes idades de sucessão vegetal são sistemas ideais para estudar a diversidade e o funcionamento do ecossistema, devido às rápidas mudanças na composição de espécies e nas funções do ecossistema (LETCHER & CHAZDON, 2009).

1.2 Bases teóricas do estudo

1.2.1. Sucessão ecológica

A sucessão ecológica é um dos temas pioneiros na ecologia, sendo abordado por Henry Cowles em 1899, que demonstrou a evolução temporal das associações de plantas das dunas da região de Chicago, nos Estados Unidos (COWLES, 1899). Mesmo não utilizando o termo “sucessão”, ele é considerado o primeiro a desenvolver um trabalho completo sobre a variação da vegetação ao longo do tempo (TANSLEY, 1935).

Posteriormente, Clements (1916) consolidou o estudo da sucessão vegetal, estudando a comunidade de florestas de coníferas e pradarias nos Estados Unidos, sendo que esses ambientes são considerados mais estáveis do que as dunas estudadas por Cowles (KINGSLAND, 1991). Essa teoria dominou a América do Norte na primeira metade do século XX (GLENN-LEWIN *et al.*, 1992), descrevendo a sucessão vegetal como um processo ordenado e previsível, onde ocorrem mudanças na vegetação de acordo com a história de vida da comunidade. Nesse trabalho, Clements observou que diferentes tipos de substratos e distúrbios fazem a comunidade convergir para uma vegetação clímax, com características definidas pelo clima da região, o qual influenciaria a composição de espécies da vegetação (ODUM, 1996). Este processo direcional poderia resultar em um estado final único, o monoclímax, ou múltiplos estados, o policlímax (ODUM, 1996).

No mesmo período, Gleason (1926) e Tansley (1935) interpretaram a sucessão de uma outra forma. Para Gleason, as plantas eram as principais responsáveis pelas mudanças sucessionais em uma comunidade, respondendo individualmente às variações ambientais, as

quais oscilavam no espaço e tempo. Entretanto, Clements & Shelford (1939), afirmaram que outros fatores, como animais e microrganismos, também influenciam no processo de sucessão. Já Tansley acreditava que fatores locais, como a topografia e a origem do solo poderiam influenciar o desenvolvimento da vegetação (TANSLEY, 1935).

Mais tarde, Egler (1954) observou que todas as espécies participantes da sucessão são estabelecidas no início ou logo depois do início, resultando numa sequência fisionômica, com espécies com diferentes histórias de vida, taxas de crescimento e tamanho. Budowski (1965), afirmou que a colonização de espécies em áreas de sucessão secundária é realizada por espécies pioneiras e herbáceas, com rápido ciclo de vida e crescimento rápido. Margalef (1968) verificou que a sucessão partia de um sistema mais simples para outros mais complexos, com maior número de níveis tróficos em diversidade de espécies. Outra definição importante desse pesquisador é de que as espécies pioneiras chegam antes na área, pois a competição é menor, além de que havia maior produção nos estádios iniciais da sucessão. Entretanto, foram os irmãos Odum que descreveram o princípio da teoria de forma mais clara. Para Odum (1969), a sucessão ecológica segue três etapas principais: (1) é um processo ordenado de desenvolvimento da comunidade, apresentando uma razão direcional e previsível, (2) é controlada pela comunidade, onde o ambiente físico determina padrões e, (3) termina com o ecossistema estabilizado com máxima biomassa e funções simbióticas entre organismos.

Whittaker & Niering (1975) verificaram que poderia existir um gradiente de mosaicos no clima; quando observado em grande escala, esse gradiente mostra uma transição gradual de fisionomia e distribuição de espécies. Connell (1978) descreveu que a diversidade atinge um pico durante fases intermediárias de sucessão e decresce em comunidades mais avançadas (teoria de distúrbio intermediário). Esse padrão pode ser visto em muitos trabalhos de sucessão desenvolvidos ao longo do tempo (BU *et al.*, 2014; LASKY *et al.*, 2014).

Na década de 1970 os estudos de sucessão vegetal ainda tentavam entender as causas da mudança na vegetação, porém não esperavam mais um equilíbrio com o ambiente. Assim, muitos pesquisadores criticaram Clements, Margalef e Odum, entre eles GLENN-LEWIN *et al.* (1992), que afirmavam que dificilmente irá ocorrer equilíbrio entre a vegetação e o clima, pois o tempo necessário para isso acontecer é muito longo. A sucessão ecológica foi classificada em dois processos, que foram descritos resumidamente por Ricklefs (1996), sendo a sucessão primária a que ocorre em locais naturalmente desocupados, como as dunas e, a sucessão secundária, que ocorre em áreas que foram exploradas, utilizadas para a agricultura, por exemplo e depois do abandono, voltam a ser revegetadas naturalmente.

Após estas discussões iniciais sobre a natureza da sucessão ecológica, outros estudos focaram nos processos intrínsecos que levam à mudança na composição de espécies. Uma série de estudos experimentais em campos, conduzidos por David Tilman, exploraram os efeitos da disponibilidade de luz e nutrientes e as suas consequências no processo de sucessão, e foi observado que onde existe baixa disponibilidade de nutrientes, a competição por luz é mais importante (TILMAN, 1985). Egler (1954) e Pickett *et al.* (1987) afirmaram que a sucessão é a função de taxas de crescimento e sobrevivência entre as espécies dos estádios inicial e final.

Alguns fatores que afetam a colonização de áreas perturbadas são conhecidos atualmente, como o uso, intensidade e fertilidade do solo, a disponibilidade de propágulos e o banco de sementes (GUARIGUATA & OSTERTAG, 2001; MARTINS *et al.*, 2015; PYLES *et al.*, 2018). Sabe-se também que o crescimento de espécies tardias interfere na permanência de espécies intolerantes à sombra, devido ao fechamento de dossel (CHAZDON, 2012). Além disso, a paisagem também pode afetar a sucessão das áreas (ARROYO-RODRIGUES *et al.*, 2017; CROUZEILLES *et al.*, 2014).

1.3 Um futuro possível para a Floresta Atlântica: restauração ecológica da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos

A restauração ecológica é definida como o processo de auxiliar a recuperação de um ecossistema que tenha sido degradado, danificado ou destruído (SER, 2004). Entre as estratégias de restauração, a regeneração natural tem sido apontada como o método ideal para locais pouco fragmentados e áreas amplas (HOLL, 2013; MORRISSON & LINDELL, 2011).

Um dos passos iniciais para se atingir a conservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos é avaliá-los em todas as suas dimensões. Atualmente as duas métricas mais utilizadas para avaliar a diversidade, são a diversidade taxonômica e a funcional. A diversidade taxonômica considera índices de riqueza de espécies, diversidade de Shannon, Simpson, riqueza rarefeita, entre outros (STRASSBURG *et al.*, 2010; van der PERRE *et al.*, 2018; LENNOX *et al.*, 2018; FERREIRA *et al.*, 2018; SABATINI *et al.*, 2018; QIN *et al.*, 2018), os quais tendem a influenciar positivamente funções ecossistêmicas (RUIZ-JAEN & POTVIN, 2010; CAVANAUGHT *et al.*, 2014; LASKY *et al.*, 2014; SCHITTKO *et al.*, 2014; CONTI & DÍAZ, 2013; LOHBECK *et al.*, 2015; POORTER *et al.*, 2017; CARDINALE *et al.*, 2012; CHISHOLM *et al.*, 2013; DUFFY *et al.*, 2017; van der SANDE *et al.*, 2017).

A diversidade funcional é avaliada por meio de atributos funcionais, que são bons indicadores de serviços ecossistêmicos, pois refletem nas mudanças do uso dos recursos disponíveis no ambiente (APAZA-QUEVEDO *et al.*, 2015), melhora a capacidade de realizar fotossíntese da planta, aumentando a eficiência de capturar carbono, mitigando o CO₂ atmosférico (YANG *et al.*, 2019), além de influenciar outros serviços e funcionamento dos ecossistemas (DÍAZ & CABIDO, 2001; DÍAZ *et al.*, 2007). As taxas de diversidade taxonômica aumentam com o aumento da restauração florestal (MARQUES *et al.*, 2014; LASKY *et al.*, 2014; CHISHOLM *et al.*, 2013; MORRIS *et al.*, 2014; FERREIRA *et al.*, 2018; LIU *et al.*, 2018; SANAEI *et al.*, 2018; LI *et al.*, 2019), assim como a diversidade funcional (LASKY *et al.*, 2014; LOHBECK *et al.*, 2015; MARCILIO-SILVA *et al.*, 2016; LI *et al.*, 2019). Esses resultados mostram que restaurar recupera a diversidade taxonômica e funcional nos ambientes restaurados. Além disso, geralmente o aumento da riqueza de espécies é seguido por um aumento de alguns índices de diversidade funcional (MARCILIO-SILVA *et al.*, 2016).

Com relação aos serviços ecossistêmicos, sabe-se que, na Floresta Atlântica a restauração de áreas perturbadas leva em torno de 60 - 85 anos para atingir os níveis de carbono semelhantes às florestas primárias (SHIMAMOTO *et al.*, 2014; MARTIN *et al.*, 2013). Além disso, nas áreas em sucessão, as diferenças nas taxas de crescimento de cada espécie podem influenciar o sequestro de carbono, onde nas idades iniciais as espécies de rápido crescimento armazenam carbono mais rapidamente e as de crescimento lento acumulam mais biomassa devido ao seu longo período de vida (SHIMAMOTO *et al.*, 2014), embora as espécies de crescimento rápido saiam mais rápido do sistema.

Apesar dos estudos relacionando a diversidade com os estoques de carbono terem aumentado muito nos últimos anos, o que está facilitando o entendimento das relações entre eles, poucos têm abordado tais relações ao longo de um gradiente de sucessão (LETCHER & CHAZDON, 2009). Atualmente, grandes perdas de biodiversidade estão ocorrendo no mundo todo (VALIENTE-BANUET *et al.*, 2014; BUTCHART *et al.*, 2010), o que torna ainda mais urgente o acúmulo de conhecimento sobre as áreas em processo de restauração.

O Brasil é um dos países com maior potencial de armazenamento de carbono, onde, juntamente com a Colômbia, México e Venezuela, correspondem a 95% do potencial de armazenamento de carbono da região Neotropical (CHAZDON *et al.*, 2016). Isso se deve, principalmente, ao aumento nas áreas de floresta secundária. Estimativas para 2048 é que o Brasil seja o país com maior estoque de carbono nessa região (CHAZDON *et al.*, 2016).

O Brasil tem assinado diversos acordos internacionais ao longo dos últimos anos com a finalidade de armazenar carbono e conservar a biodiversidade, como as iniciativas REDD+,

Metas de Aichi e Acordo de Paris. A Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal (REDD) e armazenamento dos estoques de carbono florestal, manejo sustentável de florestas e aumento dos estoques de carbono florestal (REDD+), apresentam como foco principal o pagamento pela redução de emissões de gases do efeito estufa e no armazenamento e aumento dos estoques de carbono (MMA, 2019). Nas Metas de Aichi, as metas 12 e 15 focam em conservação de espécies ameaçadas de extinção, a ampliação das relações entre biodiversidade e estoques de carbono por meio da restauração, ambos até 2020 (CBD, 2011). O Acordo de Paris tem como foco a redução dos gases responsáveis pela intensificação do efeito estufa e manter a temperatura global em quantidades menores que 2° C em relação ao período pré-industrial (UNFCCC, 2015).

Visando atender estas diferentes iniciativas internacionais, vários países se comprometeram a se empenhar num esforço internacional para a restauração de 150 milhões de hectares do planeta até 2020 e 350 milhões de hectares até 2030 no Desafio de Bonn (BONN, 2019). O Brasil, que participa desta iniciativa, criou mecanismos internos para a restauração em larga escala, explicitados no Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (PLANAPEG), que tem como foco ampliar e fortalecer políticas direcionadas a boas práticas agropecuárias a fim de recuperar a vegetação nativa (MMA, 2017). Especificamente para a Floresta Atlântica, o Pacto pela Restauração da Mata Atlântica, criado em 2009, é uma iniciativa com múltiplos atores que tem a meta de restaurar 15 milhões de hectares até 2030 (PACTO PELA RESTAURAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA, 2009; MELO *et al.*, 2013). Portanto, a restauração ecológica tornou-se um elemento chave para se alcançar as principais metas estratégicas do país no presente e futuro.

1.4 Contextualização regional do trabalho

A Floresta Ombrófila Densa pertencente ao bioma Mata Atlântica, é uma das tipologias florestais mais ameaçadas, devido à grande densidade populacional em sua área de ocorrência natural (MARCILIO-SILVA *et al.*, 2017). No estado do Paraná, essa região apresenta alta pluviosidade, florestas densas e altamente diversas (MARQUES *et al.*, 2011), ocorrendo na região da Serra do Mar, com 3.230 Km² de extensão (SANTOS *et al.*, 2006). Essa região é composta por um dos remanescentes mais representativos de Mata Atlântica, que abriga diferentes ambientes, desde o nível do mar até 1000 m de altitude (FERRETTI & BRITZ, 2006; ZWIENER *et al.*, 2014). Porém, as áreas mais baixas foram convertidas em pastagens

para criação de búfalos (LEITÃO *et al.*, 2010; LIEBSCH *et al.*, 2008). A Serra do Mar foi uma barreira que impediu a antropização em maiores escalas, e ainda são encontrados remanescentes de vegetação (SANTOS *et al.*, 2006). Assim, os fragmentos maiores estão em áreas mais elevadas do que em terras baixas (KAUANO *et al.*, 2012). Devido à alta diversidade e a dificuldade de chegar nessas regiões, nas últimas décadas foram criadas diversas unidades de conservação (BORGIO *et al.* 2011; GRISE *et al.* 2009). Estas áreas de pastejo são abandonadas após 20-30 anos de uso (KAUANO *et al.*, 2013; MARTINS *et al.*, 2015), devido principalmente à exaustão do solo, o que diminui a produtividade dessas áreas (CHEUNG *et al.*, 2010), dando oportunidade para o desenvolvimento de florestas secundárias.

A Reserva Natural da Guaricica e a Reserva das Águas estão localizadas no município de Antonina, litoral norte do Paraná (Figura 1). A região faz parte da Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba (FERRETTI & BRITZ, 2006). A reserva Natural da Guaricica apresenta 4.292,88 ha de floresta e está localizada entre as coordenadas 25°24' e 25°41' S e 48°64' e 48°74' O. A Reserva das Águas é composta 508,20 ha de florestas e se localiza entre as coordenadas 25°20' e 25°30' S 48°40' e 48° 50' O. O clima da região é do tipo Cfa, segundo a classificação de Köppen, sendo úmido mesotérmico, sem estação seca definida e com geadas fortes. A precipitação é de 3.300 mm anuais, a temperatura média do mês mais frio é 18°C e do mês mais quente é de 22°C (SPVS, 2013).

As reservas e o entorno foram explorados pela bubalinocultura, onde foram introduzidas gramíneas exóticas nas pastagens (especialmente *Urochloa* spp.) (FERRETTI & BRITZ, 2006; ZWIENER *et al.*, 2014). Essas áreas foram exploradas por aproximadamente 30 anos (MARTINS *et al.*, 2015). A partir início do século XXI, diversos projetos de restauração na região foram implantados, totalizando 19.000 ha (FERRETTI & BRITZ, 2006). As reservas são compostas florestas em diferentes estágios de sucessão, regeneração natural e plantios de espécies nativas para fins de restauração ecológica, atualmente nessa região 68% da área é ocupada por florestas de crescimento tardio e antigo (KAUANO *et al.*, 2012). Nestas reservas foram instaladas 35 parcelas de 14 m de raio em diferentes idades, sendo 10 parcelas em áreas entre 7-17 anos, 10 parcelas em 20-30 anos, 10 parcelas em 35-55 anos e cinco parcelas em idades \geq que 80 anos (Figura 1).

A partir de 2000 uma série de pesquisas realizadas pelo Laboratório de Ecologia Vegetal da UFPR vem analisando áreas em processo de sucessão após o abandono de pastagem ou agricultura. Os estudos mostram que as florestas secundárias são caracterizadas por mudanças substanciais na riqueza e composição florística ao longo do tempo de sucessão (LIEBSCH *et al.*, 2008; CHEUNG *et al.*, 2009; CHEUNG *et al.*, 2010; MARQUES *et al.*, 2014). O solo afeta

substancialmente este processo, tanto em termos de densidade de indivíduos quanto área basal (MARTINS *et al.*, 2015; CARDOSO, 2014). Essa recuperação ocorre de forma rápida e eficiente (CHEUNG *et al.*, 2010), pois trata-se de uma região imersa numa matriz florestal grande e contínua (KAUANO *et al.*, 2012). A presença de gramíneas invasoras diminui a abundância, riqueza de espécies e área basal (KAUANO *et al.*, 2013; SOBANSKI & MARQUES, 2014) e a proximidade de áreas de florestas em estádios avançados, atua positivamente na recuperação da riqueza e abundância das áreas restauradas (KAUANO *et al.*, 2013). Áreas em restauração ativa e passiva apresentam, os mesmos resultados em termos de estrutura de floresta, mas nas áreas de plantio, a abundância de indivíduos é maior (CARDOSO, 2014; KAUANO *et al.*, 2013). Além disso, acompanhando estas mudanças estruturais, áreas em processo de restauração aumentam os estoques de carbono até, aproximadamente, os 60 anos, quando há uma diminuição do incremento de carbono na biomassa aérea via crescimento dos indivíduos e permanece armazenado na parte aérea das árvores (SHIMAMOTO *et al.*, 2014; BORGIO, 2010). Além disso, em termos de estruturação de comunidade, os mecanismos ecológicos que afetam a composição de espécies na sucessão são determinísticos, sendo a demografia (recrutamento, sobrevivência e substituição de espécies e indivíduos) resultado de vários fatores, tais como competição, facilitação, limitação de luz e temperatura, estresse do solo (CEQUINEL *et al.*, 2018). Por fim, a dinâmica da comunidade é um reflexo dos processos que ocorrem ao nível populacional das espécies mais abundantes (BURDA, 2019).

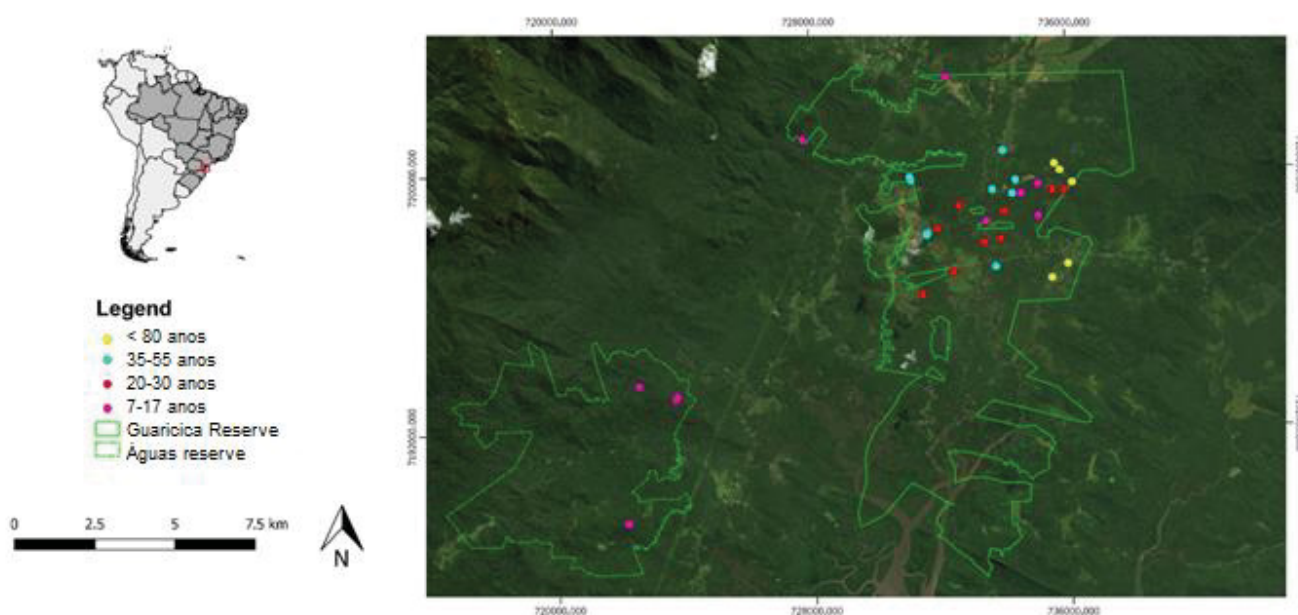


Figura 1 - Localização das unidades amostrais nas Reservas das Águas e Guaricica, município de Antonina, estado do Paraná, sul do Brasil.

1.5 Objetivos

O presente estudo objetiva compreender como a regeneração natural afeta a diversidade, a dinâmica e o estoque de carbono na Floresta Atlântica em diferentes escalas. O trabalho é organizado em três capítulos, preparados no formato de artigos, que focam nos objetivos específicos: 1) Avaliar se a idade de restauração, diversidade e fatores abióticos influenciam o estoque e a dinâmica de carbono acima do solo; 2) Compreender como a restauração ecológica pode afetar, simultaneamente, a conservação da biodiversidade e os estoques de carbono; 3) Compreender como a paisagem afeta a trajetória sucessional ao longo da Floresta Atlântica.

REFERÊNCIAS

- AIDE, T.M.; ZIMMERMAN, J.K.; PASCARELLA, J. B.; RIVERA, L.; VARCANO-VEGA, H. Forest Regeneration in a Chronosequence of Tropical Abandoned Pastures: Implications for Restoration Ecology. **Restoration Ecology**, v.8, n.4, p. 328-338, 2000.
- ALMEIDA, A.; MARQUES, M.C.M.; CECCON-VALENT, M.F.; VICENTE-SILVA, J.; MIKICHE, S.B. Limited effectiveness of artificial bird perches for the establishment of seedlings and the restoration of Brazil's Atlantic Forest. **Journal for Nature Conservation**, v.34, p. 24-32, 2016.
- ALVES, L.F.; VIEIRA, S.A.; SCARANELLO, M.A.; CAMARGO, P.B.; SANTOS, F.A.M.; JOLY, C.A.; MARTINELLI, L.A. Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil). **Forest Ecology and Management**, v.260, p. 679-691, 2010.
- APAZA-QUEVEDO, A.; LIPPOK, D.; HENSEN, I.; SCHLEUNING, M.; BOTH, S. Elevation, topography, and edge effects drive functional composition of woody plant species in Tropical Montane Forests. **Biotropica**, v. 47, n.4, p. 449-458, 2015.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; MELO, F.P.L.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; BONGERS, F.; CHAZDON, R. L.; MEAVE, J. A.; NORDEN, N.; SANTOS, B. A.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. **Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society**, v. 92, n. 1, p. 326-340, 2017.
- BENAYAS, J.M.R.; NEWTON, A.C.; DIAZ, A.; BULLOCK, J.M. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. **Science**, v. 325, n. 1121, 2009.
- BERGAMIN, R.S.; DUARTE, L.S.; MARCILIO-SILVA, V.; SEGER, G.D.S.; LIEBSCH, D.; MARQUES, M.C.M. Compilation of woody species occurring in the Brazilian Atlantic Forest complex. **Frontiers of Biogeography**, v.7, n.2, 2015.
- BONN. 2019. Bonn Challenge. Disponível em < www.bonnchallenge.org >, acessado dia 27 de fevereiro de 2019.
- BORGO, M. **A Floresta Atlântica do litoral norte do Paraná, Brasil: aspectos florísticos, estruturais e estoque de biomassa ao longo do processo sucessional**. Tese (Doutorado em Ciências Florestais), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2010. 165p.
- BORGO, M.; TIEPOLO, G.; REGINATO, M.; KUNIYOSHI, Y.S.; GALVÃO, F.; CAPRETS, R.L.; ZWIENER, V.P. Espécies arbóreas de um trecho de Floresta Atlântica do município de Antonina, Paraná, Brasil. **Floresta**, v.41, p.819-832, 2011.
- BOSCOLO, D.; METZGER, J.P. Isolation determines patterns of species presence in highly fragmented landscapes. **Ecography**, v. 34, p. 1018-1029, 2011,

BOSCOLO, D.; TOKUMOTO, P.M.; FERREIRA, P.A.; RIBEIRO, J.W.; SANTOS, J.S. Positive responses of flower visiting bees to landscape heterogeneity depend on functional connectivity levels. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 1, p. 18-24, 2017.

BROWN, S.; SATHEYE, J.; CANNELL M.; KAUPPI, P. Mitigation of carbon emissions to the atmosphere by forest management. **Commonwealth Forestry Review**, v. 75, p. 80-91, 1996.

BRUDVIG, L.A. Toward prediction in the restoration of biodiversity. **Journal of Applied Ecology**, v. 54, p. 1013-1017, 2017.

BU, W.; ZANG, R.; DING, Y. Field observed relationships between biodiversity and ecosystem functioning during secondary succession in a tropical lowland rainforest. **Acta Oecologica**, v. 55, p. 1-7, 2014.

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional process. **Turrialba**, v. 15, p. 40-42, 1965.

BULLOCK, J.M.; ARONSON, J.; NEWTON, A.C.; PYWELL, R.F.; REY-BENAYAS, J.M. Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 26, n. 10, 2011.

BURDA, T.M. **A estruturação de comunidades vegetais em áreas sucessionais da Floresta Atlântica em diferentes tipos de solo**. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2019. 86p.

BUTCHART, S.H.M.; WALPOLE, M.; COLLEN, B.; VAN STRIEN, A.; SCHARLEMANN, J.P.W.; ALMOND, R.E.A.; BAILLIE, J.E.M.; BOMHARD, B.; BROWN, C.; BRUNO, J.; CARPENTER, K.E.; CARR, G.M.; CHANSON, J.; CHENERY, A.M.; CSIRKE, J.; DAVIDSON, N.C.; DENTENER, F.; FOSTER, M.; GALLI, A.; GALLOWAY, J.N.; GENOVESI, P.; GREGORY, R.D.; HOCKINGS, M.; KAPOV, V.; LAMARQUE, J.; LEVERINGTON, F.; LOH, J.; MCGEOCH, M.A.; MCRAE, L.; MINASYAN, A.; MORCILLO, M.H.; OLDFIELD, T.E.E.; PAULY, D.; QUADER, S.; REVENGA, C.; SAUER, J.R.; SKOLNIK, B.; SPEAR, D.; STANWELL-SMITH, D.; STUART, S.N.; SYMES, A.; TIERNEY, M.; TYRRELL, T.D.; VIÉ, J.; WATSON, R. Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. **Science**, v. 328, n. 5982, p. 1164-1168, 2010.

CARDINALE, B. J.; GROSS, K.; FRITSCHIE, K.; FLOMBAUM, P. FOX, J. W. et al. Biodiversity simultaneously enhances the production and stability of community biomass, but the effects are independent. **Ecology**, v. 94, n. 8, p. 1697-1707, 2013.

CARDINALE, B. J.; DUFFY, J. E.; GONZALES, A.; HOOPER, D. U.; PERRINGS, C.; VENAIL, P.; NARWANI, A.; MACE, G.M.; TILMAN, D.; WARDLE, D.A.; KINZIGS, A.P.; DAILY, G.C.; LOREAU, M.; GRACE, J.B.; LARIGAUDERIE, A.; SRIVASTAVA, D.S.; NAEEM, S. Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature**, v. 486, p. 59-67, 2012.

CARDOSO, F.C.G. **A estruturação de comunidades vegetais em áreas sucessionais da Floresta Atlântica em diferentes tipos de solo**. Tese (Doutorado em Ecologia e Conservação), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2014. 149p.

CAVANAUGHT, K.C.; GOSNELL, J.S.; DAVIS, S.L.; AHUMADA, J.; BOUNDJA, P.; CLARK, D.B.; MUGERNWA, B.; JANSEN, P.A.; O'BRIEN, T.G.; ROVERO, F.; SHEIL, D.; VASQUEZ, R.; ANDELMAN, S. Carbon storage in tropical forests correlates with taxonomic diversity and functional dominance on a global scale. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, p. 563–573, 2014.

CBD. 2011. **Contribution of ecosystem restoration to the objectives of the CBD and a healthy planet for all people**: abstracts of posters presented at the 15th meeting of the subsidiary body on scientific, technical and technological advice of the Convention on Biological Diversity, 7-11 November 2011, Montreal, Canada. CBD Technical Series n. 62.

CEQUINEL, A.; CAPELLESSO, E.S.; MARCILIO-SILVA, V.; CARDOSO, F.C.G.; MARQUES, C.M.M. Determinism in tree turnover during the succession of a tropical forest. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 34, 120-128, 2018.

CHAZDON, R.L.; PERES, C.A.; DENT, D.; SHEIL, D.; LUGO, A.E. et al. The Potential for Species Conservation in Tropical Secondary Forests. **Conservation Biology**, v. 23, n. 6, p. 1406–1417, 2009.

CHAZDON, R. L. Regeneração de florestas tropicais. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. **Ciências Naturais** 7: 195-218, 2012.

CHAZDON, R.L. Second Growth: The Promise of Tropical Forest Regeneration in an Age of Deforestation. In: CHAZDON, R.L. **Second growth**. University of Chicago Press, 2014.

CHAZDON, R. L.; BROADBENT, E. N.; ROZENDAAL, D. M. A., BONGERS, F., ZAMBRANO, A. M. A., AIDE, M., BALVANERA, P.; BACKNELL, J.M.; BOUKILI, V.; BRANCALION, P.H.S.; CRAVEN, D.; ALMEIDA-CORTEZ, J.S.; CABRAL, G.A.L.; JONG, B.; DENSLOW, J.S.; DENT, D.H.; DeWALT, S.J.; DUPUY, J.M.; DURÁN, S.M.; ESTÍRITO-SANTO, M.M.; FANDINO, M.C.; CÉSAR, R.G.; HALL, J.S.; HERNÁNDEZ-STEFANONI, J.L.; ... POORTER, L. Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. **Science Advances**, v. 2, n 5, e1501639, 2016.

CHAZDON, R.L.; GUARIGUATA, M.R. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 716-730, 2016.

CHEUNG, K.C.; MARQUES, M.C.M.; LIEBSCH, D. Relação entre a presença de vegetação herbácea e a regeneração natural de espécies lenhosas em pastagens abandonadas na Floresta Ombrófila Densa do Sul do Brasil. **Acta botânica brasílica**, V.23, n. 4, p. 1048-1056, 2009.

CHEUNG, K.C.; LIEBSCH, D.; MARQUES, M.C.M. Forest Recovery in Newly Abandoned Pastures in Southern Brazil: Implications for the Atlantic Rain Forest Resilience. **Natureza & Conservação**, v. 8, n. 1, p. 66-70, 2010.

CHISHOLM, R.A.; MULLER-LANDAU, H.C.; RAHMAN, K. A.; BEBBER, D.P.; BIN, Y. et al. Scale-dependent relationships between tree species richness and ecosystem function in forests. **Journal of Ecology**, v. 101, p. 1214-1224, 2013.

CLEMENTS, F. E. **Plant succession**: an analysis of the development of vegetation. Carnegie Institution of Washington, 1916. 658p.

CLEMENTS, F.E.; SHELFORD, V.E. **Bio-ecology**. New York: John Wiley, 1939. 425p.

CONNELL, J.H. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. **Science**, v. 199, p. 1302-1310, 1978.

CONTI, G.; DÍAZ, S. Plant functional diversity and carbon storage – an empirical test in semi-arid forest ecosystems. **Journal of Ecology**, v. 101, p. 1-28, 2013.

COWLES, H.C. The ecological relations of the vegetation on the sand dunes of Lake Michigan. **Botanical Gazette**, v. 27, n. 2, p. 95-117, 1899.

CROUZEILLES, R.; PREVEDELLO, J.A.; FIGUEIREDO, M.S.L.; LORINI, M.L.; GRELE, C.E.V. The effects of the number, size and isolation of patches along a gradient of native vegetation cover: how can we increment habitat availability? **Landscape Ecology**, v. 29, p. 479-489, 2014.

DÍAZ, S.; CABIDO, M. Vive la différence: Plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends Ecology and Evolution**, v. 16, p. 646–655, 2001.

DÍAZ, S.; LAVOREL, L.; de BELLO, F.; QUÉTIER, F.; GRIGULIS, K.; ROBSON, T.M. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. **PNAS**, v. 104, p. 20684-20689, 2007.

DÖBERT, T.; WEBBER, B.L.; SUGAU, J.B.; DICKINSON, K.J.M.; DIDHAM, R.K. Can leaf area index and biomass be estimated from Braun-Blanquet cover scores in tropical forests? **Journal of Vegetation Science**, v. 26, n. 6, p. 1043-1053, 2015.

DUFFY, J.E.; GODWIN, C.M.; CARDINALE, B.J. Biodiversity effects in the wild are common and as strong as key drivers of productivity. **Nature**, v. 549, p. 261-264, 2017.

EGLER, F.E. Vegetation science concepts I: Initial floristic composition, a factor in old-field vegetation development with 2 figs. **Vegetatio**, v. 4, n. 6, p. 412-417, 1954.

FEARNSIDE, P.M. Global warming and tropical land-use change: greenhouse gas emissions from biomass burning, decomposition and soils in forest conversion, shifting cultivation and secondary vegetation. **Climatic Change**, v.46, p. 115-158, 2000.

FERREIRA, J.; LENNOX, G. D.; GARDNER, T. A.; THOMSON, J. R.; BERENGUER, E.; LESS, A. C.; NALLY, R. M.; ARAGÃO, L. E. O. C.; FERRAZ, S. F. B.; LOUZADA, J.; MOURA, N. G.; OLIVEIRA, V. H. F.; PARDINI, R.; SOLAR, R. R. C.; VIEIRA, I. C. G.; BARLOW, J. Carbon-focused conservation may fail to protect the most biodiverse tropical forests. **Nature Climate Change**, v. 8, p. 744-749, 2018.

FERRETTI, A.R.; BRITTEZ, R. M. Ecological restoration, carbon sequestration and biodiversity conservation: The experience of the Society for Wildlife Research and Environmental Education (SPVS) in the Atlantic Rain Forest of Southern Brazil. **Journal of Nature Conservation**. v. 14, p. 249-259, 2006

GLEASON, H.A. The individualistic concept of the plant association. **Bulletin Torrey Botanical Club**, v. 53, p. 7-26, 1926.

GLENN-LEWIN, D.C.; PEET, R.K.; VEBLER, T.T. **Plant succession: theory and prediction**. Chapman & Hall, London. 1992. 352p.

GRISE, M.M.; BIONDI, D.; LINGNAU, C.; ARAKI, H. A estrutura da paisagem do mosaico formado pelas unidades de conservação presentes no litoral norte do Paraná. **Floresta**, v.39, n.4, p.723-742, 2009.

GUARIGUATA, M.R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, v. 148, p. 185-206. 2001.

HADDAD, N.M.; BRUDVIG, L.A.; CLOBERT, J.; DAVIES, K.F.; GONZALES, A.; HOLT, R.D.; LOVEJOY, T.E.; SEXTON, J.O.; AUSTIN, M.P.; COLLINS, A.D.; COOK, W.M.; DAMSCHEN, E.I.; EWERS, R.M.; FOSTER, B.L.; JENKINS, C.N.; KING, A.J.; LAURANCE, W.F.; LEVEY, D.J.; MARGULES, C.R.; MELBOURNE, B.A.; NICHOLLS, A.O.; ORROCK, J.L.; SONG, D.; TOWNSHEND, J.R. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, 1: e1500052, p. 1-9, 2015.

HOUGHTON, R.A.; BYERS, B.; NASSIKAS, A.A. A role for tropical forests in stabilizing atmospheric CO₂. **Nature Climate Change**, v. 5, 2015.

HOLL, K.D. Restoring Tropical Forest. *Nature Education Knowledge*, v. 4, n. 4, 2013.

KAUANO, E.E.; TOREZAN, J.M.D.; CARDOSO, F.C.G.; MARQUES, M.C.M. Landscape structure in the northern coast of Paraná state, a hotspot for the Brazilian Atlantic Forest conservation. **Revista Árvore**, v. 36, n. 5, p.961-970, 2012.

KAUANO, E.E.; CARDOSO, F.C.G.; TOREZAN, J.M.D.; MARQUES, M.C.M. Micro- and meso-scale factors affect the restoration of Atlantic Forest. **Natureza & Conservação**, v. 11, n. 2, p.145-151, 2013.

KINGSLAND, S.E. Defining Ecology as a science. *In*: REAL, L. A.; BROWN, J. H. (Orgs.). **Foundational of Ecology**: classic papers with commentaries. Chicago: The University of Chicago Press, 1991. 920p.

LASKY, J. R.; URIARTE, A.; BOUKILI, V. K.; ERICKSON, D. L; KRESS, J.; CHAZDON, R. L. The relationship between tree biodiversity and biomass dynamics changes with tropical forest succession. **Ecology Letters**, v. 17, p. 1158-1167, 2014.

LAURENCE, W. F. Reflections on the tropical deforestation crisis. **Biological Conservation**, v. 91, p.109-117, 1999.

LAURENCE, W.L.; FERREIRA, L.V.; RANKIN-DE-MORENA, J.M.; LAURENCE, S.G. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. **Ecology**, v.79, n. 6, p. 2032-2040, 1998.

LEITÃO, F.H.M.; MARQUES, M.C.M.; CECCON, E. Young restored forests increase seedling recruitment in abandoned pastures in the Southern Atlantic rainforest. **International Journal of Tropical Biology**, v. 58, n .4, p. 1271-1282, 2010.

LENNOX, G.D.; GARDNER, T.A.; THOMSON, J.R.; FERREIRA, J.; BERENGUER, E.; LESS, A.C.; NALLY, R.M.; ARAGÃO, L.E.O.C.; FERRAZ, S.F.B.; LOUZADA, J.; MOURA, N.G.; OLIVEIRA, V.H.F.; PARDINI, R.; SOLAR, R.R.C.; VAZ de MELO, F.Z.; VIEIRA, I.C.G.; BARLOW, J. Second rate or a second chance? Assessing biomass and

biodiversity recovery in regenerating Amazonian forest. **Global Change Biology**, v.24, p. 5680-5694, 2018.

LETCHER, S.G.; CHAZDON R.L. Rapid Recovery of Biomass, Species Richness, and Species Composition in a Forest Chronosequence in Northeastern Costa Rica. **Biotropica**, v. 41, n. 5, p. 608-617, 2009.

LI, Y.; BAO, W.; BONGERS, F.; CHEN, B.; CHEN, G.; GUO, K.; JIANG, M.; LAI, J.; LIN, D.; LIU, C.; LIU, X.; LIU, Y.; MI, X.; TIAN, X.; WANG, X.; XU, W.; YAN, J.; YANG, B.; ZHENG, Y.; MA, K. Drivers of tree carbon storage in subtropical forests. **Science of the Total Environment**, v. 654, p. 684-693, 2019.

LIU, X.; TROGISCH, S.; HE, J.; NIKLAUS, P.A.; BRUELHEIDE, H.; TANG, Z.; ERFMEIER, A.; SCHERER-LORENZEN, M.; PIETSCH, K.A.; YANG, B.; KÜHN, P.; SCHOLTEN, T.; HUANG, Y.; WANG, C.; STAAB, M.; LEPPERT, K.N.; WIRTH, C.; SCHMID, B.; MA, K. Tree species richness increases ecosystem carbon storage in subtropical forests. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 285, p. 20181240, 2018.

LIEBSCH, D.; MARQUES, M.C.M.; GOLDENBERG, R. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. **Biological Conservation**, v.141, p. 1717-1725, 2008.

LOHBECK, M.; POORTER, L.; MARTINEZ-RAMOS, M.; BONGERS, F. Biomass is the main driver of changes in ecosystem process rates during tropical forest succession. **Ecology**, v. 96, n. 5, p. 1242-1252, 2015.

MAGNAGO, L.F.S.; EDWARDS, D.P.; EDWARDS, F.A.; MAGRACH, A.; MARTINS, S.V.; LAURENCE, W.F. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. **Journal of Ecology**, v. 102, p. 475-485, 2014.

MAGNAGO, L.F.S.; MAGRACH, A.; LAURENCE, W.F.; MARTINS, S.V.; MEIRANETO, A.A.; SIMONELLI, M.; EDWARDS, D.P. Would protecting tropical forest fragments provide carbon and biodiversity cobenefits under REDD+? **Global Change Biology**, v. 21, p. 3455-3468, 2015.

MAGNAGO, L.F.S.; MAGRACH, A.; BARLOW, J.; SCHAEFER, C.E.G.R.; LAURENCE, W.F.; MARTINS, S.V.; EDWARDS, D.P. Do fragment size and edge effects predict carbon stocks in trees and lianas in tropical forests? **Functional Ecology**, v. 31, p. 542-552, 2017.

MANSOURIAN, S.; STANTURF, J.A.; DERKY, M.A.A.; ENGEL, V.L. Forest Landscape Restoration: increasing the positive impacts of forest restoration or simply the area under tree cover? **Restoration Ecology**, v. 25, n. 2, p. 178-183, 2017.

MARCILIO-SILVA, V.; PILLAR, V.D.; MARQUES, M.C.M. Functional turnover and community assemblage during tropical forest succession. **Community Ecology**, v.17, n. 1, p. 88-97, 2016.

MARCILIO-SILVA, V.; ZWIENER, V. P.; MARQUES, M.C.M. Metacommunity structure, additive partitioning and environmental drivers of woody plants diversity in the Brazilian Atlantic Forest. **Diversity and distribution**, v. 23, p.1110-1119, 2017.

- MARGALEF, R. **Perspectives in Ecological Theory**. University of Chicago Press, Chicago. 1968. 111p.
- MARQUES, M.C.M.; SWAINE, M.D.; LIEBSCH, D. Diversity distribution and floristic differentiation of the coastal lowland vegetation: implications for the conservation of the Brazilian Atlantic Forest. **Biodiversity Conservation**, v. 20, p.153-168, 2011.
- MARQUES, M.C.M.; ZWIENER, V. P.; RAMOS, F.M.; BORGIO, M.; MARQUES, R. Forest structure and species composition along a successional gradient of Lowland Atlantic Forest in Southern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 14, n.3, 2014.
- MARTIN, P.A.; NEWTON, A.C.; BULLOCK, J.M. Carbon pools recover more quickly than plant biodiversity in tropical secondary forests. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 280, p. 1-8, 2013.
- MARTINS, K.G.; MARQUES, M.C.M.; SANTOS, E.; MARQUES, R. Effects of soil conditions on the diversity of tropical forests across a successional gradient. **Forest Ecology and Management**, v. 349, p. 4-11, 2015.
- MEA - Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Their Services. In: Alcamo, J. et al. **Ecosystems and Human Well-being: a framework for assessment**. Island Press, Washington, DC. 2003. 155p.
- MELO, F.P.L.; PINTO, S.R.R.; BRANCALION, P.H.S.; CASTRO, P.S.; RODRIGUES, R.R.; ARONSON, J.; TABARELLI, M. Priority setting for scaling-up tropical forest restoration projects: Early lessons from the Atlantic Forest Restoration Pact. **Environmental Science & Policy**, v. 33, p. 395-404, 2013.
- METZGER, J.P. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**. v. 142, p. 1138-1140. 2009.
- MMA. **Planaveg**: Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa. Ministério do Meio Ambiente, 2017. 73p.
- MMA. 2019. Ministério do Meio Ambiente. Disponível em:< mma.gov.br >, acessado dia 27 de fevereiro de 2019.
- MORRISON, E.B.; LINDELL, C.A. Active or passive forest restoration? assessing restoration alternatives with avian foraging behavior. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 201, p. 170-177, 2011.
- MORRIS, E.K., CARUSO, T., BUSCOT, F., FISCHER, M., HANCOCK, C., MAIER, T.S., MEINERS, T., MÜLLER, C., OBERMAIER, E., PRATI, D., SOCHER, S.A., SONNEMANN, I., WÄSCHKE, N., WUBET, T., WURST, S., RILLIG, M.C. Choosing and using diversity indices: Insights for ecological applications from the German Biodiversity Exploratories. **Ecology and Evolution**, v. 4, p. 3514-3524, 2014.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; Da FONSECA, G.A.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, n.403, p.853-858, 2000.
- ODUM, E. P. The strategy of ecosystem development. **Science**, v. 164, p. 262-270, 1969.

ODUM, H. T. **Environmental accounting, energy and decision making**. New York: John Wiley & Sons. 1996. 370 p.

OLIVEIRA, M.A.; SANTOS, A.M.M.; TABARELLI, M. Profound impoverishment of the large-tree stand in a hyper-fragmented landscape of the Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 256, p. 1910-1917, 2008.

PACTO PELA RESTAURAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA. 2009. Pacto pela restauração da Mata Atlântica. Disponível em < www.pactomataatlantica.org.br/ >, acessado dia 27 de fevereiro de 2019.

PARDINI, R.; FARIA, D.; ACCACIO, G.M.; LAPS, R.R.; MARIANO-NETO, E.; PACIENCIA, M.L.B.; DIXO, M.; BAUMGARTEN, J. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: A multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1178-1190, 2009.

PAQUETTE, A.; MESSIER, C. The effect of biodiversity on tree productivity: from temperate to boreal forests. **Global Ecology and Biogeography**, v. 20, p. 170-180, 2011.

PERRING, M.P.; STANDISH, R.J.; PRICE, J.N.; CRAIG, M.D.; ERICKSON, T.E.; RUTHROF, K.X.; WHITELEY, A.S.; VALENTINE, E.E.; HOBBS, R.J. Advances in restoration ecology: rising to the challenges of the coming decades. **Ecosphere**, v. 6, n. 8, 2015.

PICKETT, S.T.A.; COLLINS, S.L.; ARMESTO, J.J. Models, mechanisms and pathways of succession. **Botanical Review**, v. 53, p. 335-371, 1987.

POORTER, L.; van der SANDE, M. T.; ARETS, E. J. M. M.; ASCARRUNZ, N.; ENQUIST, B. J.; FINEGAN, B.; LICONA, J.C.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; MAZZEI, L.; MEAVE, J.A.; MUÑOZ, R.; NYTCH, C.J.; OLIVEIRA, A.A.; PÉREZ-GARCÍA, E.A.; PRADO-JUNIOR, J.; RODRÍGUES-VELÁZQUES, J.; RUSCHEL, A.R.; SALGADO-NEGRET, B.; SCHIAVINI, I.; SWENSON, N.G.; TENORIO, E.A.; THOMPSON, J.; TOLEDO, M.; URIATE, M.; van der HOUT, P.; ZIMMERMAN, J. K.; PEÑA-CLAROS, M.. Biodiversity and climate determine the functioning of Neotropical forests. **Global Ecology and Biogeography**, v. 26, p. 1423-1434, 2017.

PÜTZ, S.; GROENEVELD, J.; ALVES, L.F.; METZGER, J.P.; HUTHA, A. Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: A modelling study for Brazilian Atlantic forests. **Ecological Modelling**, v. 222, p. 1986-1997, 2011.

PYLES, M.V.; PRADO-JÚNIOR, J.A.; MAGNAGO, L.F.S.; De PAULA, A.; MEIRA-NETO, J.A.A. Loss of biodiversity and shifts in aboveground biomass drivers in tropical rainforests with different disturbance histories. **Biodiversity and Conservation**, v. 27, p. 3215-3231, 2018.

QIN, X.; SUN, J.; WANG, X. Plant coverage is more sensitive than species diversity in indicating the dynamics of the above-ground biomass along a precipitation gradient on the Tibetan Plateau. **Ecological Indicators**, v. 84, p. 507-514, 2018

RATTIS, L.; DOBROVOLSKI, R.; TALEBI, M.; LOYOLA, R. Geographic range-scale assessment of species conservation status: A framework linking species and landscape features. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, p. 97-104, 2018.

REZENDE, C.L.; SCARANO, F.R.; ASSADD, E.D.; JOLY, C.A.; METZGER, J.P.; STRASSBURG, B.B.N.; TABERELLI, M.; FONSECA, G.A.; MITTERMEIER, R.A. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208-214, 2018.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v.142, p.1141-1153, 2009.

RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza**. Guanabara Koogan, 1996. 470p.

RUIZ-JAEN, M.C.; POTVIN, C. Tree diversity explains variation in ecosystem function in a neotropical forest in Panama. **Biotropica**, v. 42, n. 6, p. 638-646, 2010.

SABATINI, F.M.; ANDRADE, R.B.; PAILLET, Y.; ÓDOR, P. BOUGET, C.; CAMPAGNARO, T.; GOSSELIN, F.; JANSSEN, P.; MATTIOLI, W.; NASCIMBENE, J.; SITZIA, T.; KUEMMERLE, T.; BURRASCANO, S. Trade-offs between carbon stocks and biodiversity in European temperate forests. **Global Change Biology**, p. 1-13, 2018.

SANAEI, A.; ALI, A.; CHAHOUKI, M.A.Z.; JAFARI, M. Plant coverage is a potential ecological indicator for species diversity and aboveground biomass in semi-steppe rangelands. **Ecological Indicators**, v. 93, p. 256-266, 2018.

SANTOS, L.J.C.; OKA-FIORI, C.; CANALI, N.E.; FIORI, A.P.; DA SILVEIRA, C., DA SILVA, J.M.; ROSS, J.L.S. 2006. Mapeamento geomorfológico do Estado do Paraná. **Revista Brasileira de geomorfologia** v.7, n.2, p.3-12, 2006.

SCHITTKO, C.; HAWA, M.; WURST, S. Using a Multi-Trait Approach to Manipulate Plant Functional Diversity in a Biodiversity-Ecosystem Function Experiment. **Plos One**, v. 9, e99065, 2014.

SER - Society for Ecological Restoration International Science e Policy Working Group. **The SER primer in ecological restoration (Version 2)**, 2004. Society for Ecological Restoration International Science e Policy Working Group. The SER primer in ecological restoration (Version 2). Disponível em: <<http://www.ser.org>>. Acesso em: 20/05/2019.

SHIMAMOTO, C. Y.; BOTOSSO, P. C.; MARQUES, M.C.M. How much carbon is sequestered during the restoration of tropical forests? Estimates from tree species in the Brazilian Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 329, p. 1-9, 2014.

SOBANSKI, N.; MARQUES, M.C.M. Effects of soil characteristics and exotic grass cover on the forest restoration of the Atlantic Forest region. **Journal for Nature Conservation**, v. 22, p. 217-222, 2014.

SOS Mata Atlântica, INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período 2012-2013**. Technical Report. 2014. <http://www.sosmatatlantica.org.br>. Acessado dia 26 maio de 2019.

SOS Mata Atlântica, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, período de 2015 a 2016, 2017.**

SPVS. **PLANO DE MANEJO:** Reserva Particular do Patrimônio Natural - Rio Cachoeira e Águas Belas, 2013. Disponível em:< <http://www.iap.pr.gov.br/pagina-1281.html>>, acessado dia 13 de setembro de 2018.

STRASSBURG, B.B.N.; KELLY, A.; BALMFORD, A.; DAVIES, R.G.; GIBBS, H.K.; LOVETT, A.; MILES, L.; ORME, C.D.L.; PRICE, J.; TURNER, R.K.; RODRIGUES, A.S.L. Global congruence of carbon storage and biodiversity in terrestrial ecosystems. **Conservation Letters**, v. 3, p. 98-105, 2010.

TANSLEY, A. G. The Use and Abuse of Vegetational Concepts and Terms. **Ecology**, v. 16, n. 3, p. 284-307, 1935.

TILMAN, D. The resource ratio hypothesis of succession. **American Naturalist**, v. 125, p. 827- 852, 1985.

TILMAN, D. Biodiversity: Population versus ecosystem stability. **Ecology**, v. 77, n. 2, p. 350-363, 1996.

THOMLINSON, J.R.; SERRANO, M.I.; LOPES, T.M.; AIDE, T.M.; ZIMMERMAN, J.K. Land-Use Dynamics in a Post-Agricultural Puerto Rican Landscape (1936-1988). **Biotropica**, v. 28, n. 4a, p. 525-536, 1996.

UNFCCC. Paris Agreement. 2015.

VAN DE PERRE, F.; WILLING, M.R.; PRESLEY, S.J.; ANDEMWANA, F.B.; BEECKMAN, H.; BOECKX, P.; COOLEMAN, S.; HAAN, M.; KESEL, A.; DESSEIN, S.; GROOTAER, P.; HUYGENS, D.; JANSSENS, S.B.; KEARSLEY, E.; HABEYA, P.M.; LOPONCE, M.; VAN DER BROECK, D.; VERBEECK, H.; WÜRSTEN, B.; LEIRS, H.; VERHEYEN, E. Reconciling biodiversity and carbon stock conservation in an Afrotropical forest landscape. **Science Advances** 4:eaar6603, 2018.

VALIENTE-BANUET, A.; AIZEN, M.A.; ALCÁNTARA, J.M.; ARROYO, J.; COCUCCI, A.; GALETTI, M.; GARCÍA, M.B.; GARCÍA, D.; GÓMEZ, J.M.; JORDANO, P.; MEDEL, R.; NAVARRO, L.; OBESO, J.R.; OVIEDO, R.; RAMÍREZ, N.; REY, P.J.; TRAVESET, A.; VERDÚ, M.; ZAMORA, R. Beyond species loss: the extinction of ecological interactions in a changing world. **Functional Ecology**, v. 29, n3, p. 299-307, 2015

VAN DER SANDE, M. T.; PEÑA-CLAROS, M.; ASCARRUNZ, N.; ARETS, E. J. M.; LICONA, J. C.; TOLEDO, M.; POORTER, L. Abiotic and biotic drivers of biomass change in a Neotropical forest. **Journal of Ecology**, v. 105, p. 1223-1234, 2017.

VIANA, I.R.; PREVEDELLO, J.A.; ZOCHEA, J.J. Effects of landscape composition on the occurrence of a widespread invasive bird species in the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, p. 36-41, 2017.

VILLELA, D.M.; MATTOS, E.A.; PINTO, A.S.; VIEIRA, S.A.; MARTINELLI, L.A. Carbon and nitrogen stock and fluxes in coastal Atlantic Forest of southeast Brazil: potential impacts of climate change on biogeochemical functioning. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, n.3, p.633-642, 2012.

YANG, Y.; DOU, Y.; CHENG, H.; AN, S. Plant functional diversity drives carbon storage following vegetation restoration in Loess Plateau, China. **Journal of Environmental Management**, v. 246, p. 668-678, 2019.

WERNECK, M.S.; SOBRAL, M.E.G.; ROCHA, C.T.V.; LANDAU, E.C.; STEHMANN, J.R. Distribution and endemism of angiosperms in the Atlantic Forest. **Natureza e Conservação**, v.9, p.188-193, 2011.

WHITTAKER, R. H.; NIERING, W. A. Vegetation of the Santa Catalina Mountains, Arizona. V. Biomass, production, and diversity along the elevation gradient. **Ecology**, v. 56, p. 771-790, 1975.

WRIGHT, S. J. Tropical forests in a changing environment. **Trends in Ecology Evolution**, v. 20, p. 553-560, 2005.

ZWIENER, V.P.; CARDOSO, F.C.G; PADIAL, A.A.; MARQUES, M.C.M.; Disentangling the effects of facilitation on restoration of the Atlantic Forest. **Basic and Applied Ecology**, v. 15, p.34-41, 2014.

2. CAPÍTULO 1*

Forte controle temporal no estoque de carbono na restauração da Floresta Tropical

* Capítulo submetido para a revista *Applied Vegetation Science*.

Research Article

Strong temporal control on the stock of carbon in tropical forest restoration

Stock and dynamic carbon on Tropical Forest

Abstract

Questions: Carbon dynamics in tropical forests is influenced by a variety of biotic and abiotic factors that act over temporal and spatial scales. At the local scale, carbon stock and dynamics can be determined by the environment and ecosystem diversity. Also, during forest restoration, which is a temporal process, it is expected that those factors that influence carbon also change over time. Here we examine how carbon stock and dynamics are influenced by age, environment and functional diversity during forest restoration. Using the relative effects of the different drivers of carbon dynamics, we attempt to discern the mechanisms (mass effect or niche complementarity) that explain those processes.

Location: We carried out this study in tropical forest of different ages in the process of restoration by natural regeneration in southern Brazil.

Methods: We measure environmental characteristics (soil and canopy openness), estimate functional diversity and aboveground carbon and dynamics over time. Using structural equation models, we examine univariate and multivariate predictors of carbon stock and dynamics.

Results: We found that age turned out to be the strongest of all effects on carbon stock and environmental filters appeared to be mostly consequences of canopy openness. Additionally, functional diversity had little effect on carbon dynamics and stocks. Our results suggest that temporal influences on tropical forest carbon dynamics overlap and outweigh effects due to environmental limits and mechanisms mediated by diversity (mass effects, niche complementarity).

Conclusions: The natural regeneration can be an effective strategy for restoring carbon sequestration and the manipulation of restoration with the goals of obtaining better results may not bring additional advantage in terms of carbon sequestration.

Key-words: Atlantic Forest, ecological succession, ecosystem function and services, functional diversity, global warming, mitigation, natural regeneration, structural equation model

Author List:

Elivane Salete Capellesso (Corresponding author, elivanesc@gmail.com)¹

<https://orcid.org/0000-0002-2474-9994>

Anamaria Cequinel (anamcequinel@gmail.com)¹

<https://orcid.org/0000-0001-5542-7317>

Renato Marques (rmarques1961@gmail.com)²

<https://orcid.org/0000-0003-3011-6672>

Marcia C. M. Marques (marciaguanandi@gmail.com)¹

¹ Laboratório de Ecologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal do Paraná, Caixa Postal 19031, 81531-980 Curitiba, PR, Brazil

² Departamento de Solos e Engenharia Agrícola, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brazil

2.1 Introduction

Large quantities CO₂ have been added to the atmosphere, thereby contributing to global warming, due to human activities during the past few decades (IPCC, 2018). Tropical forests play an important role in removing a significant quantity of CO₂ from the atmosphere as part of the global carbon cycle (Pan et al. 2011), especially during forest regrowth during restoration (Chazdon et al. 2016). As a consequence, converting deforested areas back into forest through restoration is suggested to be the best, large-scale alternative for mitigating the effects of global warming (Turnhout et al. 2017). Understanding how restoring forests fulfill the carbon storage is essential for planning global warming mitigation efficiently and at viable scales.

The carbon cycle (carbon flux and carbon stocks in the environment) is spatially structured and several global patterns have been described (Poorter et al. 2017). At the large scale, the most important environmental filter is the climate (Aleixo et al. 2019; Fauset et al. 2019). Locally or regionally, on the other hand, soil characteristics (Alves et al. 2010; Xu et al. 2018), altitude (Alves et al. 2010; Vieira et al. 2011; Xu et al. 2018) and canopy complexity are important influences (Xu et al. 2018), for altering photosynthesis. For example, fertility and soil characteristics positively influence the carbon stock as well as the canopy density in tropical forest (Xu et al. 2018). Other associated factors that alter resource availability and local conditions can become important influences of carbon dynamics, such as anthropic disturbance (Becknell & Powers 2014; Ferreira et al. 2018). All these important factors typically vary spatially, yet how they interact to influence the carbon cycle is still poorly understood.

Time, in addition to space, exerts its own influence on carbon stocks in tropical forests, such as with growth, recruitment and death of plants (Poorter et al. 2017). Especially in forest regeneration after disturbances, carbon stocks tend to increase in ecosystems over time (Becknell & Powers 2014; Lohbeck, Poorter, Martinez-Ramos & Bongers, 2015; Chazdon et al. 2016). However, there is still little knowledge about the ways in which the actual dynamics (i.e. medium term demography)

interacts with forest age and with the environment, affecting carbon stock and dynamics. For this, medium to long term studies are required, which is rare in the literature.

Plant species comprising forest ecosystems have different functions that uniquely affect carbon assimilation and conversion from the atmosphere to biomass (Gurevitch, Scheiner & Fox, 2002). Different metrics have been used to measure functions of species that may interact to influence one or more ecosystem functions (Cardinale et al. 2007; Ricotta & Moretti 2011). Firstly, the taxonomic diversity may be a good measure of specific variation and tends to have a positive effect on aboveground carbon stocks (Poorter et al. 2017; van der Sande et al. 2017). Additionally, the functional diversity metrics such as functional richness, functional divergence (Laliberté & Legendre, 2010) and the community weighted mean (Garnier et al. 2004) are good predictors of aboveground carbon stocks (Lohbeck et al. 2015; Poorter et al. 2017; van der Sande et al. 2018). While a diversity of functions tends to have a positive influence on carbon dynamics (Mensah, Toit & Seifert, 2018), the community weighted mean (CWM) of a specific trait presents negative or positive linear relation with the carbon stock, depending on the considered trait (Mensah, Veldtman, Assogbadjo, Kakai, & Seifert, 2016; Poorter et al. 2017). Thus, it is fundamental to include different measures of diversity in combination with spatial and temporal differences to understand carbon dynamics in an ecosystem.

The relationship between diversity and carbon stocks has been explained by two mechanisms: niche complementarity and mass ratios (Grime, 1998; Cardinale et al. 2007). Niche complementarity occurs when a group of plant functional attributes is diverse, and which together favors the capture of limiting resources over that which would occur by each individual species alone (van der Sande et al. 2017). Thus, as functional diversity increases so does ecosystem function efficiency (Tilman et al. 1997). Mass ratios are measures of how attributes of species along with their abundances work together to influence nutrient flux in an ecosystem (Grime, 1998). As the more productive species tend to dominate the biomass of an ecosystem (Cardinale et al. 2007), it is possible to predict their also larger effect on ecosystem functions, such as photosynthesis and carbon capture (and, hence,

carbon stocks). These two are not mutually exclusive mechanisms and so they may often work in conjunction and during different successional stages (Lohbeck et al. 2015).

Here, we examine how aboveground carbon stocks and dynamics vary over time in tropical forests during restoration, in southern Brazil. Over a six-year period in forest parcels of different ages (from 7 to 85 years) we tested which factors influenced carbon stocks and dynamics. We tested the effects of forest age, abiotic (canopy openness, chemical and physical soil characteristics) and biotic drivers (species richness, functional diversity) on carbon stocks and dynamics. We predicted that forest age and environmental filters, along with taxonomic and functional diversity, will have direct and indirect effects on carbon stocks and dynamics. We expect the forest age directly and positively influence aboveground carbon stock and negatively the carbon dynamics.

2.2 Material and Methods

2.2.1 Study area:

We carried out this study in two protected areas, the Guaricica Nature Reserve (25°19'S, 45°42'W, 8600 ha) and the Reserva das Águas Nature Reserve (25°21'S, 48°46'W, 3300 ha) in the municipality of Antonina in the state of Paraná, southern Brazil (Appendix S1). These areas comprise Atlantic Tropical Forest vegetation where 68% of the forests are preserved (Kauano, Torezan, Cardoso & Marques, 2012), within one of the most important, continuous parts of the remaining Brazilian Atlantic Forest. Climate in the region, following Köppen, is Cfa, with average annual rainfall of 2218 mm and average temperature of 21°C (Ferretti & Britez 2006).

These reserves were established between 1995 and 2000 with the goal of conserving forest fragments and restoring more than 1500 ha of Atlantic Forest that had previously been used for about 50 years as pasture for cattle, after which it was abandoned (Ferretti & Britez 2006). The areas being restored at the beginning were dominated by exotic grasses (*Urochloa* cf. *humidicola* and *U. arrecta*, Sobanski & Marques 2014), but which were always near (often < 200 m) forest fragments. During restoration, several strategies were used, including active (replanting) and passive (natural

regeneration). In this study we focus on areas that were naturally being restored, and which have a variety of ages since restoration began, and as such, have different forest types (Martins, Marques, Santos & Marques 2015).

2.2.2 Sampling strategy

This study is part of a long-term study of a chronosequence of forests growing in areas previously used for pasture for buffalos established in 2010 (Cequinel, Capellesso, Marcilio-Silva, Cardoso & Marques, 2018). We selected areas using four, non-overlapping, age-since-abandoned classes as follows: 7 – 17 years (Age class 1), 20-30 years (Age class 2), 35-55 years (Age class 3) and > 80 years (Age class 4). In all areas the second growth forest was established after the buffalos have been removed, and no additional intense selective logging was observed. The successional areas are distributed throughout the reserves according the previous land use of the region. In each class, we established 10 circular plots (14 m radius), except in the oldest plots with five plots, for a grand total of 2.2 ha and 35 plots (Appendix S1). Soil comprised two main types: Cambisols, with good drainage, and Gleysols, with poorer drainage.

2.2.3 Soil and canopy characterizations

Soil was collected in three, equidistant, points in each plot at 0 – 20 cm depth. Samples were dried and sifted (through 2 mm mesh size) for chemical and physical analyses following EMBRAPA (1979). Acidity was estimated using pH_{CaCl₂}. Exchangeable ions (Al^{3+} , Ca^{2+} and Mg^{2+}) were measured with a 1 mol L⁻¹ KCl solution. P and K were extracted with Mehlich solution 1 and the micronutrients Cu, Fe, Mn and Zn were extracted with 0.1 mol L⁻¹ HCl. Exchangeable cations and micronutrients were measured in an Atomic Absorption Spectrophotometer, P was measured by colorimetry and K by flame emission. Physical variables (clay, silt, sand) were measured by the Bouyoucos hydrometer method. Canopy openness was measured using a densiometer (Lemmon,

1956) in the four cardinal compass directions, after which the mean of the four scores was used to define canopy cover for each plot.

2.2.4 Vegetation sampling

All woody plants with ≥ 5 cm DBH were identified and measured (DBH, height) in all plots. The first sample was in 2010 (Cardoso, 2014) and the second in 2016 (this study), thereby having a measure of growth, recruitment and mortality over six years.

2.2.5 Functional attributes

We collect functional attributes of species that comprised $> 65\%$ of the total species richness in each age. Leaf attributes were measured in up to 10 individual plants from which five leaves were collected. Specific leaf area (SLA) and leaf dry mass concentration (LDMC) were estimated following Pérez-Harguindeguy et al. (2013). Mean values were calculated for each individual plant from which mean values were calculated per species, for each age. For each species the maximum height and the maximum DBH were used to calculate the ratio height:DBH ($H:D_{\text{ratio}}$). SLA (m^2/kg) is often used in similar studies (Becknell & Power 2014; Poorter et al. 2017) and is associated with the light capture. LDMC (g/g) is correlated with leaf resistance (Pérez-Harguindeguy et al. 2013), inversely correlated with growth rates and positively correlated with conservation of resources (Albert et al. 2010), and consequently is a good predictor of aboveground productivity (Smart et al. 2017).

2.2.6 Taxonomic and functional diversity metrics

Species richness in 2016 was used as a measure of taxonomic diversity. We calculated two measures of functional diversity of each plot: Rao's quadratic entropy (RaoQ) and the community weighted means (CWM, Ricotta & Moretti 2011). RaoQ is a measure of divergence by the average functional distance between two individuals (Mouchet, Villéger, Mason & Mouillot, 2010). CWM is

the average values weighted by the relative abundance of each species (Garnier et al. 2004). These two metrics were chosen as good indicators of two mechanisms of integration between ecosystem diversity and function: CWM indicates the effects of mass (van der Sande et al. 2017) while RaoQ measures niche complementarity (Ricotta & Moretti 2011). RaoQ and CWM were calculated using the package FD (Laliberté, Legendre & Shipley, 2014) in R (R Core Team, 2018). Despite phylogeneny potentially affects aboveground biomass (Sardichanh et al. 2018) our carbon data are not structured phylogenetically (phylogenetic signal analyzed by Mantel test $r = -0.03$, $p = 0.70$) and we did not consider the phylogenetic diversity in the study.

2.2.7 Carbon estimates

We estimated aboveground carbon (stock, carbon increase by growth, increase by recruitment, and carbon loss by mortality). Stock was calculated using aboveground biomass (AGB) following Chave et al. (2005) for tropical humid forests:

$$AGB = (p \times esp - 1.239 + 1.980 * \ln(D) + 0.207 * (\ln(D))^2 - 0.0281(\ln(D))^3)$$

where p is wood density and D is DBH. Wood density was obtained from Global Woody Density database (Zanne et al. 2009) and when species were unavailable in the database we used the average measurement for the genus or family. Aboveground carbon was then assumed to be 50% of the estimated aboveground biomass (Brown et al. 1995).

The carbon increase by growth was calculated as the difference between individuals at the two sampling periods (2010-2016). The carbon increase by recruitment was calculated as that contributed by the new live individuals found in 2016 that were not found in 2010. Carbon loss by mortality was calculated as the biomass of the individuals lost (died) between 2010 and 2016. From these data the annual rates of increment, recruitment and loss of carbon above the ground were calculated.

2.2.8 Data analysis

Principal component analysis (PCA) was applied to the physical and chemical soil variables to reduce variable complexity and extract the first axis for use in subsequent analyses. All analyzes were tested and when they did not present normality, they were log-transformed (canopy openness, CWM_{LDMC} , and carbon stock, recruitment and loss). Analyses were carried out using the package *vegan* (Oksanen et al. 2018), in R (R Core Team, 2018).

2.2.8.1 Structural equation models (SEM)

In order to verify the effects of the predictor variables on the response variables, we used the structural equation modeling with the confirmatory factor analysis approach (SEM-CFI; Lohbeck et al. 2015; van der Sande et al. 2017). The conceptual model tested how age of restoration (as categorical variable 1, 2, 3 and 4, respectively to Age 1, Age 2, Age 3 and Age 4) was associated (direct and indirect effects) with changes in the canopy and soil characteristics, taxonomic (species richness) and functional diversity ($RaoQ$, CWM_{SLA} , $CWM_{H:D}$ and CWM_{LDMC}), and carbon stock and dynamics. In addition, we used the model to test the direct and indirect effects of environmental characteristics on functional and taxonomic diversity and on carbon stock. Finally, we evaluate how taxonomic and functional diversity influences carbon stock and dynamics (Figure 1). All the relationships shown in the conceptual model were tested. The model was composed of 35 samples and seven predictors, corresponding to an adequate sample size (5 for each predictor) for SEM analysis (Eisenhauer, Bowker, James & Powell, 2015). We measured the strength of the relationships based on the standardized estimate (std) and the comparative fit index (CFI, Hair Jr., Hult, Ringle & Sarstedt, 2014, Fan et al. 2016). Given that plots are randomly distributed (Appendix S1) and only some variables have been consistently spatially structured (< 20%, see Appendix S2), we considered the complete model and discuss possible limitations, when appropriate (see discussion). Models were calculated using the packages “*sem*” (Rosseel, 2018) and “*vegan*” in R (R Core Team, 2018). We established $\alpha = 0.05$ for statistical significance.

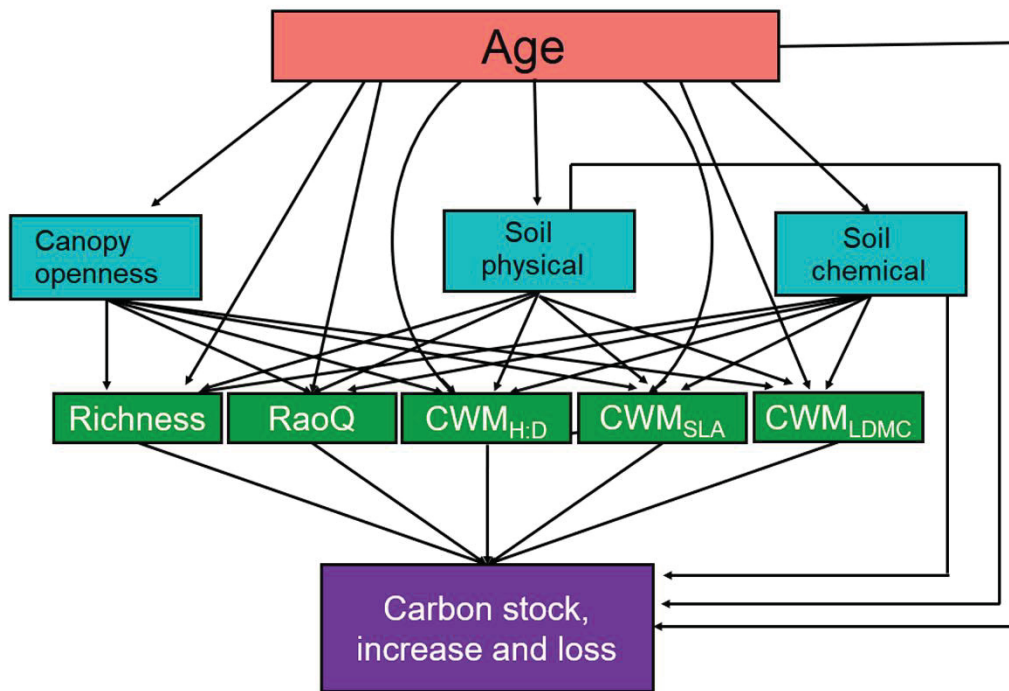


Fig. 1- Conceptual model of the effects of age on forest restoration, including several environmental variables along with diversity, on aboveground carbon stocks and dynamics. Arrows indicate the direction of the predicted relationships

2.3 Results

2.3.1 Abiotic filters, diversity and carbon stock

In general, the environmental parameters evaluated changed little during the restoration. There was a decrease in canopy opening from younger to more advanced restoration forests, but the physical and chemical filter of the soil had little variation between forests of different ages (Appendix S3). The principal component analysis (PCA) of the physical soil attributes shows the axis 1 and 2 explained 100% of variation of plot distribution (Figure 2a); the axis 1 (67.3% of variation) represent a gradient from more impermeable (clay and silt rich) soils to more porous (sandy) soils. The PCA of the chemical soil attributes (Figure 2b) shows the axis 1 and 2 explained 50% of the variation; the axis 1 (31% of variation) represents a gradient from more (rich in Al) to less (all other analyzed elements) limiting soils.

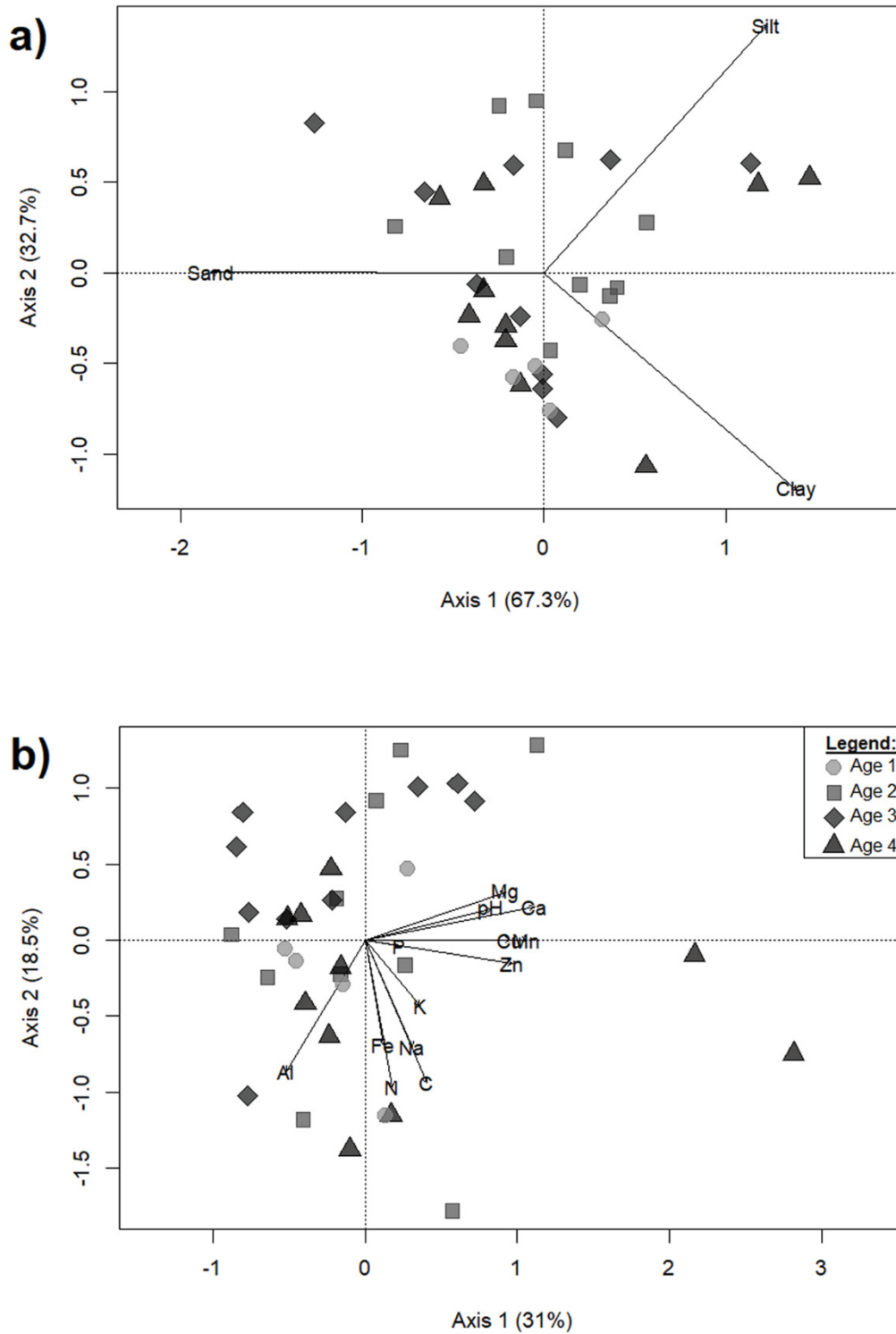


Fig. 2 Principal component analysis of a) physical soil attributes, and b) chemical soil attributes, in plots with different age classes.

The species richness and functional diversity measured by RaoQ increased along the gradient, with the forests Age 3 and Age 4 presenting the highest values (Appendix S4). The community weighted averages (CWM) ranged along the age gradient: CWM_{SLA} and $CWM_{H:D}$ increased with age, while CWM_{LDMC} decreased (Appendix S4).

2.3.2 Structural equation models (SEM)

The conceptual model was important to describe the carbon stock and dynamics in the restoration community. Aboveground carbon stock was strongly and positively associated with forest age and negatively with CWM_{LDMC} and soil chemical attributes (Figure 3a; Appendix S5). Carbon stock was more than six times greater in older forests than the youngest restoration forests (Figure 4a). Aboveground carbon increased by growth was directly influenced by $CWM_{H:D}$ and CWM_{LDMC} (Figure 3b, Appendix S5). Carbon stock increased by growth was higher in forests at intermediate ages, declining at more advanced ages (Figure 4b).

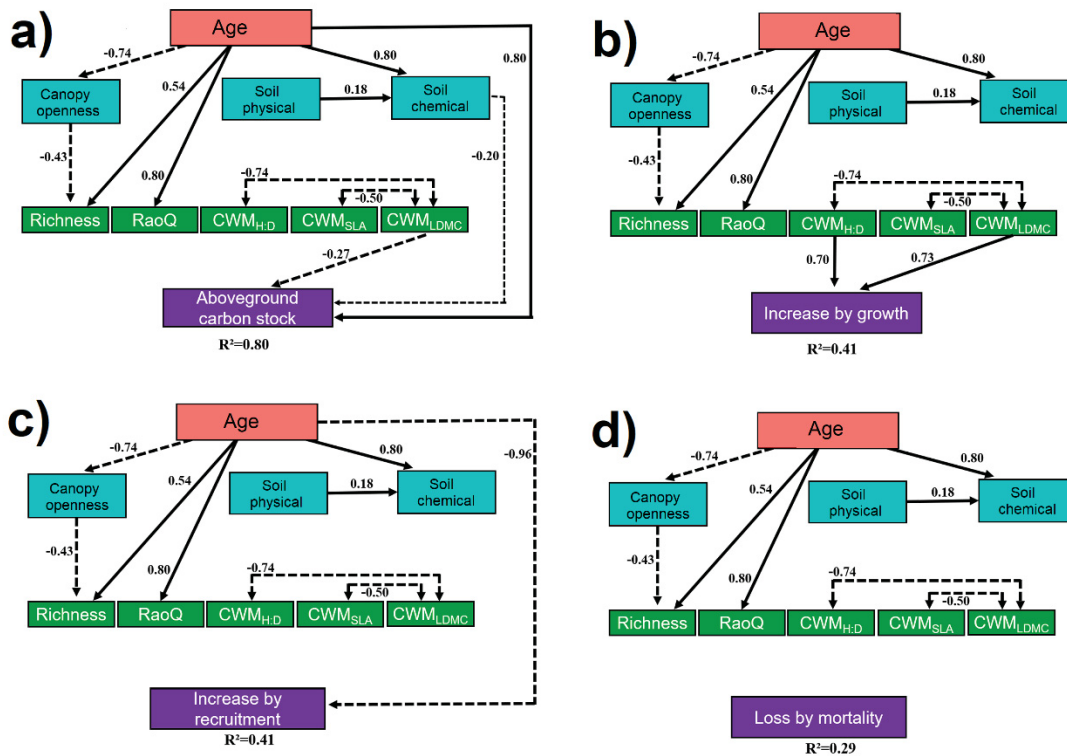


Fig. 3 Structural equation models of the effects of age on forest restoration, environmental filters (canopy openness, chemical and physical soil characteristics) and diversity (species richness, Rao's quadratic entropy, community-weighted means – CWM – of the height-diameter ratio, CWM_{H:D}, specific leaf area CWM_{SLA} and leaf dry-mass concentration, CWM_{LDMC}) on aboveground carbon stock and dynamics A) Aboveground carbon stock, B) carbon increase through growth, C) carbon increase through recruitment, D) carbon loss through mortality. Arrows indicate the direction of the relationships based on standardized coefficients (Table S2) Solid arrow lines indicate positive relationships and dashed arrow lines indicate inverse relationships Values beside each line are the standardized coefficients R² indicates the percent of the relationship explained by the model.

Aboveground carbon increased by recruitment was strongly and negatively affected by forest age (Figure 3c); the youngest forest had three times more carbon than the oldest one (Figure 4c). Finally, the SEM did not show any direct or indirect effect of predictor variables on carbon loss by mortality (Figure 3d); the carbon loss in the oldest forest was higher than the o other forest ages

(Figure 4d). Other direct and indirect effects were also observed among forest age, environmental variables (soil and canopy openness), and diversity metrics, but no one affected carbon stock and dynamics (Figure 3; Appendixes S5 and S6).

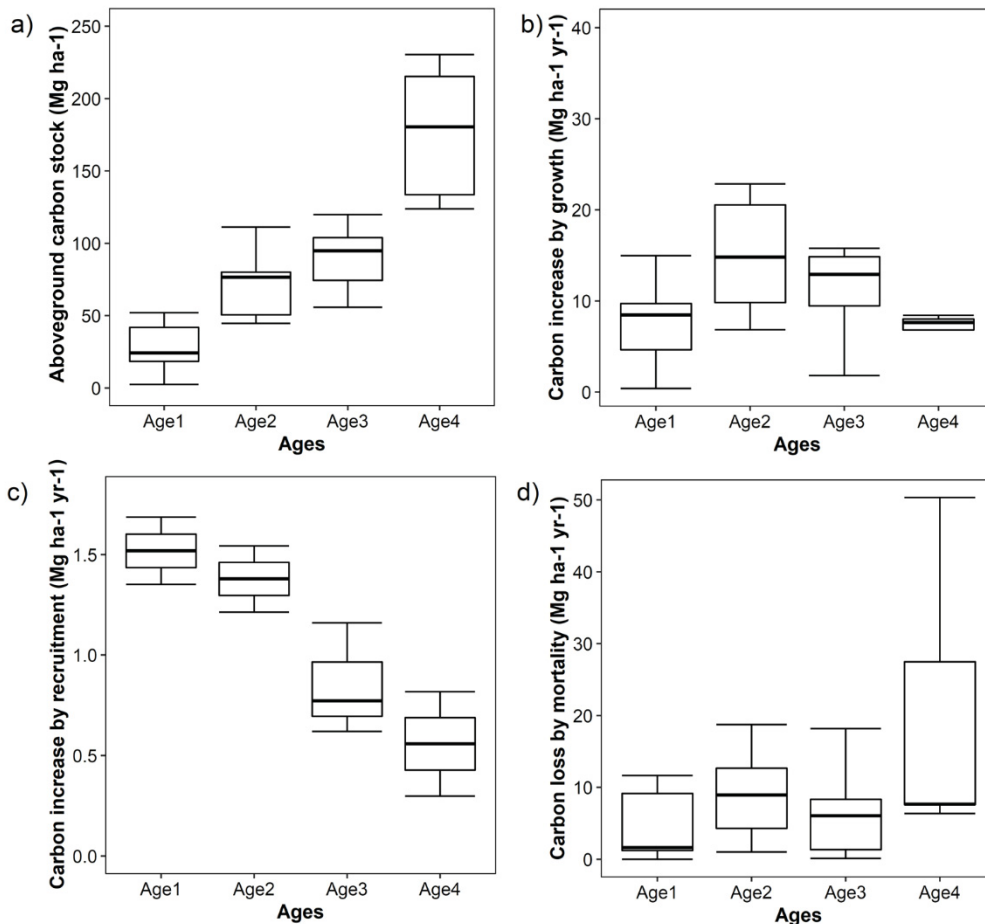


Fig. 4 Comparisons by forest age since abandonment of different measures of aboveground carbon Aboveground carbon stock and dynamics in different compartments of forest restoration A) Aboveground carbon stock, B) increase in carbon through growth, C) increase in carbon through recruitment, D) loss of carbon through mortality.

2.4 Discussion

Time has a very strong influence on aboveground carbon stock and dynamics, mainly for the aboveground stock and increase by recruitment, and is much stronger than the effects of environmental filters. We found that functional diversity had a much smaller or negligible effect on

carbon dynamics when controlling for time. Our results suggest that the simple passage of time since abandonment overlaps and overshadows environmental limits and other mechanisms that influence carbon dynamics (i.e., niche complementarity, mass effects).

2.4.1 Time (Age) is the most important driver for carbon dynamics and stocks

As expected, the aboveground carbon stock increased with the age of the forest under restoration, which is a recurrent pattern in tropical forests (Beckenell & Powers 2014; Shimamoto, Padial, Rosa & Marques, 2018). Also, older trees contribute more to the accumulation of carbon because trees in more advanced stages of restoration tend to have much greater wood density (Plourde, Boukili & Chazdon, 2014).

We predicted that, in regenerating forest, the carbon increase by growth would have declined with age, as found elsewhere in tropical forests (Becknell & Powers 2014; Shimamoto, Botosso & Marques, 2014; Boukili & Chazdon 2017). However, especially in the time between the first two treatments, carbon increased, followed by a decrease until the older plots were similar to the youngest plots. There are three non-exclusive explanations for this result: 1) the older and larger trees become less efficient at capturing carbon (Shimamoto et al. 2014), decreasing the carbon in old growth forests; 2) the carbon increase in the intermediated forests is affected by tree density at the plot level (mean density of 60.7, 102.6, 76.5, and 94.4, respectively at ages 1, 2, 3, and 4); 3) the youngest forest may have sequestered less carbon because they were closer to the initial conditions of when the area was still pasture and in initial stages of restoration (Cheung, Liebsch & Marques, 2010). At the same time, the rate of carbon increase by recruitment declined with age, which may be due to an increase in competition for limited resources among larger trees, in addition to the difficulty of young plants recruiting in the understory of older forests (Goldberg, 1990; Cequinel et al. 2018). Carbon loss by mortality was not influenced by forest age or other considered variables, as observed by van der Sande et al. (2017) in neotropical forest, indicating that this stage of the carbon dynamics has an independent control of the others.

2.4.2 Secondary role of environmental filters on carbon stocks and dynamics

The physical and chemical environment changes to varying degrees with forest restoration over time (Guariguata & Ostertag 2001; Martínez-Ramos et al. 2018) which thereby alters conditions for growth and survival of recruits. Thus, it is to be expected physical and chemical characteristics of the forest, together influence carbon flux (van der Sande et al. 2018). However, we found very small effect of these variables when analyzed together with forest age (Appendix S3). Soil differences were small and inconsistent with respect to age. Together (as principal components) chemical attributes of the soil had effect on aboveground carbon. Although these results are for regenerating forests, our results are in contrast with previous studies that found direct and indirect effects of the environment and diversity on aboveground carbon dynamics, which were studies in older forests (Poorter et al. 2017; van der Sande et al. 2017; van der Sande et al. 2018). However, when age since abandonment was included in the analyses, we found that age had a much larger effect than all other variables on aboveground carbon dynamics, often completely overshadowing the effects of the environmental variables. Thus, future studies should include and recognize the importance of time scale, and control for time in the analyses.

2.4.3 Diversity and control mechanisms

Our structural models found no relationship between species richness and all measures of carbon. This may be because the relationships with age were so strong (Figure 5) or a possible spatial control of species richness (Appendix S2). While others have found that species richness and carbon stocks and dynamics are positively related (Fotis et al. 2018), when analyzed together with environmental variables and age, species richness loses its importance as a predictor of carbon. This may simply be the patterns associated with tropical secondary forests and, therefore, forests undergoing regeneration (Becknell & Powers 2014; van der Sande et al. 2017).

Functional diversity as measured by community-weighted means (CWM) had little effect on aboveground carbon dynamics. Direct effects of $CWM_{H:D}$ on carbon increase due to growth are expected, because the proportional investment in height permits greater light-capturing capacity and larger plants are more efficient at resource acquisition (Poorter et al. 2017; Fotis et al. 2018). Also, effects of CWM_{LDMC} on aboveground carbon stock and increase through growth can be explained by the strong relationship between leaf abundance and aboveground productivity (Smart et al. 2017). We found that CWM_{SLA} was independent of all carbon variables and thus was unimportant in carbon dynamics, in contrast to studies that found relationships (Becknell & Powers 2014; Lohbeck et al. 2015). These effects suggest that some species are more important in ecosystems undergoing restoration as a guarantee of fixing carbon during growth that is then incorporated in the soil with their deaths.

Diversity as measured by RaoQ (related to niche complementarity, Ricotta & Moretti 2011) was unimportant to explain carbon dynamics in our structural models. Perhaps the functional attributes used in our analysis were not ideal for capturing those attributes that best explain resource allocation in this tropical forest (Petchey & Gaston 2006), even though these were found important in other studies of tropical forests (Becknell & Powers 2014; Lohbeck et al. 2015; Poorter et al. 2017).

2.5 Conclusions

The growing threat of global climate change for sustainability forces us to recognize that we must study ecological restoration as a means to sequester the carbon that is increasing in the atmosphere, thereby mitigating the greenhouse effect (Turnhout et al. 2017). In this spirit, large-scale studies, that provide a global vision of the carbon cycle, as well as regional studies, that provide more refined, detailed results, are extremely relevant and important (Becknell & Powers 2014; van der Sande et al. 2017). We focused on a tropical forest in the process of restoration and which permitted deeper understanding of factors that influence, and that are relatively unimportant, for carbon dynamics. We found a very strong temporal component to carbon flux and little to no control of

carbon due to local chemical and physical soil characteristics as well as species diversity. From a practical perspective, this suggests that manipulation of the restoration process with the goals of obtaining better results in terms of ecosystem functions and carbon sequestration may not be the most efficient course of action. Instead, it may be more important to simply allow forests to recover through the stages of succession because we found that age since abandonment was the best predictor of carbon dynamics and aboveground carbon stocks increased with age. Thus, future studies should include age in their analyses to determine how best to use the information of forest dynamics to remove carbon from the atmosphere through forest growth.

Acknowledgements

We thank the *Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental* (Society for Wildlife Research and Environmental Education, SPVS) for the permission to carry out this research at their reserves as well as help with data collection. We also thank the *Fundação Grupo Boticário* for the financial support (FGB 0801_20082, FGB A2012009) and *Sociedade Chauá* for administrative support. The *Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior* (CAPES) provided fellowships for ESC and AC; the *Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico* (CNPq) provided grants (303897/2016-3, 401613/2016-3, 475127/2008-0).

Author Contribution Statement

Conceived of the ideas for the study – E.S.C, M.C.M.M.

Data collected and analyzed – E.S.C., A.C.

Wrote the manuscript – E.S.C, M.C.M.M.

Discussion and details of the final manuscript – E.S.C, A.C., R.M., M.C.M.M

Availability data: Data is available on <http://dx.doi.org/10.5380/bdc/34>

Conflict of interest: None of the authors presents a conflict of interest

References

- Albert, CH, Thuiller, W, Yoccoz, NG, Douzet, R; Aubert, S & Lavorel, S (2010). A multi-trait approach reveals the structure and the relative importance of intra- vs interspecific variability in plant traits. *Functional Ecology*, 24(6), 1192-1201 <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2010.01727.x>
- Aleixo, I, Norris, D, Hemerick, L, Barbosa, A, Prata, E., Costa, F, Poorter, L. (2019). Amazonian rainforest tree mortality driven by climate and functional traits. *Nature Climate Change*, 9(5). <https://doi.org/10.1038/s41558-019-0458-0>
- Alves, LF, Vieira, SA, Scaranello, MA, Camargo, PB, Santos, FAM, Joly, CA & Martinelli, LA (2010) Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil) *Forest Ecology and Management*, 260, 679-691. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.05.023>
- Becknell, JM & Powers, JS (2014). Stand age and soils as drivers of plant functional traits and aboveground biomass in secondary tropical dry forest *Canadian Journal of Forest Research*, 44(6), 604-613 <https://doi.org/10.1139/cjfr-2013-0331>
- Boukili, VK & Chazdon, RL (2017) Environmental filtering, local site factors and landscape context drive changes in functional trait composition during tropical forest succession *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 24, 37-47 <https://doi.org/10.1016/j.jppees.2016.11.003>
- Brown, IF, Martinelli, LA, Wayt, TW, Moreira, MZ, Cid Ferreira, CA & Victoria, RL (1995) Uncertainty in the biomass of Amazonian forest: an example from Rondônia, Brazil *Forest Ecology Management*, 75, 175-189 [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(94\)03512-U](https://doi.org/10.1016/0378-1127(94)03512-U)
- Cardinale, BJ, Wright, JP, Cadotte, MW, Carroll, IT, Hector, A, Srivastava, DS ... & Weis, JJ (2007) Impacts of plant diversity on biomass production increase through time because of

species complementarity *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104(46), 18123-18128 <https://doi.org/10.1073/pnas.0709069104>

Cardoso, FCG (2014) *A estruturação de comunidades vegetais em áreas sucessionais da Floresta Atlântica em diferentes tipos de solo* Tese (Doutorado em Ecologia and Conservação) Universidade Federal do Paraná, Paraná 149p

Cequinel, A, Capellesso, ES, Marcilio-Silva, V, Cardoso, FCG, Marques, MCM (2018).

Determinism in tree turnover during the succession of a tropical forest *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 34, 120-128 <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2018.08.007>

Chave, J, Andalo, C, Brown, S, Cairns, MA, Chambers, JQ, Eamus, D ... & Yamakura, T (2005).

Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests *Oecologia*, 145, 87-99 <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0100-x>

Chazdon, RL, Broadbent, EN, Rozendaal, DMA, Bongers, F, Zambrano, AMA, Aide, M ... &

Poorter, L (2016). Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics *Science Advances*, 2(5), e1501639 DOI: 10.1126/sciadv.1501639

Cheung, KC, Liebsch, D & Marques, MCM (2010) Forest Recovery in Newly Abandoned Pastures

in Southern Brazil: Implications for the Atlantic Rain Forest Resilience *Natureza & Conservação*, 8(1), 66-70 doi: 10.4322/natcon00801010

Embrapa. *Manual de métodos de análise de solo* Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

Centro Nacional de Pesquisa de Solos Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos Rio de Janeiro, 1979

Eisenhauer, N, Bowker, MA, James, G, Powell, JR (2015). From patterns to causal understanding:

Structural equation modeling (SEM) in soil ecology. *Pedobiologia*, 58, 65–72

<https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2015.03.002>

Fan, Y., Chen, J., Shirkey, G., John, R., Wu, SR., Park, H. & Shao, C. (2016). Applications of

structural equation modeling (SEM) in ecological studies: an updated review *Ecological processes*, 5, 19 <https://doi.org/10.1186/s13717-016-0063-3>

- Fauset, S, Gloor, M, Fyllas, NM, Phillips, OL, Asner, GP, ..., Malhi, Y. (2019). Individual-Based Modeling of Amazon Forests Suggests That Climate Controls Productivity While Traits Control Demography. *Frontiers in Earth Science*, 7. doi: 10.3389/feart.2019.00083
- Ferreira, J., Lennox, GD, Gardner, TA, Thomson, JR, Berenguer, E., Less, AC ... & Barlow, J. (2018). Carbon-focused conservation may fail to protect the most biodiverse tropical forests *Nature Climate Change*, 8, 744-749 <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0225-7>
- Ferretti, AR. & Britez, RM. (2006). Ecological restoration, carbon sequestration and biodiversity conservation: The experience of the Society for Wildlife Research and Environmental Education (SPVS) in the Atlantic Rain Forest of Southern Brazil *Journal of Nature Conservation*, 14, 249-259 <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2006.04.006>
- Fotis, AT, Murphy, SJ, Ricart, RD, Krishnadas, M, Whitacre, J ... Comita, LS. (2018). Above-ground biomass is driven by mass-ratio effects and stand structural attributes in a temperate deciduous forest. *Journal of Ecology*, 106:561-570. DOI: 10.1111/1365-2745.12847
- Goldberg, DE. (1990). Components of resources competition in plant communities In: Grace, JB, Tilman, D (Eds), *Perspectives on plant competition*, (pp 26-49) Academic Press
- Grime, JP. (1998). Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects *Journal of Ecology*, 86, 902–910 <https://doi.org/10.1046/j1365-2745199800306x>
- Guariguata, MR. & Ostertag, R. (2001). Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics *Forest Ecology and Management*, 148, 185-206 [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00535-1](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00535-1)
- Garnier, E., Cortez, J., Billes, G., Navas, ML., Roumet, C., Debussche, M. ... & Toussaint, JP. (2004). Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession *Ecology*, 85, 2630-2637
- Gurevitch, J., Scheiner SM. & Fox, GA. (2002). *The ecology of plants*. Sinauer associates
- Hair Jr, JF., Hult, GTM., Ringle, C. & Sarstedt, M. (2017). *A Primer on Partial Least Squares Structural Equation Modeling (PLS-SEM)* (pp584) Thousand Oaks: Sage

- IPCC. (2018). *Summary for Policymakers* In: Global warming of 15°C World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland, 32 pp
- Kauano, EE., Torezan, JMD., Cardoso, FCG. & Marques, MCM. (2012). Landscape structure in the northern coast of Paraná state, a hotspot for the Brazilian Atlantic Forest conservation *Revista Árvore*, 36(5), 961-970 <http://dxdoiorg/101590/S0100-67622012000500018>
- Laliberté, E. & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology**, v. 91, n. 1, p. 299-305, 2010.
- Laliberté, E., Legendre, P. & Shipley, B. (2014). FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology R package version 10-12 Available at: <https://cranr-projectorg/web/packages/FD/> (accessed 22 August 2018)
- Lemmon, PE. (1956). A spherical densiometer for estimating forest overstory density *Forest Science*, 2(4), 314-320
- Lohbeck, M., Poorter, L., Martinez-Ramos, M. & Bongers, F. (2015). Biomass is the main driver of changes in ecosystem process rates during tropical forest succession *Ecology*, 96(5), 1242-1252 <https://doiorg/101890/14-04721>
- Martínez-Ramos, M., Balvanera, P., Villa, FA., Mora, F., Maass, JM. & Méndez, SM. (2018). Effects of long-term inter-annual rainfall variation on the dynamics of regenerative communities during the old-field succession of a neotropical dry forest *Forest Ecology and Management*, 426, 91-100 <https://doiorg/101016/jforeco201804048>
- Martins, MK., Marques, MCM., Santos, E. & Marques, R. (2015) Effects of soil conditions on the diversity of tropical forests across a successional gradient *Forest Ecology and Management*, 349, 4-11 <https://doiorg/101016/jforeco201504018>
- Mensah, S., Veldtman, R., Assogbadjo, AE., Kakaï, RG. & Seifert, T. (2016). Tree species diversity promotes aboveground carbon storage through functional diversity and functional dominance *Ecology and Evolution*, 6, 7546-7557 DOI: 101002/ece32525

- Mensah, S., Toit, B. du & Seifert, T. (2018). Diversity–biomass relationship across forest layers: implications for niche complementarity and selection effects *Oecologia*, 187, 783-795
<https://doi.org/10.1007/s00442-018-4144-0>
- Mouchet, MA., Villéger, S., Mason, NWH. & Mouillot, D. (2010). Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules *Functional Ecology*, 24, 867-876
- Oksanen, J., Blanchet, G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D. ... & Wagner, H. (2018). Package vegan: Community Ecology Package R package version 2.5-3 Available at: <http://cranr-project.org/web/packages/vegan/> (accessed 5 November 2018)
- Pan, Y., Birdsey, RA., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, PE., Kurz, W., ... & Hyes, D. (2011). A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests *Science*, 333, 988-993 Doi: 10.1126/science.1201609
- Pérez-Harguindeguy, N., Díaz, S., Garnier, E., Lavorel, S., Poorter, H., Jaureguiberry, P. ... & Cornelissen, JHC. (2013). New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide *Australian Journal of Botany*, 61, 167-234
https://doi.org/10.1071/BT12225_CO
- Petchey, OL. & Gaston, KJ. (2006). Diversidade funcional: de volta ao básico and olhando para frente *Ecology Letters*, 9(6), 741-58
- Plourde, BT., Boukili, VK. & Chazdon, RL. (2015). Radial changes in wood specific gravity of tropical trees: inter- and intraspecific variation during secondary succession *Functional Ecology*, 29, 111-120
- Poorter, L., van der Sande, MT., Arets, EJMM., Ascarrunz, N., Enquist, BJ., Finegan, B. ... & Peña-Claros, M. (2017). Biodiversity and climate determine the functioning of Neotropical forests *Global Ecology and Biogeography*, 26, 1423-1434 <https://doi.org/10.1111/geb.12668>
- R Core Team. (2018). R: A Language and Environment for Statistical Computing R Foundation for Statistical Computing, Vienna <https://www.R-project.org>

- Ricotta, C. & Moretti, M. (2011). CWM and Rao's quadratic diversity: a unified framework for functional ecology *Oecologia*, 167, 181-188 <https://doi.org/10.1007/s00442-011-1965-5>
- Rosseel, Y., Obersky, D., Byrnes, J., Vanbrabant, L., Savelei, V., Merkle, E. ... & Jorgensen, TD. (2018). Package vegan: Latent Variable Analysis R package version 06-3 Available at: <https://cranr-project.org/web/packages/lavaan/> (accessed 15 October 2018)
- Satdichanh, M, Ma, H, Yan, K, Dossa, GGO, Winowiecki, L, Vågen, T, Gassner, A, Xu, J, Harrison, RD. (2018). Phylogenetic diversity correlated with above-ground biomass production during forest succession: Evidence from tropical forests in Southeast Asia. *Journal of Ecology*, 1-14. doi: 10.1111/1365-2745.13112
- Shimamoto, CY, Botosso, PC. & Marques, MCM. (2014). How much carbon is sequestered during the restoration of tropical forests? Estimates from tree species in the Brazilian Atlantic forest *Forest Ecology and Management*, 329, 1-9 <http://dxdoi.org/10.1016/j.foreco.2014.06.002>
- Shimamoto, CY, Padial, AA, Rosa, CM, Marques, MCM. (2018). Restoration of ecosystem services in tropical forests: A global meta-analysis. *PLoS ONE*, 13(12): e0208523. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0208523>
- Smart, SM, Glanville, HC., Blanes, MC., Mercado, LM., Emmett, BA., Jones, DL., ... & Hodgson, JG. (2017). Leaf dry matter content is better at predicting above-ground net primary production than specific leaf area *Functional Ecology*, 31(6), 1336-1344 <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12832>
- Sobanski, N. & Marques, MCM. (2014). Effects of soil characteristics and exotic grass cover on the forestrestoration of the Atlantic Forest region *Journal for Nature Conservation*, 22, 217-222 <http://dxdoi.org/10.1016/j.jnc.2014.01.001>
- Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M. & Siemann, E. (1997). The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes *Science*, 277, 1300-1302

- Turnhout, E., Gupta, A., Weatherley-Singh, J., Vijge, MJ., Koning, J., Visseren-Hamakers, IJ. ... & Lederer, M. (2017). Envisioning REDD+ in a post-Paris era: between evolving expectations and current practice *WIREs Climate Change*, 8, e425 doi: 101002/wcc425
- van der Sande, MT., Peña-Claros, M., Ascarrunz, N., Arets, EJM., Licona, JC., Toledo, M. & Poorter, L. (2017) Abiotic and biotic drivers of biomass change in a Neotropical forest *Journal of Ecology*, 105, 1223-1234 <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12756>
- van der Sande, MT., Arets, EJM, Peña-Claros, M., Hoosbeeck, MR., Cáceres-Siani, Y., van der Hout, P., Poorter, L. (2018). Soil fertility and species traits, but not diversity, drive productivity and biomass stocks in a Guyanese tropical rainforest *Functional Ecology*, 32, 461-474 <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12968>
- Vieira, SA., Alves, LF, Duarte-Neto, P., Martins, SC., Veiga, LG., Scaranello, MA., ... & Martinelli, LA. (2011). Stocks of carbon and nitrogen and partitioning between above- and belowground pools in the Brazilian coastal Atlantic Forest elevation range *Ecology and Evolution*, 1(3), 421-434 doi: 101002/ece341
- Xu, L., Shi, Y., Fang, H., Zhou, G., Xu, X., Zhou, Y. ... & Chen, L. (2018). Vegetation carbon stocks driven by canopy density and forest age in subtropical forest ecosystems *Science of the Total Environment*, 631-632, 619-626 doi: 101016/j.scitotenv201803080
- Zanne, AE., Lopez-Gonzalez, G., Coomes, DA., Ilic, J., Jansen, S., Lewis, SL. ... & Chave, J. (2009). Data from: Towards a worldwide wood economics spectrum Dryad Digital Repository Available at: <https://doi.org/10.5061/dryad234>

1 **Appendix information**

2

3 **Appendix S1.** Location in Brazil of the study areas.

4 **Appendix S2.** Environmental filters in forests during restoration.

5 **Appendix S3.** Comparisons of the study plots according to species richness, Rao's quadratic
6 entropy, and community weighted mean (CWM) of selected traits.

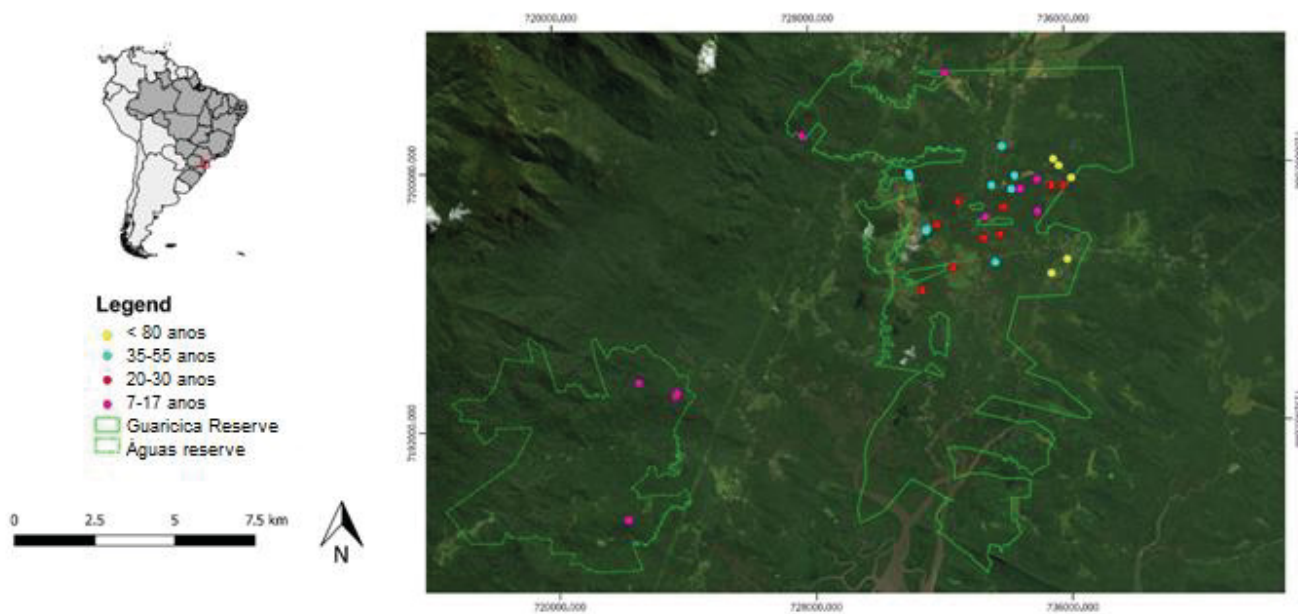
7 **Appendix S4.** Structural model results for the effects several predictor variables on aboveground
8 carbon stock and dynamics in forests undergoing restoration

9 **Appendix S5.** Indirect relationships between variables.

10 **Appendix S6.** The distributions of carbon increase due to growth by height class and carbon loss
11 through mortality by height class in forest plots undergoing restoration.

12

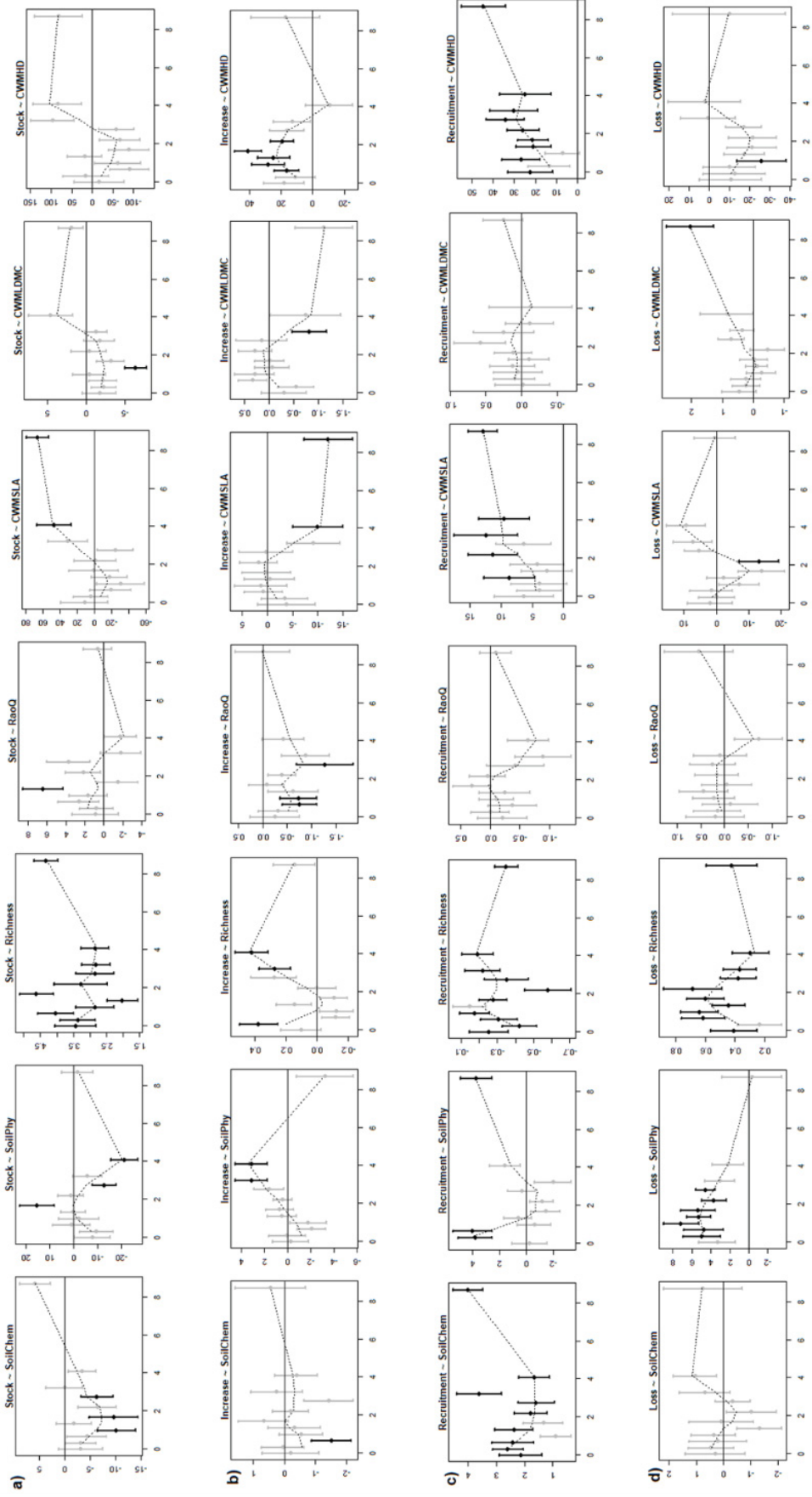
13 **Appendix S1.** Location in Brazil of the study areas. The two delineated regions are the *Reserva das*
14 *Águas* and *Guaricica* Reserves, in the municipality of Antonina in the southern Brazilian state of
15 Paraná.



16

17

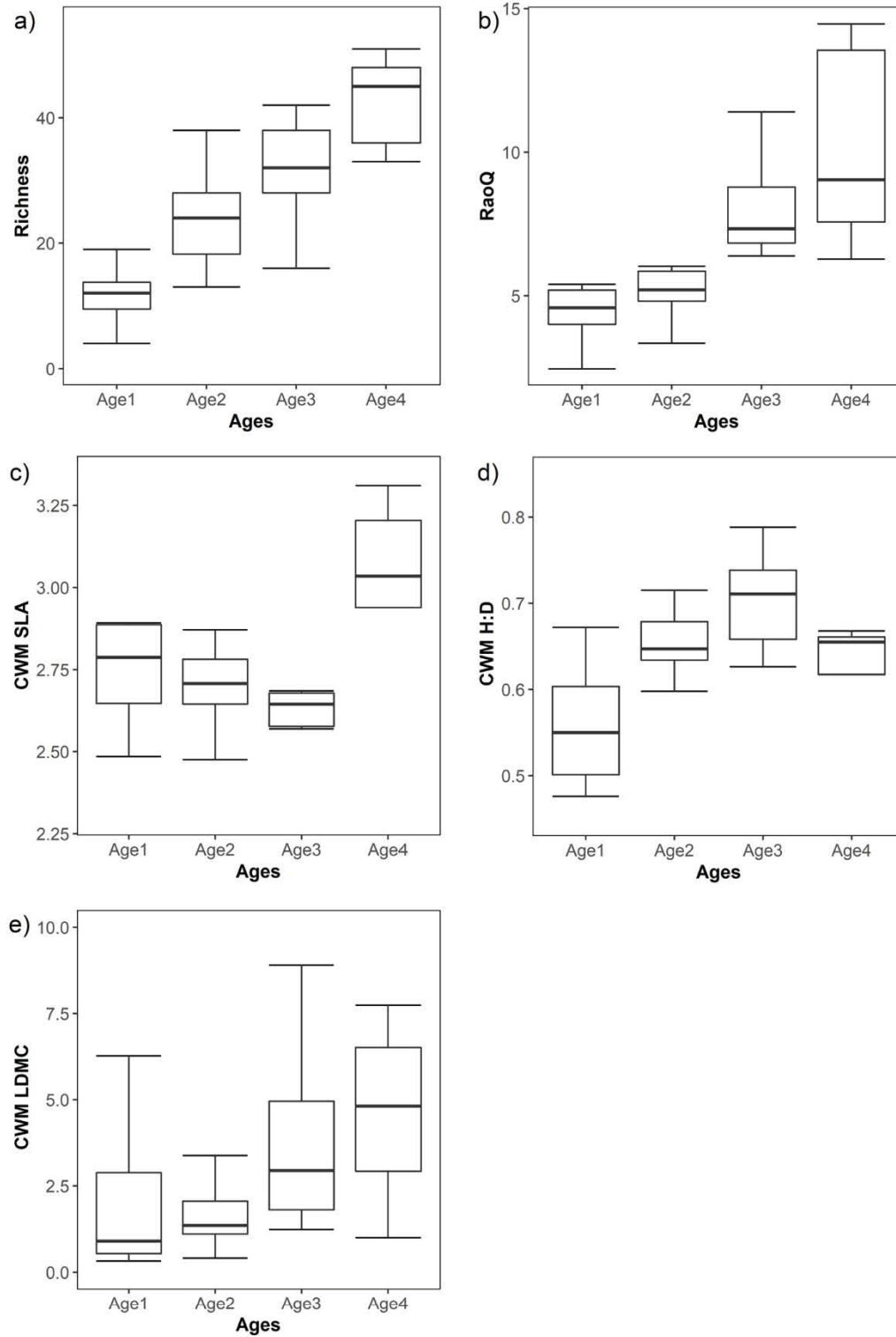
Appendix S2. Spatially explicit analysis of the predictor variables used in SEM and the following response variables: a) aboveground carbon stock, b) carbon increase through growth, c) carbon increase through recruitment, and d) carbon loss through mortality. The confidence intervals in the coefficients represented \pm standard error; the coefficients are considered non-significant when the standard error lines cross the horizontal lines at zero. Significantly spatially structured are the figures a3, c1, c3, c7, and d3. Significant values are represented in black and non-significant are represented in gray.



Appendix S3. Environmental filters (soil and canopy, and their measuring units unless otherwise identified) in forests ongoing restoration (means + standard error). Treatments that are statistically different are indicated by letters.

Filter	Variable	Forest age (range in years in 2016)			
		Age 1	Age 2	Age 3	Age 4
Soil chemistry (mg dm ⁻³)	pH	3.74 ± 0.17a	3.72 ± 0.21a	3.89 ± 0.25a	3.76 ± 0.20a
	C (%)	3.67 ± 0.90a	3.58 ± 0.65a	4.19 ± 0.99a	3.69 ± 0.36a
	N (%)	0.34 ± 0.07a	0.33 ± 0.06a	0.38 ± 0.08a	0.38 ± 0.05ab
	P	8.49 ± 5.69a	7.58 ± 4.68a	8.26 ± 2.54a	6.74 ± 0.72a
	K	0.11 ± 0.03a	0.12 ± 0.03a	0.12 ± 0.03a	0.12 ± 0.02a
	Ca	0.51 ± 0.46a	0.39 ± 0.36a	0.52 ± 0.76a	0.48 ± 0.16a
	Mg	0.70 ± 0.20a	0.87 ± 0.46a	0.65 ± 0.56a	0.57 ± 0.18a
	Al	1.63 ± 0.75a	1.54 ± 0.72a	1.66 ± 0.48a	1.64 ± 0.38a
	Na	0.09 ± 0.11a	0.04 ± 0.02a	0.06 ± 0.02a	0.04 ± 0.01a
	Cu	1.56 ± 0.46a	1.36 ± 0.35a	1.56 ± 0.26a	1.20 ± 0.36a
	Mn	28.91 ± 29a	11.06 ± 14a	18.33 ± 40a	23.66 ± 36a
	Fe	145 ± 42a	98 ± 37b	161 ± 21a	143 ± 24ab
	Zn	2.39 ± 0.87a	1.50 ± 0.34a	2.06 ± 1.31a	1.71 ± 0.38a
Soil structure (g kg ⁻¹)	Clay	337 ± 73a	337 ± 100a	377 ± 88a	400 ± 34a
	Silt	174 ± 64a	130 ± 68a	141 ± 76a	104 ± 49a
	Sand	473 ± 104a	530 ± 124a	490 ± 116a	515 ± 57a
Canopy openness (%)		28.98 ± 26.75a	7.90 ± 2.57b	5.63 ± 2.05b	4.28 ± 0.86b

Appendix S4. Comparisons of the study plots by age with a) Species richness, b) Rao's quadratic entropy, the community weighted mean (CWM) c) CWM for specific leaf area (CWM_{SLA}), d) CWM for height:diameter ratio ($CWM_{H:D}$), and e) CWM for leaf dry mass concentration (CWM_{LDMC}), in forests ongoing restoration.



Appendix S5. Structural equation models result for the effects of several predictor variables on carbon stock and dynamics in forests ongoing restoration. Values in the coefficient column are standardized, along with Z – scores and P – values. Arrows indicate path of relationship.

Double-headed arrows indicate correlation between variables.

Variables		Coefficient	SE	Z	P
Response	Predictor				
Aboveground carbon stock	Age	0.53	0.15	3.29	0.001
	Soil _{chem}	-0.06	0.27	-0.71	0.48
	Soil _{phys}	-0.15	0.08	-1.84	0.07
	Species richness	0.29	0.17	1.71	0.09
	RaoQ	0.11	0.17	0.66	0.51
	CWM _{H:D}	0.07	0.10	0.69	0.49
	CWM _{SLA}	0.09	0.09	1.01	0.31
	CWM _{LDMC}	0.12	0.12	0.94	0.35
Carbon increment	Age	0.51	0.33	1.48	0.14
	Soil _{chem}	0.01	0.57	0.06	0.95
	Soil _{phys}	0.12	0.17	0.73	0.47
	Species richness	-0.21	0.36	-0.59	0.56
	RaoQ	-0.08	0.37	-0.23	0.82
	CWM _{H:D}	0.18	0.21	0.85	0.40
	CWM _{SLA}	-0.21	0.19	-1.11	0.27
	CWM _{LDMC}	0.07	0.26	0.26	0.79
Carbon recruitment	Age	-0.20	0.37	-0.54	0.59
	Soil _{chem}	0.06	0.65	0.33	0.75

	Soil _{phys}	0.00	0.19	0.01	0.99
	Species richness	0.31	0.41	0.81	0.42
	RaoQ	0.14	0.42	0.36	0.72
	CWM _{H:D}	-0.06	0.23	-0.27	0.79
	CWM _{SLA}	0.06	0.21	0.28	0.78
	CWM _{LDMC}	-0.05	0.30	-0.18	0.86
Carbon loss	Age	0.58	4.14	2.03	0.04
	Soil _{chem}	0.15	7.23	1.10	0.27
	Soil _{phys}	0.36	2.14	2.53	0.01
	Species richness	-0.20	4.56	-0.68	0.50
	RaoQ	0.45	4.69	1.47	0.14
	CWM _{H:D}	0.13	2.62	0.76	0.45
	CWM _{SLA}	0.13	2.37	0.80	0.42
	CWM _{LDMC}	0.59	3.33	2.68	0.01
Relation between predictor variables	Age → Soil _{chem}	-0.06	0.05	-0.32	0.75
	Age → Soil _{phys}	-0.25	0.16	-1.51	0.13
	Age → Canopy openness	-0.74	0.09	-6.47	<0.001
	Age → Species richness	0.76	0.12	6.05	<0.001
	Age → RaoQ	0.90	0.13	6.46	<0.001
	Age → CWM _{H:D}	-0.10	0.19	-0.49	0.62
	Age → CWM _{SLA}	0.14	0.24	0.59	0.56
	Age → CWM _{LDMC}	-0.78	0.18	-4.18	<0.001
	Soil _{chem} → Species richness	-0.10	0.29	-1.12	0.26

	Soil _{chem} → RaoQ	0.00	0.32	0.01	0.99
	Soil _{chem} → CWM _{H:D}	0.01	0.47	0.11	0.92
	Soil _{chem} → CWM _{SLA}	-0.24	0.57	-1.44	0.15
	Soil _{chem} → CWM _{LDMC}	0.02	0.43	0.12	0.91
	Soil _{chem} → Soil _{phys}	-0.23	0.05	-1.32	0.19
	Soil _{phys} → Species richness	-0.14	0.09	-1.58	0.12
	Soil _{phys} → RaoQ	-0.01	0.10	-0.06	0.95
	Soil _{phys} → CWM _{H:D}	-0.13	0.14	-0.91	0.36
	Soil _{phys} → CWM _{SLA}	0.03	0.17	0.16	0.87
	Soil _{phys} → CWM _{LDMC}	0.01	0.13	0.05	0.96
	Canopy openness → Species richness	-0.08	0.16	-0.63	0.53
	Canopy openness → RaoQ	0.10	0.17	0.72	0.47
	Canopy openness → CWM _{H:D}	-0.65	0.25	-3.25	0.001
	Canopy openness → CWM _{SLA}	0.05	0.31	0.22	0.82
	Canopy openness → CWM _{LDMC}	-0.14	0.23	-0.75	0.45
Correlations between predictor variables	CWM _{H:D} ↔ CWM _{LDMC}	0.24	0.10	1.40	0.16
	CWM _{H:D} ↔ CWM _{SLA}	-0.42	0.14	-2.27	0.02
	CWM _{H:D} ↔ Species richness	0.40	0.07	2.19	0.03
	CWM _{SLA} ↔ CWM _{LDMC}	-0.31	0.12	-1.77	0.08
	SLA ↔ Species richness	-0.21	0.08	-1.20	0.23
	RaoQ ↔ CWM _{H:D}	0.20	0.07	1.14	0.25
	RaoQ ↔ CWM _{SLA}	0.28	0.09	1.58	0.11
	RaoQ ↔ CWM _{LDMC}	-0.50	0.07	-2.66	0.01

	RaoQ ↔ Species richness	0.35	0.05	1.93	0.05
	CWM _{LDMC} ↔ Species richness	-0.04	0.06	-0.23	0.82

3. CAPÍTULO 2

Regeneração natural promove co-benefícios na conservação de biodiversidade e estoque de carbono da Floresta Tropical

Regeneração natural promove co-benefícios na conservação de biodiversidade e estoque de carbono da floresta tropical

Resumo

As relações entre serviços ecossistêmicos e conservação da biodiversidade têm sido foco central nos debates ambientais globais. A restauração ecológica é considerada a forma mais eficiente de recuperar a biodiversidade e manter os serviços ecossistêmicos, sendo uma das estratégias para que o país possa atingir as metas estabelecidas em acordos internacionais de conservação da biodiversidade e de ações para mitigar ou minimizar o efeito das mudanças climáticas. Nosso estudo foi realizado em uma das florestas mais biodiversas e ameaçadas do mundo, a Floresta Atlântica. Investigamos até que ponto a restauração ecológica afeta simultaneamente a conservação da biodiversidade vegetal e o estoque de carbono na Floresta Atlântica do sul do Brasil. Nós estudamos áreas em restauração com idades entre sete e 80 anos. Encontramos relações lineares positivas entre o estoque de carbono e a diversidade funcional, e limiares para as diversidades taxonômica e filogenética. O estoque de carbono teve relação positiva com a riqueza de espécies endêmicas, ameaçadas de extinção e as que são especialistas em florestas. Para a nossa região de estudo, conseguimos demonstrar que, ao restaurar áreas de forma passiva, focadas em fixação de carbono, também conseguimos conservar a biodiversidade, inclusive para as espécies ameaçadas e endêmicas, que muitas vezes são difíceis de serem incluídas em planos de restauração. Portanto, focar em restauração pode trazer co-benefícios para as agendas internacionais que focam em carbono e diversidade.

Palavras-chave: restauração, serviços ecossistêmicos, REDD+, Metas Aichii, Pacto pela Restauração da Mata Atlântica

3.1 Introdução

Uma das maiores preocupações ambientais da humanidade na atualidade é diminuir o lançamento de gases poluentes para a atmosfera e encontrar formas eficientes de fixar o carbono circulante na atmosfera para diminuir os problemas causados pelo aquecimento global (STEINBEISS *et al.*, 2008; GRISCOM *et al.*, 2017). Além disso, a ameaça à perda de biodiversidade devido às ações antrópicas, hoje estimada em 1 milhão de espécies (AYUSO, 2019), tem levado conservacionistas a buscar soluções que diminuam a pressão sobre tais espécies e garantam a conservação da biodiversidade.

Preocupados com esses dois problemas, muitos acordos internacionais têm sido assinados, focando em conservação da biodiversidade e, principalmente, em diminuir os gases poluentes da atmosfera. Um exemplo é a iniciativa para Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal (REDD+), que tem como foco o pagamento pela redução de emissões de gases do efeito estufa e aumentar os estoques de carbono (MMA, 2019). Em relação a conservação da biodiversidade, as Metas de Aichi, definidas pela Convenção da Diversidade Biológica da ONU, apresentam os objetivos essencialmente voltados em ações para a conservação de espécies (CBD, 2011).

A falta de estudos que consigam aliar essas duas estratégias (conservação da biodiversidade e estoques de carbono), dificulta ainda mais o desenvolvimento de planos que integrem esses dois componentes, retardando o cumprimento desses acordos. Estas duas agendas, aparentemente com objetivos distintos, têm concorrido pela atenção da mídia e por recursos de financiadores, o que tem despertado na comunidade científica questionamentos recentes sobre a necessidade de priorização das agendas ou de busca de sinergias. Assim, há um crescente interesse por indicadores que mostrem convergência ou divergência destas ações, mas há uma lacuna de conhecimentos empíricos que demonstrem possíveis caminhos para uma agenda conjunta.

As relações entre biodiversidade e serviços ecossistêmicos têm tomado um papel central no debate ambientalista mundial (MAUERHOFER, 2018; MEA, 2003). Tais discussões têm como pano de fundo as conhecidas relações entre diversidade-funcionalidade ecossistêmica, que mostram um aumento linear ou logarítmico de uma métrica em relação à outra. A diversidade taxonômica (VANCE-CHALCRAFT *et al.*, 2010; MACE *et al.*, 2012; LI *et al.*, 2019), a diversidade funcional (CAVANAUGH *et al.* 2014; LI *et al.* 2019) e a diversidade filogenética (LASKY *et al.*, 2014; SATDICHANH *et al.*, 2018) têm relações positivas com serviços ecossistêmicos de uma maneira geral. O serviço de estoque de carbono apresenta

sinergia com algumas métricas de diversidade isoladamente, exercendo importante função na conservação de espécies ameaçadas (MAGNAGO *et al.*, 2015). No entanto, especificamente em áreas em restauração, não se sabe de que forma as múltiplas dimensões da diversidade se relacionam com o acúmulo de carbono, o que é fundamental para compreender as possíveis sinergias entre elas.

A restauração ecológica pode recuperar a biodiversidade e a provisão de serviços ecossistêmicos, especialmente em ambientes terrestres (BENAYAS *et al.*, 2009; MELI *et al.*, 2014; SHIMAMOTO *et al.*, 2018). Vários estudos prévios mostram que há ganho substancial de biodiversidade com a restauração de florestas (RODRIGUES *et al.*, 2009, LIEBSCH *et al.*, 2008; SHIMAMOTO *et al.*, 2018). Sabe-se que a restauração é uma das ações mais eficientes para aumentar a fixação de carbono e estocá-lo na biomassa (BUSTAMANTE *et al.*, 2019; MOREL *et al.*, 2019; KOCH *et al.*, 2019; CHAZDON *et al.*, 2016; ROZENDAAL & CHAZDON, 2015), bem como para recuperar a biodiversidade (BARRAL *et al.*, 2015; CROUZEILLES *et al.* 2017; SHIMAMOTO *et al.*, 2018). Para as florestas tropicais, que têm sofrido grandes perdas em área, a restauração tem sido apontada como uma estratégia chave para fixar carbono e garantir a proteção de espécies ameaçadas (PAN *et al.*, 2011; CHAZDON *et al.*, 2016; ANDERSON-TEIXEIRA, 2018; BERNAL *et al.*, 2018). Em ações que visam restauração em larga escala, a restauração passiva, por meio da regeneração natural, é o principal foco global, devido à qualidade de seus resultados ecológicos (LAVOREL *et al.*, 2011; CROUZEILLES *et al.*, 2017; KEESSTRA *et al.*, 2018) e o baixo custo (PRACH *et al.*, 2008; STRASSBURG *et al.*, 2018).

Assim, a restauração é uma ferramenta que pode ser eficiente para unir essas duas agendas, e ainda atingir outros acordos internacionais focados em restauração, como o Desafio de Bonn, que tem como finalidade restaurar 150 milhões de hectares de terras desmatadas e degradadas até 2020 e 350 milhões de hectares até 2030 (BONN, 2019). Conhecer como a

relação carbono-diversidade varia ao longo do tempo de restauração permite fazer estimativas mais precisas dos valores de carbono a serem estocados pelas florestas, bem como encontrar o máximo de diversidade que essas florestas poderão englobar, conseguindo aliar a conservação de biodiversidade e sequestro e armazenamento de carbono, tornando o processo de restauração ainda mais eficiente.

A Floresta Atlântica brasileira é um dos biomas mais diversos e ameaçados do mundo (MYERS *et al.*, 2000) e que concentra uma população humana de mais de 125 milhões de pessoas que dependem dos múltiplos serviços ecossistêmicos por ela providos (REZENDE *et al.*, 2018). Os níveis atuais de fragmentação e ameaças à biodiversidade, que resultaram na diminuição da cobertura vegetal a menos de 30% do que havia originalmente (REZENDE *et al.*, 2018), associados à grande necessidade de provisão de serviços ecossistêmicos, fizeram deste bioma um dos principais focos na política de restauração ecológica no Brasil relatados no Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (PLANAVEG) e no Pacto pela Restauração da Mata Atlântica (MMA, 2017; PACTO PELA RESTAURAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA, 2009). Há uma estimativa de passivo de restauração de mais de 15 milhões de hectares até 2030 neste bioma, abrindo oportunidades de restauração associadas às grandes metas de conservação de biodiversidade e combate à crise climática. Esse bioma é um dos *hotspots* de restauração, sendo uma das regiões tropicais com maior capacidade em aumentar os benefícios com a restauração, como a conservação da biodiversidade e adaptação e mitigação das mudanças climáticas (BRANCALION *et al.*, 2019).

Aqui nós investigamos até que ponto a restauração ecológica afeta, concomitantemente, a conservação de diversidade vegetal e o estoque de carbono na floresta tropical. Nós estudamos áreas em restauração na Floresta Atlântica do sul do Brasil com idades acima de sete anos, e relacionamos a fixação de carbono com diferentes métricas de diversidade (taxonômica, funcional e filogenética) e com indicadores de conservação de biodiversidade. Esperamos

encontrar relações positivas entre o estoque de carbono e a diversidade funcional e taxonômica e, também com a conservação de espécies, mas que nas relações com a diversidade taxonômica e funcional exista um limiar para a relação, uma vez que o *pool* regional de espécies tenha sido atingido. Com este estudo regional, nós buscamos identificar se as iniciativas de restauração podem trazer co-benefícios para as agendas globais de conservação da biodiversidade e da mitigação de mudanças climáticas.

3.2 Material e Métodos

3.2.1 Área de estudo:

O estudo foi desenvolvido nas Reservas Naturais da Guaricica (25°19'15''S e 45°42'24''W, área total 8 600 ha) e das Águas (25°21'16''S e 48°46'17''W, 508,20 ha), no estado do Paraná - Brasil, ambas propriedades da Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental (SPVS). As áreas compreendem vegetação de Floresta Tropical Atlântica e estão localizadas em um dos mais importantes fragmentos de Floresta Atlântica brasileira (FERRETTI; BRITTEZ, 2006; REZENDE et al. 2018). A Floresta Atlântica no Paraná apresenta 77% de área florestal, de um total de 632.505,90 ha (ITCG, 2014). O clima da região é do tipo Cfa no sistema de Köppen, a precipitação média anual é de 3.300 mm e temperatura média de 20°C (SPVS, 2013).

Para o estudo foram selecionadas áreas anteriormente utilizadas como pastagem para a bubalinocultura e que se encontram em processo de regeneração natural, com diferentes classes de idade, desde o abandono: 7-17 anos, 20-30 anos, 35-55 anos e >80 anos. Em cada classe de idade foram delimitadas 10 parcelas circulares (14 m de raio), exceto na classe de idade >80 anos, onde foram estabelecidas apenas 5 parcelas (total 2,16 ha, 35 unidades amostrais). A curva de acumulação de espécies mostra que os valores de riqueza ainda podem ser maiores do que os amostrados no nosso conjunto de unidades amostrais (Figura S1 do Material Suplementar).

Em cada parcela foram amostrados todos os indivíduos arbóreos com diâmetro à altura do peito (DAP) ≥ 5 cm, sendo identificados ao nível de espécie, e medidos o DAP e altura (medida com régua telemétrica de 15 metros de altura). As florestas de diferentes idades apresentaram diferenças na estrutura da vegetação entre as idades de restauração (Tabela S1 do Material suplementar).

3.2.2 Atributos funcionais

Foram coletados atributos de área foliar específica (SLA), razão diâmetro-altura máxima da espécie ($H:D_{ratio}$), razão carbono-nitrogênio foliar ($C:N_{ratio}$), concentração de massa seca foliar (LDMC) e volume da copa (CV) para cada espécie e em cada idade de regeneração. Foram coletadas folhas de um a cinco indivíduos por espécie, sendo selecionadas folhas que se encontravam na parte central do ramo, evitando a coleta de folhas jovens e velhas, folhas com herbivoria, sendo que as folhas se apresentavam bem expandidas. Foram amostrados 69-88% do total de espécies em cada classe de idade, onde foram coletas todas as espécies com pelo menos um indivíduo de até 12 metros de altura no ramo mais baixo. Cada folha coletada foi escaneada para a obtenção da área foliar (por meio do programa ImageJ; SCHNEIDER, RASBAND, ELICEIRI, 2012), posteriormente seca em estufa para a obtenção do peso seco, através do qual calculou-se a SLA e o LDMC, seguindo a metodologia de Pérez-Harguindeguy *et al.*, (2013). O SLA foi calculado dividindo a massa úmida foliar pela massa seca foliar, o LDMC foi calculado dividindo a massa seca pela massa úmida da folha. Foram realizadas análises de carbono e nitrogênio foliar em analisador elementar Vario EL III (combustão seca), para obtenção da razão entre carbono e nitrogênio foliar ($C:N_{ratio}$). A razão altura-diâmetro ($H:D_{ratio}$) foi calculada dividindo-se a altura máxima e diâmetro máximo de cada espécie em cada idade de restauração. O volume da copa (VC) foi calculado a partir das medidas da elipse, através da seguinte equação: $VC = \frac{1}{2} \times \frac{4}{3} \times AC \times PC$ (ANTIN *et al.*, 2013); a projeção da

copa (PC) no solo foi calculado diminuindo a altura máxima do indivíduo pela altura da primeira bifurcação, e a área da copa (AC) foi obtida por meio dos diâmetros perpendiculares da copa que foram mensurados com uma trena laser, para incluir na fórmula: $AC = \text{raio1} \times \text{raio2} \times \pi$.

3.2.3 Medidas de diversidade taxonômica, funcional e filogenética

Em cada parcela, foram calculadas as diversidades taxonômica e funcional. Nós utilizamos duas diferentes medidas para representar diversidade taxonômica: riqueza de espécies e diversidade de Shannon (H'). Escolhemos essas métricas por serem amplamente conhecidas e de fácil comparação com outros estudos (CIANCIARUSO *et al.*, 2009). Os cálculos foram realizados utilizando o pacote “vegan” (OKSANEN *et al.*, 2018) no ambiente R (R CORE TEAM, 2018).

Para a diversidade funcional utilizamos a riqueza, uniformidade, divergência e dispersão funcional (VILLÉGER *et al.*, 2008), uma vez que elas são complementares uma as outras, e são adequadas para mostrar a função de produtividade e estoque de carbono (POORTER *et al.*, 2017; van der SANDE *et al.*, 2017). A riqueza funcional (FRiq), está relacionada com a capacidade de aproveitamento dos recursos disponíveis no ambiente (TILMAN *et al.*, 1996); a uniformidade funcional (FEve) mostra o aproveitamento do nicho pelas espécies; a divergência funcional mostra o grau de diferenciação do nicho das espécies (MASON *et al.*, 2005); a dispersão funcional (FDis) mostra a distância média entre a espécie até o centro de todas as espécies (LALIBERTÉ & LEGENDRE, 2010). Para análise de diversidade foram utilizados os pacotes FD (LALIBERTÉ & LEGENDRE, 2014) no ambiente R (R CORE TEAM, 2018).

Para a diversidade filogenética inicialmente nós construímos uma árvore filogenética usando o *pool* de espécies regionais com dados da literatura local (total 435 espécies). Para o cálculo das relações filogenéticas entre as espécies, usamos o software Phylocom via função

Phylocom (WEBB & DONOGHUE, 2005), a partir da mega-árvore R20120829mod, proposto por Gastauer & Meira-Neto (2016). A datação dos nós das árvores foi realizada usando a idade mínima estimada para o gênero, família e ordem dos dados fósseis de Bell *et al.* (2010), através do algoritmo BLADJ (comprimento do ramo ajuste). Usando o resultado da árvore filogenética, calculamos a distância média entre pares filogenéticos (MPD) entre espécies para cada parcela, também no software Phylocom. O MPD foi selecionado como métrica de diversidade filogenética, pois fornece um valor global da estrutura da comunidade (WEBB, 2000; WEBB *et al.*, 2002).

3.2.4 *Espécies endêmicas, ameaçadas de extinção e especialistas em floresta*

As espécies levantadas nas parcelas foram classificadas em termos de seu endemismo na Floresta Atlântica (endêmicas ou não) e de seu grau de ameaça (de acordo com critério da IUCN), a partir de dados disponíveis na Flora do Brasil (REFLORA, 2019). Consideramos em um único grupo todos os graus de ameaças. Além disso, as espécies foram classificadas em “especialistas em floresta” e “generalistas”, onde as espécies especialistas correspondiam a espécies de ocorrência em áreas de floresta madura, sendo exclusivamente de interior de floresta.

3.2.5 *Estoque de carbono aéreo*

Para calcular o estoque de carbono acima do solo, foi inicialmente calculada a biomassa acima do solo (AGB), utilizando a fórmula de Chave *et al.* (2014) para florestas tropicais úmidas, que considera as medidas de densidade da madeira e diâmetro à altura do peito. A densidade da madeira foi obtida nos dados do Global Woody Density (ZANNE *et al.*, 2009) e para as espécies que não estavam disponíveis na base de dados, foi utilizada uma média do

gênero ou da família. Para calcular o estoque de carbono acima do solo multiplicamos o valor da biomassa por 0,5 (BROWN *et al.*, 1995).

3.2.6 Análise dos dados

Para avaliar a diferença entre as métricas de diversidade e estoque de carbono entre as florestas em diferentes classes de idade, foram utilizadas análise de variância de um fator (ANOVA *one-way*). Foram consideradas para a análise as variáveis de riqueza funcional (FRiq), uniformidade funcional (FEve), divergência funcional (FDiv), dispersão funcional (FDis), diversidade filogenética (MPD), riqueza e abundância de espécies ameaçadas de extinção, espécies endêmicas e espécies especialistas em floresta.

Para verificar como o estoque de carbono influencia as métricas de diversidade, espécies endêmicas, ameaçadas de extinção e especialistas em florestas, foram realizadas regressões lineares, logarítmicas e polinomiais ortogonais de segunda ordem (SHIMAMOTO *et al.* 2014; VANCE-CHALCRAFT *et al.*, 2010; van de PERRE *et al.*, 2018). As análises foram realizadas no pacote “vegan” (OKSANEN *et al.*, 2018). Todas as análises foram desenvolvidas no ambiente estatístico R (R CORE TEAM, 2018).

3.3 Resultados

Houve diferenças no estoque de carbono em florestas em diferentes idades de regeneração: a floresta avançada (> 80 anos: $231,16 \pm 42,92$ Mg C ha⁻¹) apresentou quase o dobro de carbono das florestas intermediárias (20-30 anos: $101,49 \pm 33,75$ Mg C ha⁻¹ e 35-55 anos: $140,62 \pm 33,26$ Mg C ha⁻¹) e quase seis vezes mais que a floresta jovem (7-17 anos: $41,89 \pm 24,07$ carbono Mg C ha⁻¹) (F=40,7; df=3; p<0,0001; Figura 1; Tabela S2 do Material suplementar).

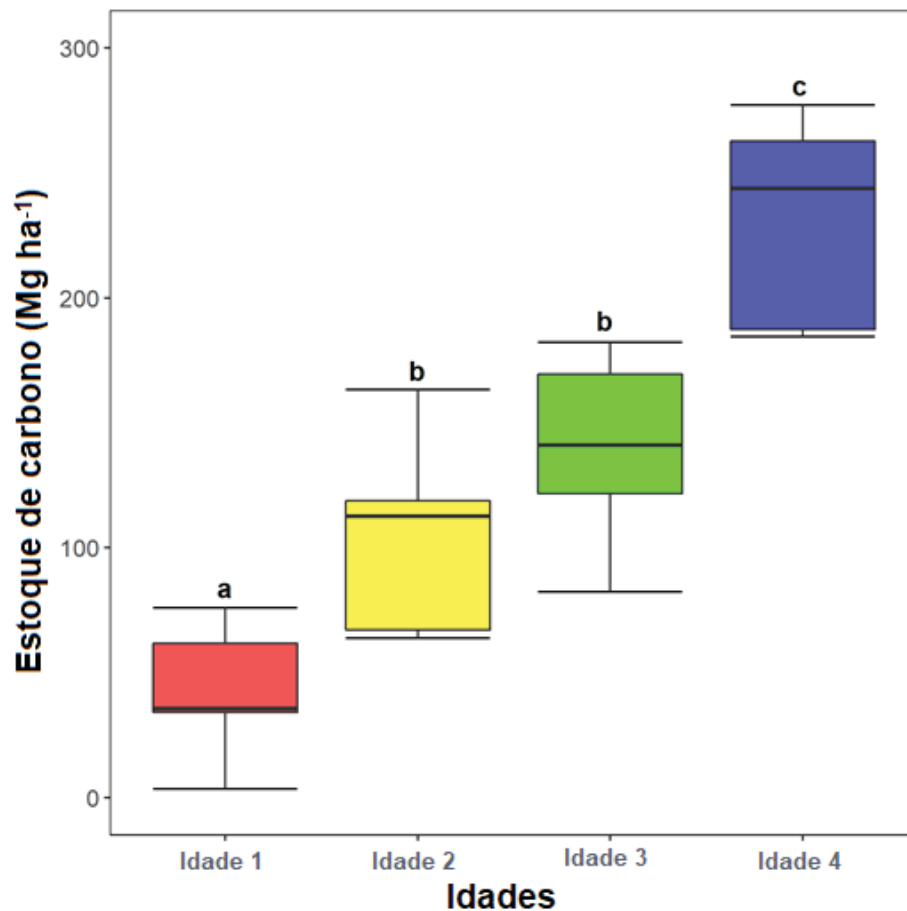


Figura 1. Estoque de carbono na biomassa aérea ao longo do gradiente de sucessão.

Letras diferentes mostram diferenças entre as idades. *Boxplots* representam a mediana dos dados.

Com o aumento do carbono estocado, houve um incremento em todas as métricas de diversidade (Figura 2; Tabela S2 Material Suplementar 1). A riqueza de espécies e índice de Shannon aumentaram até o carbono atingir 314,1 Mg C ha⁻¹ e 243,4 Mg C ha⁻¹, respectivamente (Figura 2a e 2b). A riqueza funcional e a uniformidade funcional apresentaram relação linear e positiva (Figura 2c e 2d, respectivamente). Dentro do conjunto dos dados não foi possível encontrar o limiar máximo da relação entre as métricas de diversidade funcional e o estoque de carbono (ou seja, não há inflexão na curva). Por outro lado, a diversidade filogenética avaliada por meio do MPD atingiu seu limite de diversidade em 233,09 Mg C ha⁻¹ carbono estocado na biomassa (Figura 2e), mostrando que, para esta métrica, bem como para as métricas de

diversidade taxonômica, a floresta em restauração atingiu o seu limite de diversidade em relação ao estoque de carbono, aproximadamente aos 80 anos. A restauração mostrou ser um processo eficiente para promover a conservação da diversidade, especialmente a riqueza e uniformidade funcional (Figura 2). Por outro lado, o carbono não influenciou a dispersão e divergência funcional.

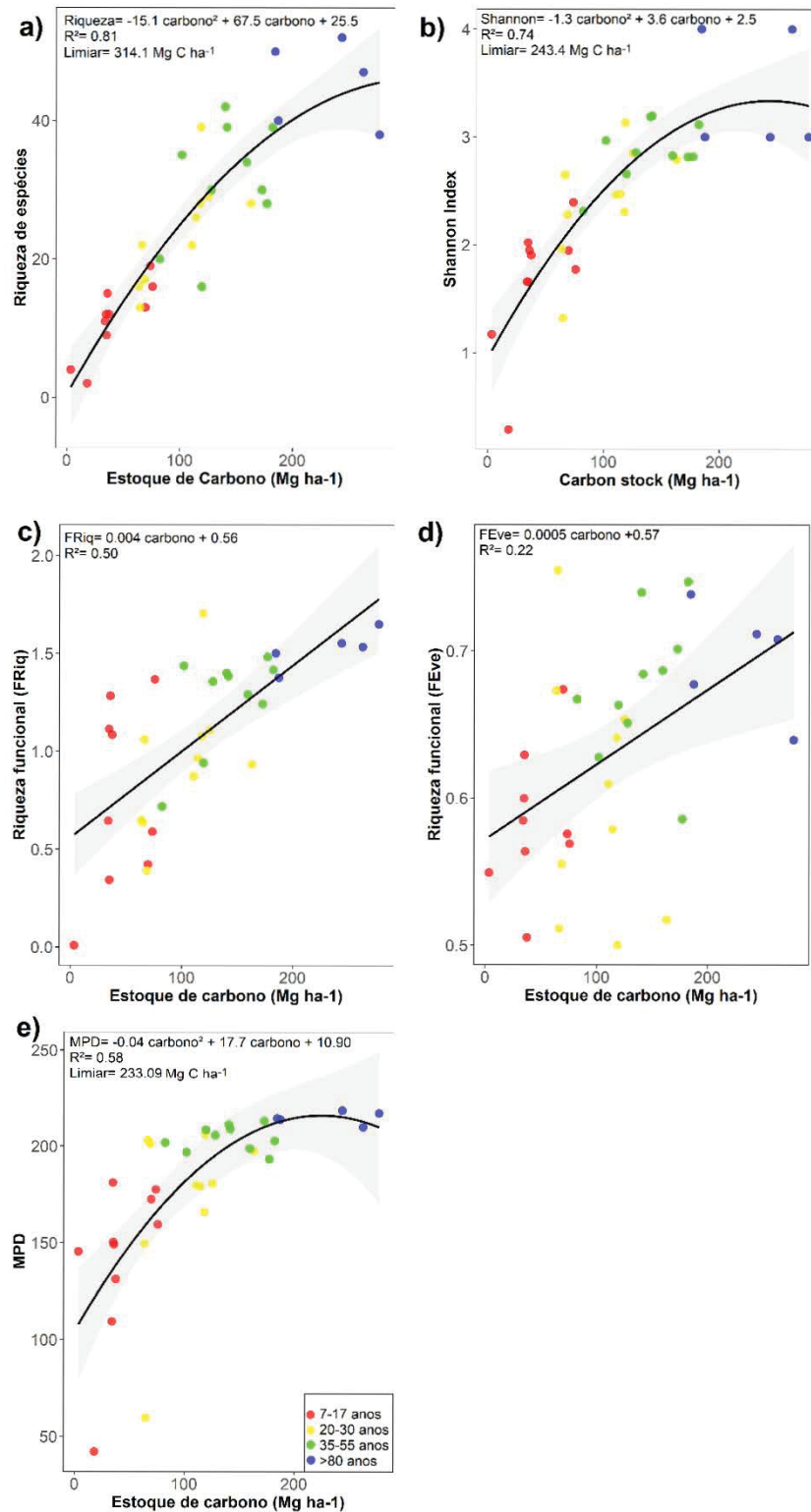


Figura 2. Relações entre estoque de carbono e, a) riqueza de espécies, b) índice de diversidade de Shannon, c) riqueza funcional (FRiq), d) uniformidade funcional (FEve) e e) diversidade filogenética (MPD).

3.3.1 Espécies endêmicas e ameaçadas de extinção

O estoque de carbono se mostrou um bom preditor para a conservação de espécies endêmicas, ameaçadas de extinção e especialistas em florestas (Figura 3). Foram encontradas 98 espécies endêmicas nas diferentes idades de restauração (Tabela S1, Material Suplementar) e a riqueza de espécies endêmicas foi afetada linear e positivamente pelos maiores estoques de carbono na biomassa (Figura 3a).

As riquezas e abundâncias de espécies ameaçadas de extinção e de espécies especialistas em florestas foram afetadas linear e positivamente pelos aumentos no estoque de carbono (Figuras 3b, 3c, 3d e 3e respectivamente). A abundância de espécies endêmicas não apresentou relação com o estoque de carbono e não difeririam entre as idades de restauração (Tabela S1 Material Suplementar).

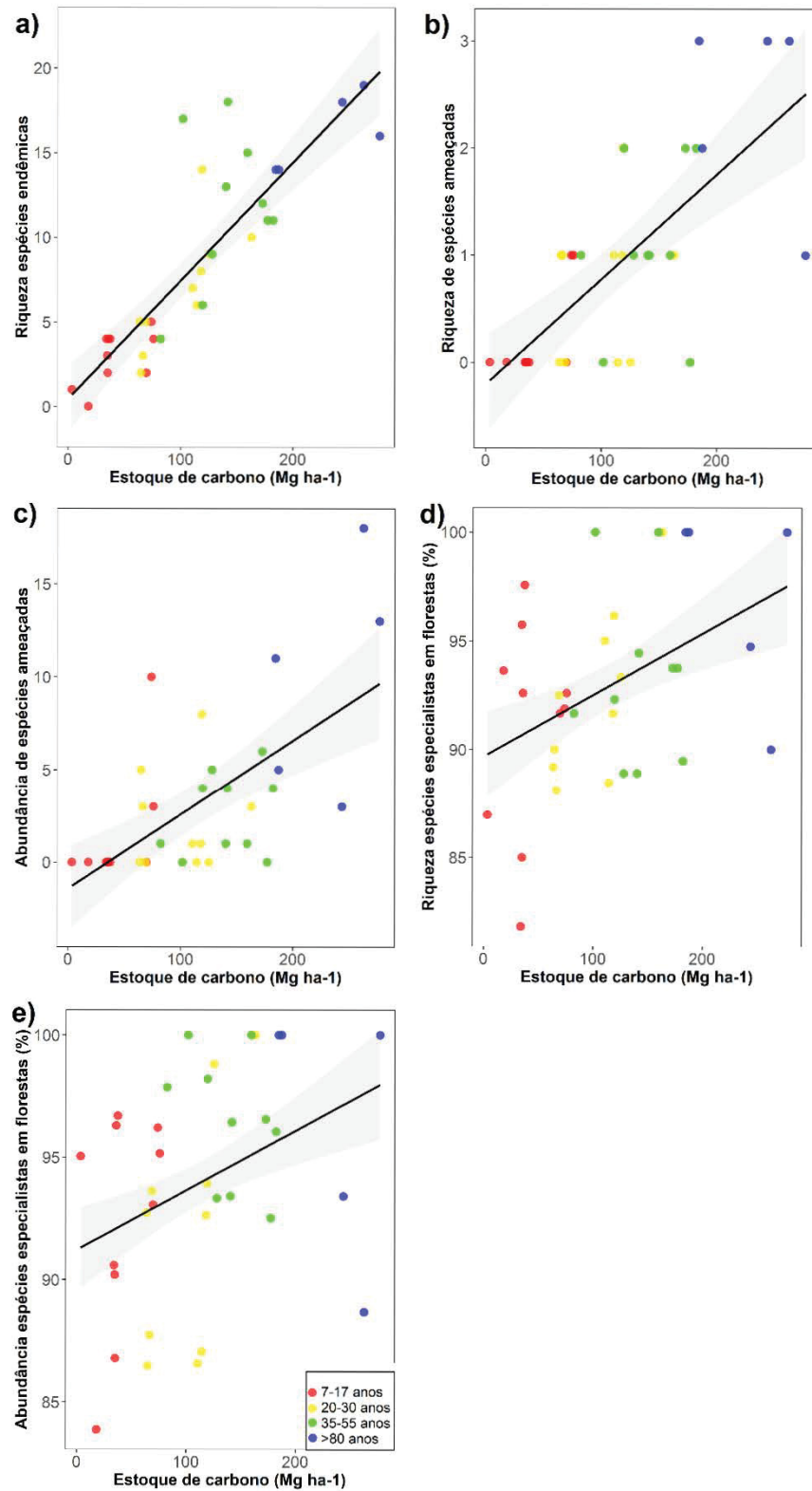


Figura 3. Relações entre estoque de carbono e a) riqueza de espécies endêmicas, b) riqueza de espécies ameaçadas de extinção, c) abundância de espécies ameaçadas de extinção, d) riqueza de espécies especialistas em florestais, e e) abundância de espécies especialistas em floresta ao longo do gradiente de sucessão.

3.4 Discussão

Nosso objetivo foi investigar se restaurar estoques de carbono influencia positivamente na restauração da biodiversidade e conservação de espécies vegetais, e se existe um limiar nessa relação dentro do nosso conjunto de dados, a fim de encontrar uma forma de unir os esforços para o estoque de carbono e conservação de espécies. Os resultados mostraram que é possível restaurar os estoques de carbono e a diversidade simultaneamente, e que focar em estoques de carbono é eficiente para conservar as espécies endêmicas e ameaçadas, bem como as espécies especialistas em florestas, em locais em processo de regeneração natural. A regeneração natural se mostrou extremamente eficiente para a conservação da biodiversidade e do estoque de carbono trazendo uma visão otimista para as metas dos acordos internacionais.

Os valores de carbono e riqueza de espécies encontrados nesse estudo são semelhantes a outros trabalhos na Floresta Atlântica (SANSEVERO *et al.*, 2017; SHIMAMOTO *et al.*, 2014; LIEBSCH *et al.*, 2008; RODRIGUES *et al.*, 2009). Nossos resultados mostram que os limiares para a riqueza de espécies e diversidade de Shannon, ocorrendo em idades mais avançadas de restauração. A presença de limiares mostra que nessa floresta em regeneração os co-benefícios na relação carbono-diversidade atingiram seus valores máximos, não aumentando mesmo com maior tempo de recuperação da vegetação. Outros estudos em florestas tropicais que sofreram algum tipo de distúrbio, encontraram a relação entre carbono e diversidade em torno de 100 Mg C ha⁻¹ e 150 Mg C ha⁻¹ (FERREIRA *et al.*, 2018; van der PERRE *et al.*, 2018), sendo valores inferiores aos encontrados na Floresta Atlântica. Mostramos que é possível encontrar co-benefícios entre o armazenamento de carbono e diversidade em áreas em regeneração natural, sendo valores maiores do que os encontrados até então para outras florestas tropicais. Além disso, nossas áreas estão em processo de regeneração natural o que aumentar ainda mais as quantidades de carbono e de biodiversidade na Floresta Atlântica.

Encontramos limiares para a relação carbono-diversidade funcional, onde que a riqueza funcional (FRiq) e uniformidade funcional (FEve), apresentaram relação linear com o aumento de carbono. A ausência de um limiar (inflexão da reta) mostra que, dentro condições ambientais e do espaço temporal analisado há ainda espaço para acomodar carbono e diversidade funcional. Assim, os valores de diversidade funcional ainda podem aumentar com a regeneração natural na Floresta Atlântica, trazendo otimismo com relação aos acordos internacionais.

Nossos resultados mostram a diversidade filogenética encontrou seus valores máximos de diversidade em florestas mais velhas, acima de 80 anos, e apresenta limiar na relação com o carbono, nessa mesma idade. Nossas áreas apresentam valores importantes para a relação carbono-diversidade filogenética, uma vez que Satdichanh *et al.* (2018) encontraram relação entre a diversidade filogenética e carbono acima do solo apenas para locais com até 15 anos, não sendo encontradas relações para locais com maior tempo de restauração. Ressaltamos que mesmo que essas florestas estejam em processo restauração, o que pode aumentar os estoques de carbono na biomassa aérea, a sua relação com a diversidade funcional não irá aumentar.

Sabe-se que a restauração mostrou ser um processo eficiente para aumentar a conservação da diversidade em floresta tropical em restauração (SATDICHANH *et al.*, 2018; CEQUINEL *et al.*, 2018; LASKY *et al.*, 2014). O mesmo pode ser dito para o estoque de carbono na biomassa aérea, que aumenta substancialmente nos primeiros anos da restauração (MARTIN *et al.*, 2013; BECKNELL *et al.*, 2012). Nossos resultados são animadores, uma vez a conservação da biodiversidade pode ser atingida concomitante com o armazenamento de carbono nas florestas em restauração, especialmente a Floresta Atlântica.

A presença de espécies endêmicas, especialistas em florestas e ameaçadas foi maior nas idades mais avançadas de restauração. Estes são grupos podem ser limitados no processo de restauração, podendo levar mais de 2.000 anos para atingir os níveis de floresta madura (LIEBSCH *et al.*, 2008). A riqueza de espécies endêmicas aumentou com o estoque de carbono

e a idade de restauração. Pelo fato da Floresta Atlântica ser um dos remanescentes mais ameaçados do planeta, focar na conservação de espécies endêmicas é fundamental para a conservação das mesmas e, investir no estoque de carbono por meio da regeneração natural mostrou que pode ser uma forma eficiente.

As espécies ameaçadas e especialistas em florestas também apresentaram relações lineares positivas com o carbono, mostrando que o estoque de maiores quantidades de carbono, também poderá conservar maiores taxas de riqueza e abundância de espécies ameaçadas de extinção e especialistas em floresta. As espécies especialistas foram afetadas positivamente pela restauração da floresta estudada, assim como já havia sido observado em outra floresta tropical (van der PERRE *et al.*, 2018). Em se tratando de espécies ameaçadas de extinção, tanto a riqueza quanto a abundância dessas espécies aumentam com o aumento do carbono, não chegando ao seu limiar com o conjunto de dados avaliados. Essas relações mostram que aliar o estoque de carbono com a conservação da biodiversidade também é importante e pode ser extremamente eficaz.

3.4.1 Implicações do estudo para agendas ambientais

Esse trabalho é inovador por ser um dos primeiros a mostrar como focar em aumentar os estoques de carbono a partir de regeneração natural promove o aumento da diversidade vegetal e a conservação de espécies na Floresta Atlântica. Com base nesses resultados e nas equações das retas podemos prever os valores esperados de diversidade em função do estoque de carbono (ou vice-versa). Esta é uma ferramenta útil, por exemplo, em estimativas de larga escala que são frequentes nas agendas de sequestro de carbono e conservação da biodiversidade.

Com relação aos acordos internacionais, como as Metas de Aichi e REDD+, poderiam ser atingidos segundo o nosso estudo, porém, as Metas de Aichi apresentam como prazo para atingir as metas até final de 2020, mas elas não serão atingidas (MACE *et al.*, 2018). Assim,

nosso trabalho mostra que, durante e pós-2020, será possível atingir concomitantemente ambos os acordos. Isso reforça ainda mais a importância de focar em restauração como forma eficiente de recuperar a biodiversidade. Entretanto, cabe ressaltar que a região de estudo está localizada em uma das mais conservadas da Floresta Atlântica (RIBEIRO *et al.*, 2009) e o fato de existirem muitos fragmentos de vegetação no entorno, facilita a chegada dessas espécies nas áreas em regeneração natural, sendo que esses resultados não podem ser aplicados à áreas em processo de restauração ativa, sendo necessário o desenvolvimento de estudos locais para compreender como ocorrem os co-benefícios de carbono-diversidade.

Apesar dos resultados desse estudo estarem focados nos acordos internacionais assinados pelo Brasil e em áreas de Floresta Atlântica, esses resultados podem ser alcançados em outras áreas de floresta tropical no mundo, em suas diretrizes nacionais. Diversos estudos também apontam que é necessário integrar a conservação e a restauração das florestas a fim de atingir as metas internacionais (van der PERRE *et al.* 2018; MAGNANO *et al.* 2015; Di MARCO *et al.* 2018; UNFCCC, 2015; SHIMAMOTO *et al.* 2018). Mas, estudos locais devem ser desenvolvidos a fim de observar se as relações apresentam as mesmas relações de carbono-diversidade e carbono-conservação de espécies.

Referências

ANDERSON-TEIXEIRA, K.J. Prioritizing biodiversity and carbon. **Nature Climate Change**, v. 8, p. 667-668, 2018.

ANTIN, C.; PÉLISSIER, R.; VINCENT, G.; COUTERON, P. 2013. Crown allometries are less responsive than stem allometry to tree size and habitat variations in an Indian monsoon forest. **Trees**, v. 27, p. 1485-1495, 2013.

AYUSO, S. Um milhão de espécies ameaçadas de extinção a um ritmo sem precedentes. **El País**, 6 maio 2019. Disponível em < https://brasil.elpais.com/brasil/2019/05/06/ciencia/1557132880_458286.html >. Acessado dia 21 de maio de 2019.

- BARRAL, M.P.; BENAYAS, J.M.R.; MELI, P.; MACEIRA, N.O. Quantifying the impacts of ecological restoration on biodiversity and ecosystem services in agroecosystems: A global meta-analysis. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 202, p. 223-231, 2015.
- BECKNELL, J. M.; KUCEK, L. K.; POWERS, J. S. Aboveground biomass in mature and secondary seasonally dry tropical forests: A literature review and global synthesis. **Forest Ecology and Management**, v. 276, p. 88-95, 2012.
- BELL, C.D., SOLTIS, D.E., SOLTIS, P.S. The age and diversification of the angiosperms revisited. **American Journal Botany**, v. 97, p. 1296–1303, 2010.
- BENAYAS, J.; NEWTON, A.C.; DIAZ, A.; BULLOCK, J.M. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. **Science**, v. 325, n 5944, p. 1121-1124, 2009.
- BERNAL, B.; MURRAY, L.T.; PERSON, T.R.H. Global carbon dioxide removal rates from forest landscape restoration activities. **Carbon Balance Manage**, v. 13, P.22, 2018
- BONN. 2019. Bonn Challenge. Disponível em < www.bonnchallenge.org >, acessado dia 27 de fevereiro de 2019.
- BRANCALION, P.H.S.; NIAMIR, A.; BROADBENT, E.; CROUZEILLES, R.; BARROS, F.S.M.; ZAMBRANO, A.M.A.; BACCINI, A.; ARONSON, J.; GOETZ, S.; REID, J.L.; STRASSBURG, B.B.N.; WILSON, S.; CHAZDON, R.L. Global restoration opportunities in tropical rainforest landscapes. **Science Advances**, v. 5:eaav3223, p. 1-11, 2019.
- BROWN, I. F.; MARTINELLI, L. A.; WAYT, T. W.; MOREIRA, M. Z.; CID FERREIRA, C. A.; VICTORIA, R. L. Uncertainty in the biomass of Amazonian forest: an example from Rondônia, Brazil. **Forest Ecology Management**, v. 75, p. 175-189, 1995.
- BUSTAMANTE, M.M.C.; SILVA, J.S.O.; CANTINHO, R.Z.; SHIMBO, J.Z.; OLIVEIRA, P.V.C.; SANTOS, M.M.O.; OMETTO, P.H.B.; CRUZ, M.R.; MELLO, T.R.B.; GODIVA, D.; NOBRE, C.A. Ecological restoration as a strategy for mitigating and adapting to climate change: lessons and challenges from Brazil. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v. 13:055005, 2019.
- CAVANAUGH, K.C.; GOSNELL, J.S.; DAVIS, S.L.; AHUMADA, J.; BOUNDJA, P.; CLARK, D.B; MUGERVWA, B.; JANSEN, P.A.; O'BRIEN, T.G.; ROVERO, F.; SHEIL, D.; VASQUEZ, R.; ADELMAN, S. Carbon storage in tropical forests correlates with taxonomic diversity and functional dominance on a global scale. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, p. 563-573, 2014.
- CBD. 2011. **Contribution of ecosystem restoration to the objectives of the CBD and a healthy planet for all people**: abstracts of posters presented at the 15th meeting of the subsidiary body on scientific, technical and technological advice of the Convention on Biological Diversity, 7-11 November 2011, Montreal, Canada. CBD Technical Series N. 62.
- CEQUINEL, A., CAPELLESSO, E. S., MARCILIO-SILVA, V., CARDOSO, F. G. MARQUES, M. C. M. Determinism in tree turnover during the succession of a tropical forest. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 34, p. 120-128, 2018.

CHAVE, J.; RÉJOU-MÉCHAIN, M.; BÚRQUEZ, A.; CHIDUMAYO, E.; COLGAN, M.S.; DELITTI, W.B.C.; DUQUE, A.; EID, T.; FEARNSSIDE, P.M.; GOODMAN, R.C.; HENRY, M.; MARTÍNEZ-YRÍZAR, A.; MUGASHA, W.A.; MULLER-LANDAU, H.C.; MENCUCCINI, M.; NELSON, B.W.; NGOMANDA, A.; NOGUEIRA, E.M.; ORTIZ-MALAVASSI, E.; PÉLISSIER, R.; PLOTON, P.; RYAN, C.M.; SALDARRIAGA, R.G.; VIEILLEDENT, G. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, v.20, n. 10, p. 3177-3190, 2014.

CHAZDON, R. L.; BROADBENT, E. N., ROZENDAAL, D. M. A., BONGERS, F., ZAMBRANO, A. M. A., AIDE, M., ... POORTER, L. Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. **Science Advances**, v. 2, n. 5, e1501639, 2016.

CIANCIARUSO, M.V.; SILVA, I.A.; BATAL, M.A. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotroica**, v. 9, n. 3, p. 93-103, 2009.

CROUZEILLES, R.; FERREIRA, M.S; CHAZDON, R.L.; LINDENMAYER, D.B.; SANSEVERO, J.B.B.; MONTEIRO, L. IRIBARREM, A.; LATAWIEC, A.E.; STRASSBUR, B.B.N. Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. **Science Advances**, v.3: e1701345, 2017.

DI MARCO, M.; WATSON, J.E.M.; CURRIE, D.J.; POSSINGHAM, H.P.; VENITE, O. The extent and predictability of the biodiversity-carbono correlation. **Ecology Letters**, v. 21, p. 365-375, 2018.

FERREIRA, J.; LENNOX, G. D.; GARDNER, T. A.; THOMSON, J. R.; BERENQUER, E.; LESS, A. C.; NALLY, R. M.; ARAGÃO, L. E. O. C.; FERRAZ, S. F. B.; LOUZADA, J.; MOURA, N. G.; OLIVEIRA, V. H. F.; PARDINI, R.; SOLAR, R. R. C.; VIEIRA, I. C. G.; BARLOW, J. Carbon-focused conservation may fail to protect the most biodiverse tropical forests. **Nature Climate Change**, v. 8, p. 744-749, 2018.

FERRETTI, A.R.; BRITTEZ, R.M. Ecological restoration, carbon sequestration and biodiversity conservation: The experience of the Society for Wildlife Research and Environmental Education (SPVS) in the Atlantic Rain Forest of Southern Brazil. **Journal for Nature Conservation**, v. 14, p. 249-259, 2006.

GASTAUER, M.; MEIRA-NETO, J.A.A. An enhanced calibration of a recently released megatree for the analysis of phylogenetic diversity. **Brazilian Journal of Biology**, v. 76, p. 619-628, 2016.

GRISCOM, B.W.; ADAMS, J.; ELLIS, P.W.; HOUGHTON, R.A.; LOMAX, G.; MITEVA, D.A.; SCHLESINGER, W.H.; SHOCH, D.; SHIKAMÄKI, J.V.; SMITH, P.; WOODBURY, P.; ZGANJAR, C.; BLACKMAN, A.; CAMPARI, J.; CONANT, R.T.; DELGADO, C.; ELIAS, P.; GOPALAKRISHNA, R.; HAMSIK, M.R.; HERRERO, M.; KIESEKER, J.; LANDIS, E.; LAESTADIUS, L.; LEAVITT, S.M.; MINNEMEYER, S.; POLASKY, S.; POTAPOV, P.; PUTZ, F.E.; SANDERMAN, J.; SILVIUS, M.; VOLLENBERG, E.; FARGIONE, J. Natural climate solutions. **PNAS**, v. 114, n. 44. P. 11645-11650, 2017.

ITCG. Instituto de Terras, Cartografia e Geologia do Paraná. **Mapeamento do uso e cobertura do solo no estado do Paraná, realizado com imagens SPOT5** – Paraná cidade ano 2005/2006. Curitiba, 2014.

KESSTRA, S.; NUNES, J.; NOVARA, A.D.D.; AVELAR, D.; KALANTARI, Z.; CERDÀ, A. O efeito superior das soluções baseadas na natureza no manejo da terra para melhorar os serviços ecossistêmicos. **Science Total Environmental**, v. 610-611, p. 997-1009, 2018.

KOCH, A.; BRIERLEY, C.; MASLIN, M.M.; LEWIS, S.L. Earth system impacts of the European arrival and great dying in the Americas after 1492. **Quaternary Science Reviews**, v. 207, p. 13-36, 2019.

LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology**, v. 91, n. 1, p. 299-305, 2010.

LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P. **Measuring functional diversity (FD) from multiple traits, and other tools for functional ecology**. 2014. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/web/packages/FD/FD.pdf>>, acessado em 20 de agosto de 2018.

LASKY, J.R.; URIARTE, M.; BOUKILI, V.K.; ERICKSON, D.L.; KRESS, W.J.; CHAZDON, R.L. The relationship between tree biodiversity and biomass dynamics changes with tropical forest succession. **Ecology Letters**, v. 17, p. 1158-1167, 2014.

LAVOREL, S.; GRIGULIS, K.; LAMARQUE, P.; COLACE, M.; GARDEN, D.; GIREL, J.; PELLET, G.; DOUZET, R. Using plant functional traits to understand the landscape distribution of multiple ecosystem services. **Journal of Ecology**, v. 99, p. 135-147, 2011.

LI, Y.; BAO, W.; BONGERS, F.; CHEN, B.; CHEN, G.; GUO, K.; JIANG, M.; LAI, J.; LIN, D.; LIU, C.; LIU, X.; LIU, Y.; MI, X.; TIAN, X.; WANG, X.; XU, W.; YAN, J.; YANG, B.; ZHENG, Y.; MA, K. Drivers of tree carbon storage in subtropical forests. **Science of the Total Environment**, v. 654, p. 684-693, 2019.

LIEBSCH, D.; MARQUES, M.C.M.; GOLDENBERG, R. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. **Biological conservation**, v. 141, p. 1717-1725, 2008.

MACE, G.M.; NORRIS, K.; FITTER, K.H. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 27, n. 1, 2012.

MACE, G.M.; BARRETT, M.; BURGESS, N.D.; CORNELL, S.E.; FREEMAN, R.; GROOTEN, M.; PURVIS, A. Aiming higher to bend the curve of biodiversity loss. **Nature Sustainability**, v. 1, p. 448-451, 2018.

MAGNAGO, L.F.S.; MAGRACH, A.; LAURENCE, W.F.; MARTINS, S.V.; MEIRANETO, A.A.; SIMONELLI, M.; EDWARDS, D.P. Would protecting tropical forest fragments provide carbon and biodiversity cobenefits under REDD+? **Global Change Biology**, v. 21, p. 3455-3468, 2015.

MARTIN, P.A.; NEWTON, A.C.; BULLOCK, J.M. Carbon pools recover more quickly than plant biodiversity in tropical secondary forests. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 280: 20132236, 2013.

MASON, N.W.H.; MOUILLOT, D.; LEE, W.G.; WILSON, J.B. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. **Oikos**, v. 111, n. 1, p. 112-118, 2005.

MAUERHOFER, V. The law, ecosystem services and ecosystem functions: An in-depth overview of coverage and interrelation. **Ecosystem Services**, v. 29, p. 190-198, 2018.

MEA. **Millennium Ecosystem Assessment**: Ecosystems and Human Well-being, 2003. 266p.

MELI, P.; BENAYAS, J.M.R.; BALVANERA, P.; MARTÍNEZ-RAMOS, M. Restoration enhances wetland biodiversity and ecosystem service supply, but results are context-dependent: a meta-analysis. **PLOS ONE**, v. 9, n. 4: e93507, 2014.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa**. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Ministério da Educação. – Brasília, DF: MMA, 2017. 76p.

MMA. **Ministério do Meio Ambiente**. 2019. Disponível em: < mma.gov.br >, acessado dia 27 de fevereiro de 2019.

MOREL, L.; CYRIL, D.; COURTIAL, C.; VASSEUR, M.; LEROY, B.; YSNEL, F. Spontaneous recovery of functional diversity and rarity of ground-living spiders shed light on the conservation importance of recent woodlands. **Biodiversity and Conservation**, v. 28, n. 3, p. 687–709, 2019.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G.A. B.; KENT J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-8, 2000.

OKSANEN, J.; BLANCHET, F.G.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MCGLINN, D.; MINCHIN, P.R.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, G.L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M.H.H.; SZOEC, E.; WAGNER, H. **Community Ecology Package**. 2018. Disponível em: < <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vegan.pdf> >, acessado em 20 de agosto de 2018.

PACTO PELA RESTAURAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA. 2009. **Pacto pela restauração da Mata Atlântica**. Disponível em < www.pactomataatlantica.org.br/ >, acessado dia 27 de fevereiro de 2019.

PAN, Y.; BIRDSEY, R.A.; FANG, J.; HOUGHTON, R.; KAUPPI, P.E.; KURZ, W.A.; PHILLIPS, O.L.; SHVIDENKO, A.; LEWIS, S.L.; CANADELL, J.G.; CIAIS, P.; JACKSON, R.B.; PACALA, S.W.; MCGUIRE, A.D.; PIAO, S.; RAUTIAINDEN, P.; SITCH, S.; HAYES, D. A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. **Science**, v. 333, n. 988, 2011.

PÉREZ-HARGUINDEGUY, N.; DÍAZ, S.; GARNIER, E.; LAVOREL, S.; POORTER, H.; JAUREGUIBERRY, P.; BRET-HARTE, M.S.; CORNWELL, W.K.; CRAINE, J.M.; GURVICH, D.E.; URCELAY, C.; VENEKLASS, E.J.; REICH, P.B.; POORTER, L.; WRIGHT, I.J.; RAY, P.; ENRICO, L.; PAUSAS, J. G.; de VOS, A.C.; BUCHMANN, N.; FUNES, G.; QUÉTIER, F.; HODGSON, J.G.; THOMPSON, K.; MORGAN, H.D.; ter STEGGE, H.; van der HEIJDEN, M.G.A.; SACK, L.; BLONDER, B.; POSCHLOD, P.; VAIERETTI, M.V.; CONTI, G.; STAVER, A.C.; AQUINO, S.; CORNELISSEN, J.H.C.

New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, v. 61, p. 167-234, 2013.

POORTER, L.; van der SANDE, M.T.; ARETS, E.J.M.M.; ASCARRUNZ, N.; ENQUIST, B.J.; FINEGAN, B.; LICONA, J.C.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; MAZZEI, L.; MEAVE, J.A.; MUÑOZ, R.; NYTCH, C.J.; OLIVEIRA, A.A.; PÉREZ-GARCÍA, E.A.; PRADO-JUNIOR, J.; RODRÍGUES-VELÁZQUES, J.; RUSCHEL, A.R.; SALGADO-NEGRET, B.; SCHIAVINI, I.; SWENSON, N.G.; TONORIO, E.A.; THOMPSON, J.; TOLEDO, M.; URIATE, M.; van der HOUT, P.; ZIMMERMAN, J.K.; PEÑA-CLAROS, M. Biodiversity and climate determine the functioning of Neotropical forests. **Global Ecology and Biogeography**, v. 26, p. 1423-1434, 2017.

PRACH, K.; HOBBS, R. Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. **Restoration Ecology**, v. 16, n. 3, p. 363-366, 2008.

R CORE TEAM. R: **A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2018. <https://www.R-project.org/>.

REFLORA. Flora do Brasil. 2019. Disponível em <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora>>, acessado dia 27 de fevereiro de 2019.

REZENDE, C.L.; SCARANO, F.R.; ASSADD, E.D.; JOLY, C.A.; METZGER, J.P.; STRASSBURG, B.B.N.; TABERELLI, M.; FONSECA, G.A.; MITTERMEIER, R.A. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208-214, 2018.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HITORA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1141-1153, 2009.

RODRIGUES, R.R.; LIMA, R.A.F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1242-1251, 2009.

ROSA, C.M.; MARQUES, M.C.M. Is it possible to restore the biodiversity and mitigate the effects of climate changes in the same restoration project? A review of the context, concepts and paradigms behind this question. **Biological Conservation**, no prelo.

ROZENDAAL, D.M.A.; CHAZDON, R.L. Demographic drivers of tree biomass change during secondary succession in northeastern Costa Rica. **Ecological Applications**, v. 25, n. 2, p. 506-516, 2015.

SANSEVERO, J.B.B.; PRIETO, P.V.; SÁNCHEZ-TAPIA, A.; BRAGA, J.M.A.; RODRIGUES, P.J.F.P. Past land-use and ecological resilience in a lowland Brazilian Atlantic Forest: implications for passive restoration. **New Forests**, v. 48, p. 573-586, 2017.

SATDICHANH, M.; MA, H.; YAN, K.; DOSSA, G.G.O.; WINOWIECKI, L.; VÅGEN, T.; GASSNER, A.; XU, J.; HARRISON, R.D. Phylogenetic diversity correlated with above-ground biomass production during forest succession: Evidence from tropical forests in Southeast Asia. **Journal of Ecology**, p. 1-14, 2018.

SCHNEIDER, C. A.; RASBAND, W. S.; ELICEIRI, K. W. NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. **Nature methods**, v. 9, n. 7, p. 671-675, 2012.

SHIMAMOTO, C. Y.; BOTOSSO, P. C.; MARQUES, M.C.M. How much carbon is sequestered during the restoration of tropical forests? Estimates from tree species in the Brazilian Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 329, p. 1-9, 2014.

SHIMAMOTO, C.Y.; PADIAL, A.A.; ROSA, C.M.; MARQUES, M.C.M. Restoration of ecosystem services in tropical forests: A global meta-analysis. **PLoS ONE**, v. 13, p.12: e0208523. 2018.

SPVS. **PLANO DE MANEJO**: Reserva Particular do Patrimônio Natural - Rio Cachoeira e Águas Belas, 2013. Disponível em:< <http://www.iap.pr.gov.br/pagina-1281.html>>, acessado dia 13 de setembro de 2018.

STEINBEISS, S.; BEßLER, H.; ENGELS, C.; TEMPERTON, V.M.; BUCHMANN, N.; ROSCHER, C.; KREUTZIGER, Y.; BAADE, J.; HABEKOST, M.; GLEIXNER, G. Plant diversity positively affects short-term soil carbon storage in experimental grasslands. **Global Change Biology**, v. 14, p. 2937-2949, 2008.

STRASSBURG, B.B.N.; BEYER, H.L.; CROUZEILLES, R.; IRIBARREM, A.; BARROS, F.; SIQUEIRA, M.F.; SÁNCHEZ-TAPIA, A.; BALMFORD, A.; SANSEVERO, J.B.B.; BRANCALION, P.H.S.; BROADBENT, E.N.; CHAZDON, R.L.; OLIVEIRA-FILHO, A.; GARDNER, T.A.; GORDON, A.; LATAWIEC, A.; LOYOLA, R.; METZGER, J.P.; MILLS, M.; POSSINGHAM, H.P.; RODRIGUES, R.R.; SCARAMUZZA, C.A.M.; SCARANO, F.R.; TOMBOSI, L.; URIATE, M. Strategic approaches to restoring ecosystems can triple conservation gains and halve costs. **Nature Ecology & Evolution**, n. 1, n. 3, p.64, 2018.

TILMAN, D.; WEDIN, D.; KNOPS, J. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. **Nature**, v.379, p. 718–720, 1996.

UNFCCC. **The Paris Agreement**. 2015. Disponível em< <https://unfccc.int/process-and-meetings/the-paris-agreement/the-paris-agreement>>, acessado dia 27 de fevereiro de 2019.

VAN DE PERRE, F.; WILLING, M.R.; PRESLEY, S.J.; ANDEMWANA, F.B.; BEECKMAN, H.; BOECKX, P.; COOLEMAN, S.; HAAN, M.; KESEL, A.; DESSEIN, S.; GROOTAER, P.; HUYGENS, D.; JANSSENS, S.B.; KEARSLEY, E.; HABEYA, P.M.; LOPONCE, M.; VAN DER BROECK, D.; VERBEECK, H.; WÜRSTEN, B.; LEIRS, H.; VERHEYEN, E. Reconciling biodiversity and carbon stock conservation in an Afrotropical forest landscape. **Science Advances**, v. 4:eaar6603, 2018.

van der SANDE, M. T.; PEÑA-CLAROS, M.; ASCARRUNZ, N.; ARETS, E.J.M.M.; LICONA, J.C.; TOLEDO, M.; POORTER, L. Abiotic and biotic drivers of biomass change in a Neotropical forest. **Journal of Ecology**, v. 105, p. 1223-1234, 2017.

VANCE-CHALCRAFT, H.D.; WILLING, M.R.; COX, S.B.; LUGO, A.E.; SCATENA, F.N. Relationship between aboveground biomass and multiple measures of biodiversity in subtropical forest of Puerto Rico. **Biotropica**, v. 42, p. 3, p. 290-299, 2010.

VILLÉGER, S.; MASON, N.W.H.; MOULILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, v.89, n. 8, p. 2290-2301, 2008.

WEBB, C. Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: an example for rain forest trees. **American Naturalist**, v. 156, p. 145–155, 2000.

WEBB, C.O.; DONOGHUE, M.J. Phylomatic: tree assembly for applied phylogenetics. **Molecular Ecology Notes**, v. 5, p. 181-183, 2005.

WEBB, C.O.; ACKERLY, D.D.; MCPEEK, MA.; DONOGHUE, M.J. Phylogenies and community ecology. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 33, p. 475–505, 2002.

ZANNE, A. E.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; COOMES, D.A.; ILIC, J.; JANSEN, S.; LEWIS, S.L.; MILLER, R.B.; SWENSON, N.G.; WIEMANN, M.C.; CHAVE, J. **Data from: Towards a worldwide wood economics spectrum**. 2009. Dryad Digital Repository. <https://doi.org/10.5061/dryad.234>

Material Suplementar

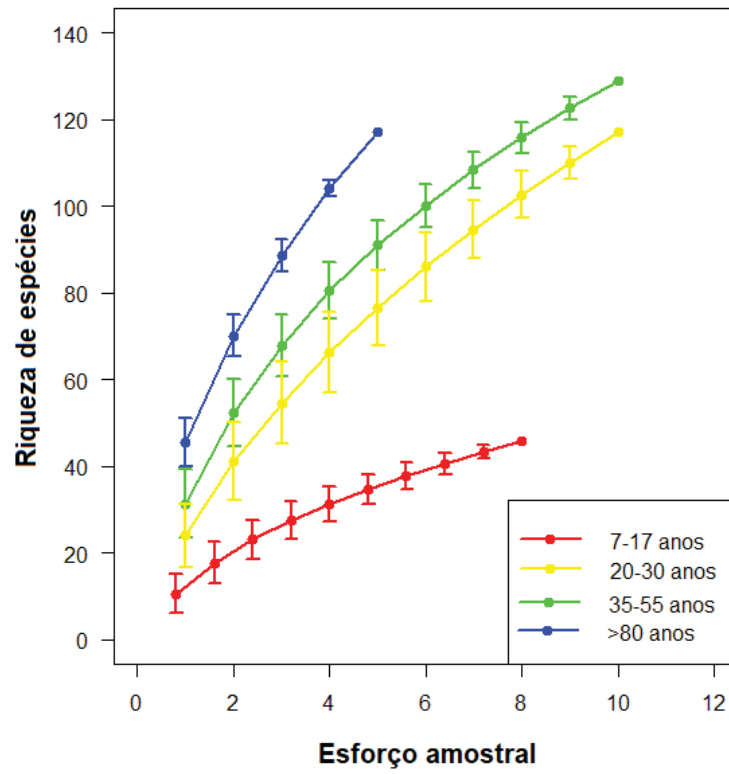


Figura S1. Curva de acumulação de espécies nas diferentes idades de restauração.

Tabela S1. Diferenças na estrutura da vegetação (média+DP) entre as idades de restauração.
*Letras diferentes indicam diferenças entre as idades.

	Idade 1	Idade 2	Idade 3	Idade 4
Altura média	7,78±1,51a	10,66±1,06b	11,47±0,97b	10,45±0,88b
Diâmetro	11,19±2,09a	11,98±1,09ab	14,11±2,85b	13,78±1,65ab
Abundância	60,7±36,63a	101,7±20,04b	88,7±28,80a	94,2±5,59a
Volume	6,63±4,23a	20,58±7,42b	28,65±6,46bc	39,10±13,35c

Tabela S2. Estoque de carbono e métricas de diversidade e conservação (média±DP) entre as idades em restauração. *Letras diferentes indicam diferenças entre as idades.

Carbono/Diversidade/ Conservação	Idade 1	Idade 2	Idade 3	Idade 4	Estatística (df=3)
Estoque de carbono (Mg ha⁻¹)	41,89±24,07a (total:418,95)	101,49±33,75b (total: 1014,89)	140,62±33,26b (total: 1406,21)	231,16±42,92c (total: 1155,82)	F=26,6; p<0,0001
Riqueza de espécies	11,2±5,1a	23,8±7,6b	31,1±8,4b	42,6±7,8c	F=29,0; p<0,0001
Riqueza rarefeita	5±1,3a	6,7±1,3b	8,4±0,9c	9,5±0,4c	F=23,9; p<0,0001
Diversidade de Shannon	1,7±0,6a	2,4±0,5b	2,9±0,3bc	3,4±0,2c	F=17,6; p<0,0001
Diversidade filogenética	141,8±41,3a	172,2±43,4a	203,9±6,5b	214,6±3,3b	F=11,2; p<0,0001
Métricas de diversidade					
Riqueza funcional	8,09±8,09a	11,3±14,4b	17,4±8,7c	33±7,5ab	F=9,0; p<0,0001
Uniformidade funcional	0,6±0,5a	0,6±0,1bc	0,7±0,1b	0,7±0,03c	F=5,5; p=0,003
Divergência funcional	0,8±0,1a	0,7±0,1a	0,8±0,1a	0,7±0,04a	F=3,7; p=0,02
Dispersão Funcional	1,8±0,6a	2±0,5a	2±0,5a	1,8±0,1a	F=22,4; p<0,0001
Entropia de Rao	4±1,5a	4,7±2a	5,3±2,4a	4,1±0,2a	F=28,1; p<0,0001
Métricas de conservação					
Riqueza de espécies endêmicas	29±1,6a	69±3,5ab	116±4,5b	81±2,3b	F=7,1; p=0,0009
Abundância de espécies endêmicas	236±26,9	293±18,3	350±15,8	195±9,4	F=0,45; p=0,66 (NS)
Riqueza de espécies ameaçadas de extinção	2±0,4a	7±0,8ab	11±0,7ab	12±1b	F=3,2; p=0,03
Abundância de espécies ameaçadas de extinção	13±3,2a	21±2,7a	26±2,2ab	50±6b	F=6,2; p=0,001
Riqueza de espécies especialistas em florestas	110±4,9	207±6,7	279±8	189±7,7	F=2,2; p=0,1 (NS)
Abundância de espécies especialistas em florestas	610±37,6	959±21	840±27,8	428±14,2	F=2,8; p=0,05

4. CAPÍTULO 3

A quantidade de habitat é o *proxy* mais importante para a trajetória da restauração na Floresta Atlântica

A quantidade de habitat é o *proxy* mais importante para a trajetória da restauração na Floresta Atlântica

Resumo

A regeneração natural é a forma de restauração mais indicada para ações em grandes escalas, porém diversos fatores em nível de escalas espaciais locais e regionais podem influenciar a sua eficiência. Nosso objetivo foi avaliar como a paisagem afeta a trajetória das áreas em restauração em toda a Floresta Atlântica, analisando as mudanças temporais na riqueza de espécies e área basal. Para isso, realizamos uma busca de artigos que abordassem a riqueza de espécies, a área basal e a idade em áreas em regeneração. Para cada sítio (23 sítios), extraímos métricas de paisagem (área do fragmento, cobertura vegetal, número de fragmentos, densidade da borda e distância do vizinho mais próximo) e as utilizamos como variáveis preditoras da riqueza e área basal das áreas em regeneração. Nossos resultados mostram que paisagens com fragmentos maiores, maior cobertura vegetal, menor número de fragmentos, menor densidade de borda e menor distância do fragmento mais próximo afetam positivamente a riqueza de espécies e área basal das florestas em regeneração. Planos de restauração em grande escala que pretendem utilizar a regeneração natural como estratégia, terão melhores resultados em matriz de paisagem com maior quantidade de ambientes preservados; estratégias de restauração ativa deverão ser planejadas para locais que não apresentam estas características.

4.1 Introdução

As atividades antrópicas nas últimas décadas levaram a um grande aumento na fragmentação e à perda de habitat, especialmente pela urbanização (MARCÍLIO-SILVA & MARQUES, 2017; JOLY *et al.*, 2014) e aumento de áreas para agricultura e pastagens (LEDDA & MONTIS, 2019; SCARANO & CEOTTO, 2015; JOLY *et al.*, 2014), sendo que nas regiões tropicais estão os maiores índices de desmatamento e fragmentação.

A fragmentação pode diminuir a quantidade e a qualidade do habitat, o que afeta negativamente a diversidade (FAHRIG *et al.*, 2019; PÜTZ *et al.*, 2011; MAGNAGO *et al.*, 2015; BENAYAS *et al.* 2009) e na estrutura e dinâmica da comunidade (TABARELLI *et al.*,

1999; DÖBERT *et al.*, 2015), influenciando negativamente nas populações de animais e vegetais (FAHRIG, 2003), impedindo a persistência de muitas espécies (SCARANO & CEOTTO, 2015). Além disso, a fragmentação influencia negativamente nas proporções de árvores grandes (OLIVEIRA *et al.*, 2008), diminui os grupos ecológicos mais avançados, reduzindo a sua abundância e alterando a estrutura dos fragmentos, diminuindo ainda mais a diversidade nesses locais (PÜTZ *et al.*, 2011).

Com a fragmentação, os níveis de carbono armazenados na biomassa são alterados, sendo que os estoques de carbono são afetados positivamente pelo tamanho dos fragmentos (MAGNAGO *et al.*, 2015). Estimativas que a diminuição de áreas florestais tropicais até 2050 irá ocasionar em uma perda de aproximadamente 46 milhões de toneladas de carbono armazenados nas florestas (BASTIN *et al.*, 2019). Esses resultados são alarmantes, uma vez que uma das maiores preocupações da humanidade é diminuir os gases presentes na atmosfera, a fim de diminuir os problemas relacionados as mudanças climáticas. Além disso, a conversão de áreas de vegetação em outras formas de uso da terra aumenta o lançamento de gases poluentes para a atmosfera, o que influencia diretamente nas mudanças climáticas (FEARNSIDE, 2000; HOUGHTON *et al.*, 2015).

Pensando em conservação de biodiversidade e estoques de carbono, muitos acordos internacionais foram assinados, como por exemplo, as Metas de Aichi, Acordo de Paris, REDD+, Desafio de Bonn, entre outros. O programa REDD+ e o Acordo de Paris focam em sequestrar carbono a fim de diminuir os efeitos das mudanças climáticas. As Metas de Aichi estão voltadas para a conservação da biodiversidade em nível global. O Desafio de Bonn tem como foco restaurar e 350 milhões de hectares até 2030, sendo um dos desafios mais importantes no momento, uma vez que restauração pode ser a medida mais eficiente para atingir esses acordos internacionais.

A restauração passiva, por meio da regeneração natural, tem sido considerada a melhor alternativa para atingir as diferentes metas focadas em conservação e biodiversidade, pois aumenta a biodiversidade (BULLOCK *et al.*, 2011; ARROYO-RODRÍGUEZ *et al.*, 2017; OOSTEN, 2013; ROZENDAAL *et al.*, 2019; CROUZEILLES *et al.*, 2017; MARQUES *et al.*, 2014), estabiliza ou reverte os efeitos negativos da fragmentação (KAGEYAMA *et al.*, 2003), recuperar os serviços ecossistêmicos das florestas tropicais degradadas (SHIMAMOTO *et al.*, 2018, BENAYAS *et al.*, 2009) e diminuir as mudanças climáticas globais (CHAZDON & BRANCALION, 2019; BASTIN *et al.*, 2019). Trata-se de uma técnica de baixo custo, o que é desejável quando o objetivo é a restauração em grande escala (CHAZDON & URIARTE, 2016).

Existem 0,9 bilhão de hectares para serem recuperados no mundo (BASTIN *et al.*, 2019). O Brasil é o país neotropical com maior capacidade de armazenamento de carbono (CHAZDON *et al.*, 2016) e apresenta aproximadamente 50 milhões de hectares com potencial de restauração (BASTIN *et al.*, 2019). Dentre as florestas brasileiras, a Floresta Atlântica é uma das mais importantes, especialmente por ser uma das áreas com maior biodiversidade e com altas taxas de endemismo (MYERS *et al.*, 2000). Assim, esta região se uma das mais importantes para fins de conservação e armazenamento de carbono.

A Floresta Atlântica sofre com altos níveis de fragmentação (RIBEIRO *et al.*, 2009; PÜTZ *et al.*, 2014; FARAH *et al.*, 2013), restando aproximadamente 26% de cobertura vegetal, representada, em sua maioria, por pequenos blocos florestais (RIBEIRO *et al.*, 2009; PÜTZ *et al.*, 2014; REZENDE *et al.*, 2018). Visando reverter os problemas ocasionados pela fragmentação, em 2009 foi firmado o Pacto Pela Restauração da Mata Atlântica, uma iniciativa com múltiplos atores, que tem como foco restaurar 15 milhões de hectares até 2030 (PACTO PELA RESTAURAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA, 2009; CALMON *et al.*, 2011). Recentemente Bracalion *et al.*, (2019), mostraram que a Floresta Atlântica é um dos *hotspots*

de restauração, podendo aumentar a conservação da biodiversidade e adaptação e mitigação das mudanças climáticas, o que torna a restauração nesse bioma ainda mais importante do que se sabia até o momento.

Reconhecer os locais que devem ser restaurados, bem como restaurar essas áreas é uma das questões mais importantes do momento, uma vez que o investimento de tempo, dinheiro e esforço devem ser em locais com maior potencial de restauração (BRANCALION *et al.*, 2019; CHAZDON & BRANCALION, 2019). Portanto, o acúmulo de conhecimentos sobre a eficiência da regeneração natural e seus possíveis limitadores, é fundamental para planejar a restauração com menor incerteza sobre seus resultados. Porém, ainda não é conhecido como a recuperação das áreas fragmentadas por meio da restauração pode ser eficiente em larga escala, e em diferentes tipos de paisagem. Neste contexto, saber quais condições de paisagem favorecem ou não a retomada da trajetória sucessional das áreas em regeneração é um passo importante para o planejamento em larga escala.

Aqui, avaliamos como a paisagem afeta a riqueza de espécies e o carbono em áreas de desfragmentação na Floresta Atlântica. Além disso, avaliamos como a trajetória da restauração relacionada com a riqueza de espécies e o carbono são influenciadas pelas características da paisagem em todo o bioma. Assim, será possível entender quais as características principais devem ser avaliadas na paisagem para decidir se a restauração passiva será eficiente. A partir da compilação de estudos em áreas com diferentes tipos de perturbações ao longo de todo o bioma, analisamos se as mudanças temporais de riqueza e área basal, usada como *proxy* de carbono, são afetadas pelo grau de fragmentação, cobertura florestal, distância do fragmento vizinho mais próximo e densidade de bordas na paisagem. Esperamos que as mudanças na riqueza de espécies e na estrutura da floresta em regeneração ao longo do tempo ocorram em taxas maiores em paisagens pouco fragmentadas, com maior área do fragmento e cobertura da

vegetação, e menor número de fragmentos na paisagem, distância do vizinho mais próximo e densidade de borda.

4.2 Material e Métodos

4.2.1 Coleta de dados

Foram pesquisados artigos, dissertações e teses realizados em toda a Floresta Atlântica e que apresentavam dados de estrutura (riqueza e área basal) da floresta em regeneração. Para a pesquisa foram utilizadas as seguintes palavras-chave: “floresta secundária”, “mata atlântica”, “sucessão”, “fitossociologia” e “Brasil”; em português e inglês, entre os anos 2000 e 2019 (até março). A limitação temporal foi feita a fim de se evitar estudos onde o contexto da paisagem tenha se alterado drasticamente. Os artigos foram pesquisados nos seguintes bancos de dados: Science Direct, CAB Direct, Scielo, Web of Knowledge e Google Scholar. O resultado da busca retornou 940 artigos, os quais foram avaliados individualmente quanto à aderência ao tema da pesquisa e a presença dos dados de área basal, riqueza e idade da área em fragmentação, além das coordenadas do sítio de estudo. Utilizamos apenas os estudos cujo critério de inclusão para o levantamento da vegetação foi diâmetro à altura do peito (DBH) ≥ 5 cm. A idade foi considerada de acordo com as informações do autor. Foram obtidos 30 estudos que continham os dados completos, totalizando 98 sítios amostrais (Figura 1; Tabela S1 Material suplementar).

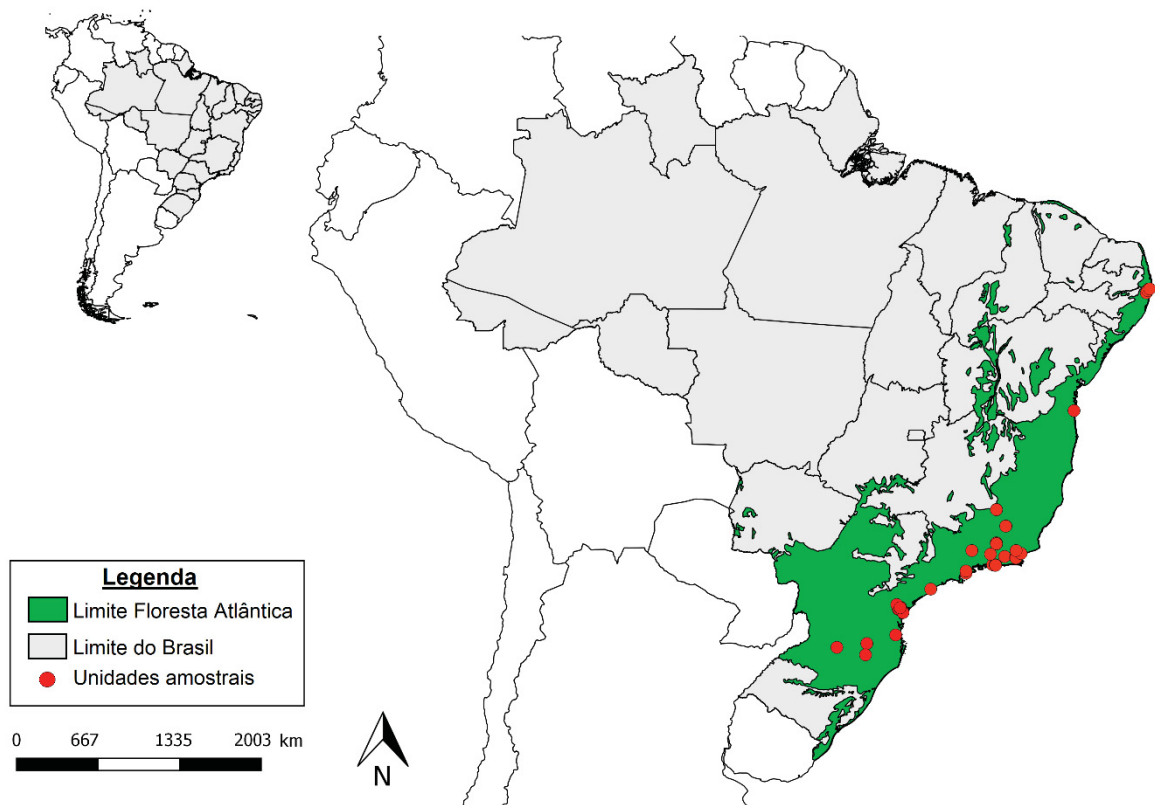


Figura 1. Localização dos 98 sítios dos estudos avaliados no presente estudo. Alguns pontos estão sobrepostos devido à proximidade dos sítios amostrais.

4.2.2 Preparação dos dados de paisagem

Para a análise de paisagem foram utilizados os mapas de cobertura de vegetação do MapBiomas, Coleção 2, com levantamentos até 2016, sendo utilizado o raster de dados da Floresta Atlântica (disponível em: <http://www.mapbiomas.org/>), escala 1:1.000.000. Para cada sítio, foram extraídos os recortes de janelas de paisagem (*buffers*) com 2km de raio a partir da coordenada central do sítio. Paisagens onde a coordenada do sítio amostral do estudo não caiu em um local com vegetação no MapBiomas foi removido do estudo, uma vez que pode ter havido remoção da vegetação nesse período do tempo (2000-2019).

Os recortes contendo os dados de vegetação rasterizados foram analisados no programa FRAGSTAT 4.2 (McGARIGAL & ENE, 2015), no qual, para cada unidade amostral, foram obtidas cinco métricas de paisagem. A área do fragmento, refere-se ao fragmento onde o sítio

de estudo estava localizado, o qual serve como o *pool* de espécies locais que deverá colonizar a área em regeneração, e para a densidade de indivíduos arbóreos (MARTENSEN *et al.*, 2012). A distância euclidiana média do fragmento mais próximo informa o quanto o fragmento estudado está isolado na paisagem, o que influencia negativamente na riqueza de espécies em pequena escala (KAUANO *et al.*, 2013). A porcentagem de cobertura da vegetação, calculada como a razão entre a área total de fragmentos pela área da paisagem e geralmente está associada à disponibilidade de sementes (ROZENDAAL *et al.*, 2019). O número total de fragmentos presentes na paisagem pode influenciar na persistência das espécies (HANSKI, 2015) e, a densidade da borda que está relacionada à redução da qualidade do habitat no fragmento (HANSKI, 2015).

4.2.3 Análise dos dados

A fim de avaliar como a paisagem influencia a riqueza de espécies das áreas em fragmentação nos *buffers* de 2 Km e 3,5 Km, realizamos modelos lineares generalizados de efeitos mistos (GLMM), com a função link de log. Como as relações para a riqueza de espécies apresentaram sobredispersão nos dados, utilizamos a família binomial negativa, do pacote “lme4” e comando “glmer.nb”, com efeito aleatório usando o pacote “MASS”. Para riqueza de espécies no *buffer* de 5 Km e para a área basal utilizamos modelos lineares generalizados (GLM) da família binomial negativa, por meio do comando “glm.nb”, do pacote “MASS”. Avaliamos as combinações possíveis entre as métricas de paisagem e idade para a riqueza e área basal por meio da função “dredge” do pacote MuMIn. A seleção de modelos foi feita por meio do critério de informação de Akaike para pequenas amostras ($AICc$) ≤ 2 . As relações de riqueza para 2 Km de raio e 3,5 Km apresentaram autocorrelação espacial; assim, controlamos o efeito espacial no modelo, inserindo as unidades amostrais como variáveis aleatórias tornando as variáveis não dependentes espacialmente.

4.4 Resultados

Em geral, os modelos selecionados mostraram que, para as escalas de paisagem (*buffers*) de 2 Km e 3,5 Km, a idade do fragmento foi a variável com maior influência sobre a riqueza de espécies, enquanto para o *buffer* de 5 Km a cobertura vegetal foi a variável mais importante, seguida pela densidade de borda e pela idade do fragmento (Tabela 1). A riqueza de espécies foi influenciada positivamente pela idade da vegetação, cobertura vegetal e negativamente pelo número de fragmentos em todas as escalas. Para escalas pequenas (*buffer* de 2 Km), a área do fragmento e a distância do fragmento vizinho mais próximo influenciaram negativamente a riqueza de espécies, porém para escalas maiores (*buffers* de 3,5 e 5 Km), a influência foi positiva (Tabela 1).

Com relação à área basal, observamos que, independente do *buffer*, a cobertura vegetal foi a variável mais importante, seguida sempre pela idade do fragmento (Tabela 2). A área do fragmento foi mais importante que a distância do fragmento mais próximo para a distância de 2 Km, enquanto a densidade de borda foi mais importante que a distância do fragmento mais próximo para o *buffer* de 3,5 Km e que a área do fragmento para o *buffer* de 5 Km (Tabela 2). A área basal foi influenciada positivamente pela cobertura vegetal e idade da vegetação independentemente da escala da paisagem. Porém, para escalas menores (*buffer* de 2 Km) a área do fragmento e a distância do fragmento vizinho mais próximo afetaram negativamente a área basal, enquanto nas escalas maiores (*buffers* de 3,5 e 5 Km) não houve relações negativas com a área basal de nenhuma das variáveis da paisagem (Tabela 2).

Tabela 1. Modelos selecionados (AICc) para as relações dos efeitos da paisagem sobre a RIQUEZA DE ESPÉCIES para os buffers com raios de 2 Km (a), 3,5 Km (b, c e d) e 5 Km (e, f e g). Idade = Idade do fragmento, AF= área do fragmento, CV = Cobertura Vegetal, DB = Densidade de borda, DMFP = Distância média do fragmento mais próximo e NF = número de fragmentos na paisagem.

<i>Buffer</i>		Estimate	SE	Valor de z	Valor p (>z)
2 Km	(a) Riqueza ~ Idade + AF + DB + DMFP + NF (AICc = 944,34; $\Delta = 0,00$)				
	Intercepto	3,69	0,28	13,08	<0,0001
	Idade	0,02	0,002	8,53	<0,0001
	AF	-0,0004	0,0001	-2,87	0,004
	DB	0,01	0,005	2,49	0,01
	DMFP	-0,01	0,002	-4,34	<0,0001
	NF	-0,01	0,004	-2,45	0,01
3,5 Km	(b) Riqueza ~ Idade + DB + NF (AICc = 942,21; $\Delta = 0,00$)				
	Intercepto	2,09	0,20	10,23	<0,0001
	Idade	0,02	0,002	9,10	<0,0001
	DB	0,02	0,004	4,90	<0,0001
	NF	-0,002	0,001	-1,88	0,06
	(c) Riqueza ~ Idade + DB (AICc = 943,39; $\Delta = 1,18$)				
	Intercepto	2,16	0,20	10,58	<0,0001
	Idade	0,02	0,002	8,83	<0,0001
	DB	0,01	0,003	4,54	<0,0001
	(d) Riqueza ~ Idade + DB + DMFP + NF (AICc = 943,85; $\Delta = 1,64$)				
	Intercepto	1,85	0,36	5,12	<0,0001
	Idade	0,02	0,002	8,92	<0,0001
	DB	0,02	0,004	5,00	<0,0001
DMFP	0,003	0,004	0,83	0,41	
NF	-0,002	0,001	-2,05	0,04	
5 Km	(e) Riqueza ~ Idade + CV + DB + DMFP + NF (AICc = 923,59; $\Delta = 0,00$)				
	Intercepto	-0,86	1,02	-0,85	0,40
	Idade	0,02	0,002	9,11	<0,0001
	CV	1,17	0,49	2,40	0,02
	DB	0,03	0,004	7,16	<0,0001
	DMFP	0,02	0,0076	3,04	0,002
	NF	-0,002	0,0005	-3,06	0,002
	(f) Riqueza ~ Idade + AF + DB + DMFP + NF (AICc = 924,29; $\Delta = 0,71$)				
	Intercepto	-0,38	0,90	-0,43	0,67
	Idade	0,02	0,002	8,85	<0,0001
	AF	0,0001	0,00005	2,21	0,03
	DB	0,03	0,005	6,94	<0,0001
	DMFP	0,02	0,007	2,85	0,004
	NF	-0,001	0,0005	-2,51	0,01
	(g) Riqueza ~ Idade + AF + CV + DB + DMFP + NF (AICc = 925,24; $\Delta = 1,66$)				
	Intercepto	-1,06	1,04	-1,01	0,31
	Idade	0,02	0,002	8,91	<0,0001
	AF	0,0006	0,0007	0,87	0,39
	CV	0,80	0,49	1,22	0,22
DB	0,03	0,005	7,06	<0,0001	
DMFP	0,02	0,008	3,15	0,002	
NF	-0,001	0,0005	-2,65	0,008	

Tabela 2. Modelos selecionados (AICc) para as relações dos efeitos da paisagem sobre a ÁREA BASAL para os *buffers* com raio de 2 Km (a), 3,5 Km (b, c e d) e 5 Km (e, f e g). Idade = Idade do fragmento, AF= área do fragmento, CV = Cobertura Vegetal, DB =

Densidade de borda, DMFP = Distância média do fragmento mais próximo e NF = número de fragmentos na paisagem. Dentro dos parênteses encontra-se a importância de cada variável para cada modelo.

	Estimate	SE	Valor de z	Valor p (>z)	
	(a) Área basal ~ Idade + AF + CV + DMFP (AICc = 776,02; $\Delta = 0,00$)				
	Intercepto	2,71	0,19	13,88	<0,0001
	Idade	0,01	0,002	7,76	<0,0001
	AF	-0,0002	0,0001	-1,77	0,08
	CV	0,70	0,22	3,20	0,001
2 Km	DMFP	-0,004	0,002	-2,54	0,01
	(b) Área basal ~ Idade + CV + DMFP (AICc = 776,81; $\Delta = 0,69$)				
	Intercepto	2,60	0,19	13,55	<0,0001
	Idade	0,01	0,002	7,59	<0,0001
	CV	0,51	0,183	2,78	0,005
	DMFP	-0,003	0,002	-2,02	0,04
	(c) Área basal ~ Idade + AF + CV + DB (AICc = 776,49; $\Delta = 0,00$)				
	Intercepto	2,13	0,22	9,54	<0,0001
	Idade	0,01	0,002	8,34	<0,0001
	AF	-0,0001	0,0001	-1,71	0,09
	CV	0,93	0,36	2,58	0,01
	DB	0,005	0,003	1,76	0,08
	(d) Área basal ~ Idade + CV + DB (AICc = 776,57; $\Delta = 0,08$)				
	Intercepto	2,17	0,23	9,55	<0,0001
	Idade	0,01	0,002	8,04	<0,0001
	CV	0,36	0,16	2,19	0,03
	DB	0,005	0,002	2,21	0,03
	(e) Área basal ~ Idade + DB + DMFP (AICc = 777,11; $\Delta = 0,63$)				
	Intercepto	2,88	0,22	212,90	<0,0001
	Idade	0,01	0,002	8,00	<0,0001
	DB	0,004	0,002	1,79	0,07
	DMFP	-0,005	0,002	-1,98	0,05
	(f) Área basal ~ Idade + AF + CV (AICc = 777,46; $\Delta = 0,98$)				
3,5 Km	Intercepto	2,44	0,15	16,08	<0,0001
	Idade	0,01	0,002	8,09	<0,0001
	AF	-0,0002	0,0001	-2,23	0,03
	CV	0,97	0,37	2,61	0,01
	(g) Área basal ~ Idade + AF + CV + DB + DMFP (AICc = 778,25; $\Delta = 1,76$)				
	Intercepto	2,52	0,56	4,53	<0,0001
	Idade	0,01	0,002	8,42	<0,0001
	AF	-0,0001	-1,81	-1,81	0,07
	CV	0,80	0,39	2,04	0,04
	DB	0,004	0,003	1,50	0,13
	DMFP	-0,003	0,004	-0,75	0,45
	(h) Área basal ~ Idade + AF + CV + DMFP (AICc = 778,25; $\Delta = 1,77$)				
	Intercepto	2,98	0,49	6,08	<0,0001
	Idade	0,01	0,002	8,26	<0,0001
	AF	-0,0002	0,0001	-2,34	0,02
	CV	0,77	0,40	1,90	0,06
	DMFP	-0,005	0,004	-1,19	0,23

Continua...

Continuação...

	(i) Área basal ~ Idade + DMFP (AICc = 778,36; $\Delta = 1,88$)				
	Intercepto	3,03	0,21	14,29	<0,0001
	Idade	0,01	0,002	7,76	<0,0001
	DMFP	-0,004	0,002	-1,65	0,10
	(j) Área basal ~ Idade + CV + DB (AICc= 776,51; $\Delta = 0,00$)				
	Intercepto	2,07	0,26	7,85	<0,0001
	Idade	0,01	0,002	8,07	<0,0001
	CV	0,42	0,20	2,13	0,03
	DB	0,006	0,003	2,26	0,02
	(l) Área basal ~ Idade + AF + CV + DB (AICc= 778,04; $\Delta = 1,53$)				
	Intercepto	2,05	0,26	7,81	<0,0001
	Idade	0,01	0,002	8,18	<0,0001
	AF	-0,00005	0,00005	-0,97	0,33
	CV	0,08	0,05	1,82	0,07
	DB	0,006	0,003	1,78	0,07
	(m) Área basal ~ Idade (AICc= 778,11; $\Delta = 1,60$)				
	Intercepto	2,70	0,09	29,92	<0,0001
	Idade	0,01	0,002	7,53	<0,0001
5 Km	(n) Área basal ~ Idade + AF + DB (AICc= 778,24; $\Delta = 1,74$)				
	Intercepto	2,22	0,02	8,83	<0,0001
	Idade	0,01	0,002	7,89	<0,0001
	AF	0,0003	0,00002	1,59	0,11
	DB	0,006	0,003	2,04	0,04
	(o) Área basal ~ Idade + DB + DMFP (AICc = 778,29; $\Delta = 1,78$)				
	Intercepto	2,88	0,27	10,77	<0,0001
	Idade	0,01	0,002	7,88	<0,0001
	DB	0,004	0,003	1,57	0,12
	DMFP	-0,005	0,003	-1,58	0,11
	(p) Área basal + Idade + DB (AICc = 778,42; $\Delta = 1,92$)				
	Intercepto	2,53	0,16	15,86	<0,0001
	Idade	0,01	0,002	7,66	<0,0001
	DB	0,003	0,003	1,32	0,19

4.5 Discussão

Até onde sabemos, esse é o primeiro trabalho que analisa os efeitos da paisagem na trajetória sucessional de floresta em sucessão secundária em larga escala, avaliando como a paisagem afeta a riqueza de espécies e a área basal em áreas de fragmentação na Floresta Atlântica. Esperávamos relações positivas entre as métricas de cobertura vegetal, área do fragmento e número de fragmentos, e negativas com a densidade de borda e distância do vizinho mais próximo, porém, nem sempre foram observadas essas relações. Observamos que a idade do fragmento e a densidade de borda influenciam positivamente a riqueza de espécies, enquanto, o número de fragmentos influencia negativamente, independente a escala da paisagem. Por outro lado, a área basal é influenciada positivamente pela idade do fragmento e pela cobertura florestal, e negativamente pela área do fragmento e distância do fragmento mais próximo, quando não consideramos a escala da paisagem.

A idade da floresta em regeneração apresentou o efeito mais importante, dentre todas as variáveis consideradas, para a riqueza de espécies. Esse padrão era esperado, uma vez que a riqueza de espécies aumenta ao longo do tempo de regeneração, sendo um padrão recorrente na Floresta Atlântica (TABARELLI & MANTOVANI, 1999; LIEBSCH *et al.*, 2007, RODRIGUES *et al.*, 2009; MARTINI *et al.*, 2007; SANTOS *et al.*, 2008). A idade também foi relevante para prever o aumento em área basal, como era esperado, devido ao incremento de biomassa e um restabelecimento da estrutura florestal (SUGANUMA & DURIGAN, 2015), e o incremento no porte das árvores (LIEBSCH *et al.*, 2007).

A cobertura vegetal foi a variável de paisagem mais importante para a área basal, independente da escala de paisagem. Esse resultado torna ainda mais preocupante o aumento de exploração das áreas florestais, o que ainda está aumentando atualmente em taxas alarmantes, especialmente nas florestas tropicais. Nosso estudo mostra que, quando consideramos o bioma Floresta Atlântica como um todo, a cobertura da vegetação é importante,

embora em outros estudos locais esta métrica tenha sido pouco relevante (SANTOS *et al.*, 2008).

Para pequenas escalas, a área do fragmento afeta negativamente a riqueza, uma vez que fragmentos menores tendem a ter micro-habitats distintos, especialmente com a maior quantidade de borda (MAGNAGO *et al.*, 2014) e aumentar a riqueza de espécies, as quais são distintas na borda e interior o fragmento. Nossos resultados corroboram essas hipóteses, pois a densidade de borda influenciou positivamente a riqueza de espécies independente da escala de paisagem a ser considerada. Isso mostra que a borda é importante para a riqueza e, em locais com menor área, podem ocorrer maior borda e conseqüentemente maior quantidade de micro-habitats juntamente com o interior, permitindo maior quantidade de nichos, que poderão ser ocupados para uma quantidade maior de espécies (MAGNAGO *et al.*, 2017), aumentando a riqueza de espécies em ambientes com essas características. Embora estes resultados divirjam outros estudos que afirmam que fragmentos pequenos influenciam negativamente a diversidade de espécies florestais (PÜTZ *et al.*, 2011), conseguimos detectar que esta interpretação depende muito da escala da paisagem (*buffer*).

Assim como para a riqueza de espécies, o tamanho do fragmento influencia negativamente a área basal em pequena escala de paisagem (*buffer* de 2 Km) e, positivamente, em grandes escalas de paisagem (*buffer* de 5 Km). Os motivos deste resultado são os mesmos que explicados para a riqueza, ou seja, fragmentos menores podem apresentar maior proporção de borda em relação ao interior, o que influencia na composição de espécies locais. Apesar da densidade de borda apresentar efeitos positivos apenas em escalas intermediárias e maiores de paisagem, os efeitos são positivos. Esses resultados contradizem o que era esperado, uma vez que maiores quantidades de borda, influenciam negativamente a biomassa, alterando o estoque de carbono (PÜTZ *et al.*, 2014). Santos *et al.*, (2008) encontraram maiores proporções de espécies que ocupam a copa das florestas nas bordas dos fragmentos (0-100 m), sendo maior

do que no interior de florestas antigas, e com densidade de caules maiores do que em florestas secundárias.

O número de fragmentos influenciou negativamente a riqueza de espécies, o que não era esperado. Acreditávamos que um maior número de fragmentos permitiria uma maior quantidade de habitat na paisagem o que influenciaria na maior riqueza de espécies. Porém, menores números de fragmentos podem, em alguns casos, estar relacionado a presença de fragmentos maiores na paisagem. Fragmentos maiores poderiam estar relacionados a maior diversidade de propágulos que chegam ao fragmento. Apesar de sua relação negativa com a riqueza, o número de fragmentos não é importante para a área basal.

A distância do fragmento vizinho mais próximo mostrou relação negativa com a riqueza de espécies em paisagens com pequenas escalas, o que já era esperado, uma vez que maiores distâncias tendem a dificultar a chegada de propágulos, o que diminui a riqueza das áreas. A área basal foi influenciada negativamente pela distância do fragmento mais próximo, independente da escala. Assim como a riqueza, a relação pode estar associada com a chegada de propágulos que fará com que aumente de indivíduos chegando e se estabelecendo nos fragmentos.

Apesar de esperarmos que as métricas relacionadas à quantidade de habitat (área total do fragmento, cobertura florestal e número de fragmentos) fossem positivas com a riqueza e a área basal, essa relação não foi encontrada. Isso contradiz alguns estudos atuais, onde a quantidade de habitat tem sido considerada a única e mais importante das características a serem consideradas para a conservação e espécies (FAHRIG, 2003; FAHRIG, 2013). Aqui nós percebemos que, o grau de fragmentação também é importante para a riqueza de espécies e para o estoque de carbono, como a distância do fragmento mais próximo.

4.5.1 Implicações para a restauração e diversidade vegetal da Floresta Atlântica

As métricas da paisagem mostraram ser ferramentas importantes para gerenciar planos focados em restauração a fim de aumentar a biodiversidade e a estrutura da paisagem, bem como o armazenamento de carbono na biomassa. Nossos resultados mostram que para a restauração em grande escala na Floresta Atlântica, algumas métricas devem ser consideradas independente da escala de paisagem. Para fins de conservação e espécies a idade é importante para a maior riqueza de espécies, isso mostra que a regeneração natural é eficiente para a aumentar a diversidade, e que permitir que locais com maiores densidades de bordas e menores números de fragmentos no entorno irão favorecer o aumento da riqueza de espécies. Por outro lado, para fins de estoque de carbono, avaliado aqui por meio da área basal (TORRES & LOVETT, 2013), a idade é importante, onde, com o tempo, o carbono irá aumentar, mas locais com pequenos fragmentos (área), altas coberturas vegetais no entorno e pequenas distâncias de outros fragmentos favorecerá o maior estoque de carbono na biomassa aérea. Porém, a escala da paisagem deve ser considerada, o que refina ainda mais a importância do entorno das áreas a serem restauradas, o que pode tornar ainda mais eficiente os planos de restauração passiva, por meio da regeneração natural.

Sabemos que muitos locais na Floresta Atlântica apresentam baixa capacidade de regeneração natural, sendo assim, necessário medidas de restauração ativa, as quais podem aumentar a capacidade de recuperação das áreas. Nesse trabalho, não focamos em áreas com restauração passiva, mas esperamos que em locais com menor cobertura vegetal no entorno, sejam necessárias medidas ativas para que ocorra a restauração.

A partir desses resultados, será possível elaborar planos de restauração em larga escala a fim de atingir as metas propostas pelo Pacto da Restauração da Mata Atlântica, além de diversos outros acordos internacionais que visem a conservação de espécies e o sequestro e armazenamento de carbono.

Referências

ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; MELO, F.P.L.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; BONGERS, F.; CHAZDON, R.L.; MEAVE, J.A.; NORDEN, N.; SANTOS, B.A.; LEAL, I.R.; TABARELLI, M. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. **Biological Review**, v. 92, p. 326-340, 2017.

BASTIN, J.; FINEGOLD, Y.; GARCILA, C.; MOLLICONE, D.; REZENDE, M.; ROUTH, D.; ZOHNER, C.M.; CROWTHER, T.W. The global tree restoration potential. **Science**, v. 365, p. 76-79, 2019.

BENAYAS, J.M.R.; NEWTON, A.C.; DIAZ, A.; BULLOCK, J.M. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. **Science**, v. 325, n. 1121, 2009.

BRANCALION, P.H.S.; NIAMIR, A.; BROADBENT, E.; CROUZEILLES, R.; BARROS, F.S.M.; ZAMBRANO, A.M.Z.; BACCINI, A.; ARONSON, J.; GOETZ, S.; REID, J.L.; STRASSBURG, B.B.N.; WILSON, S.; CHAZDON, R.L. Global restoration opportunities in tropical rainforest landscapes. **Science Advances**, v. 5, n. 7, eaav3223, 2019.

BULLOCK, J.M.; ARONSON, J.; NEWTON, A.C.; PYWELL, R.F.; BENAYAS, J.M.R. Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 26, n. 10, p. 541-549, 2011.

CALMON, M.; BRANCALION, P.H.S.; PAESE, A.; ARONSON, J.; CASTRO, P.; SILVA, S.C.; RODRIGUES, R.R. Emerging threats and opportunities for large-scale ecological restoration in the Atlantic Forest of Brazil. **Restoration Ecology**, n. 19, n. 2, p. 154-158, 2011.

CHAZDON, R.L.; BRANCALION, P.H.S. Restoring forests as a means to many ends. **Science**, v. 365, n. 6448, 2019.

CHAZDON, R.L.; URIARTE, M. Natural regeneration in the context of large-scale forest and landscape restoration in the tropics. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 709-715, 2016.

CHAZDON, R. L.; BROADBENT, E. N.; ROZENDAAL, D. M. A., BONGERS, F., ZAMBRANO, A. M. A., AIDE, M., BALVANERA, P.; BACKNELL, J.M.; BOUKILI, V.; BRANCALION, P.H.S.; CRAVEN, D.; ALMEIDA-CORTEZ, J.S.; CABRAL, G.A.L.; JONG, B.; DENSLOW, J.S.; DENT, D.H.; DeWALT, S.J.; DUPUY, J.M.; DURÁN, S.M.; ESTÍRITO-SANTO, M.M.; FANDINO, M.C.; CÉSAR, R.G.; HALL, J.S.; HERNÁNDEZ-STEFANONI, J.L.; ... POORTER, L. Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. **Science Advances**, v. 2, n 5, e1501639, 2016.

CROUZEILLES, R.; FERREIRA, M.S.; CHAZDON, R.L.; LINDENMAYER, D.B.; SANSEVERO, J.B.B.; MONTEIRO, L. IRIBARREM, A.; LATAWIEC, A.E.; STRASSBUR, B.B.N. Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. **Science Advances**, v.3: e1701345, 2017.

DÖBERT, T.; WEBBER, B.L.; SUGAU, J.B.; DICKINSON, K.J.M.; DIDHAM, R.K. Can leaf area index and biomass be estimated from Braun-Blanquet cover scores in tropical forests? **Journal of Vegetation Science**, v. 26, n. 6, p. 1043-1053, 2015.

FARAH, F.T.; MUYLELAERT, R.L.; RIBEIRO, M.C.; RIBEIRO, J.W.; MANGUEIRA, J.R.S.A.; SOUZA, V.C.; RODRIGUES, R.R. Integrating plant richness in forest patches can rescue overall biodiversity in human-modified landscapes. **Forest Ecology and Management**, v. 397, p. 78-88, 2017.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 14, p. 34:487-515, 2003.

FAHRIG, L. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. **Journal of Biogeography**, v. 40, p. 1649-1663, 2013.

FAHRIG, L.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; BENNETT, J.R.; BOUCHER-LALONDE, V.; CAZETTA, C.; CURRIE, D.J.; EIGENBROD, F.; FORD, A.T.; HARRISON, S.P.; JAEGER, J.A.G.; KOPER, N.; MARTIN, A.E.; MARTIN, J.; METZGER, J.P.; MORRISON, P.; RHODES, J.R.; SAUNDERS, D.A.; SIMBERLOFF, D.; SMITH, A.C.; TISCHENDORF, L.; VELLEND, M.; WATLING, J.I. Is habitat fragmentation bad for biodiversity? **Biological Conservation**, v. 230, p. 179-186, 2019.

FEARNSIDE, P.M. Global warming and tropical land-use change: greenhouse gas emissions from biomass burning, decomposition and soils in forest conversion, shifting cultivation and secondary vegetation. **Climatic Change**, v.46, p. 115-158, 2000.

HANSKI, I. Habitat fragmentation and species richness. **Journal of Biogeography**, v. 42, n. 5, p. 989-993, 2015.

HOUGHTON, R.A.; BYERS, B.; NASSIKAS, A.A. A role for tropical forests in stabilizing atmospheric CO₂. **Nature Climate Change**, v. 5, 2015.

JOLY, C.A.; METZGER, J.P.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, v. 204, p. 459-473, 2014.

KAGEYAMA, P.Y.; GANDARA, F.B.; SEBBENN, A.M. Diversidade e autocorrelação genética espacial em populações de *Ocotea odorifera* (Lauraceae). **Scientia Forestalis**, v. 64, n.64, p. 108-119, 2003.

KAUANO, E.E.; CARDOSO, F.C.G.; TOREZAN, J.M.D.; MARQUES, M.C.M. Micro- and Meso-Scale Factors Affect the Restoration of Atlantic Forest. **Natureza & Conservação**, v. 11, n. 2, p. 145-151, 2013.

LEDDA, A.; MONTIS, A. Infrastructural landscape fragmentation versus occlusion: A sensitivity analysis. **Land Use Policy**, v. 83, p. 523-531, 2019.

LIEBSCH, D.; GOLDENBERG, R.; MARQUES, M.C.M. Florística e estrutura de comunidades vegetais em uma cronosequência de Floresta Atlântica no Estado do Paraná, Brasil. **Acta botânica brasílica**, v. 21, n.4. p. 983-992, 2007.

- MAGNAGO, L.F.S.; EDWARDS, D.P.; EDWARDS, F.A.; MAGRACH, A.; MARTINS, S.V.; LAURENCE, W.F. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. **Journal of Ecology**, v. 102, p. 475-485, 2014.
- MAGNAGO, L.F.S.; MAGRACH, A.; LAURENCE, W.F.; MARTINS, S.V.; MEIRANETO, A.A.; SIMONELLI, M.; EDWARDS, D.P. Would protecting tropical forest fragments provide carbon and biodiversity cobenefits under REDD+? **Global Change Biology**, v. 21, p. 3455-3468, 2015.
- MAGNAGO, L.F.S.; MAGRACH, A.; BARLOW, J.; SCHAEFER, C.E.G.R.; LAUCENCE, W.F.; MARTINS, S.V.; EDUARDES, D.P. Do fragment size and edge effects predict carbon stocks in trees and lianas in tropical forests? **Functional Ecology**, V. 31, P. 542-552, 2017.
- MARCILIO-SILVA, V.; MARQUES, M.C.M.; New paradigms for Atlantic Forest agriculture and conservation. **Biodiversity**, v. 18, n. 4, p. 201-205, 2017.
- MARQUES, M.C.M.; ZWIENER, V.P.; RAMOS, F.M.; BORGIO, M.; MARQUES, R. Forest structure and species composition along a successional gradient of Lowland Atlantic Forest in Southern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 14, n 3:e20140094, 2014.
- McGARIGAL, K.; ENE, E.; **FRAGSTATS**: a spatial pattern analysis program for categorical map. version 4.2, 2005.
- MARTENSEN, A.C.; RIBEIRO, M.C.; BRANKS-LEITE, C.; PRADO, P.I.; METZGER, J.P. Associations of forest cover, fragment area, and connectivity with neotropical understory bird species richness and abundance. **Conservation biology**, v. 26, n. 6, p. 1100-1111, 2012.
- MARTINI, A.M.Z.; FIASCHI, P.; AMORIN, A.M.; PAIXÃO, J.L da. A hot-point within a hot-spot: a high diversity site in Brazil's Atlantic Forest. **Biodiversity Conservation**, v. 16, p. 3111-3128, 2007.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G.A. B.; KENT J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-8, 2000.
- OLIVEIRA, M.A.; SANTOS, A.M.M.; TABARELLI, M. Profound impoverishment of the large-tree stand in a hyper-fragmented landscape of the Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 256, p. 1910-1917, 2008.
- OOSTEN, C. Forest Landscape Restoration: Who Decides? A Governance Approach to Forest Landscape Restoration. **Natureza & Conservação**, v. 11, n. 2, p. 19-126, 2013.
- PACTO PELA RESTAURAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA. 2009. **Pacto pela restauração da Mata Atlântica**. Disponível em < www.pactomataatlantica.org.br/ >, acessado dia 27 de fevereiro de 2019.
- PÜTZ, S.; GROENEVELD, J.; ALVES, L.F.; METSGER, J.P.; HUTH, A. Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: A modelling study for Brazilian Atlantic forests. **Ecological Modelling**, v. 222, p. 1986-1997, 2011.

PÜTZ, S.; GROENEVELD, J.; HENLE, K.; KNOGGE, C.; MARTENSEN, A.C.; METZ, M.; METZGER, J.P.; RIBEIRO, M.C.; PAULA, M.D.; HUTH, A. Long-term carbon loss in fragmented Neotropical forests. **Nature communications**, 5:5037, 2014.

REZENDE, C.L.; SCARANO, F.R.; ASSADD, E.D.; JOLY, C.A.; METZGER, J.P.; STRASSBURG, B.B.N.; TABERELLI, M.; FONSECA, G.A.; MITTERMEIER, R.A. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208-214, 2018.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HITORA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1141-1153, 2009.

RODRIGUES, R.R.; LIMA, R.A.F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1242-1251, 2009.

ROZENDAAL, D.M.A.; BONGERS, F.; AIDE, T.M.; ALVAREZ-DÁVILA, E.; ASCARRUNZ, N.; BALVANERA, P.; BECKNELL, J.M.; BENDOTS, T.V.; BRANCALION, P.H.S.; CABRAL, G.A.L.; CALVO-RODRIGUES, S.; CHAVE, J.; CÉSAR, R.G.; CHAZDO, R.L.; CONDIT, R.; DALLINGA, J.S.; ALMEIDA-CORTEZ, J.S.; JONG, B.; OLIVEIRA, A.; DENSLOW, J.S.; DENT, D.H.; DeVALT, S.J.; DUPUY, J.M.; DURÁN, S.M.; DUTRIEUX, L.P.; ESPÍRITO-SANTO, M.M.; FANDINO, M.C.; FERNANDES, G.W.; FINEGAN, B.; GARCÍA, H.; GONZALES, N.; MOSER, V.G.; HALL, J.S.; HERNÁNDEZ-STEFANONI, J.L.; HUBBEL, S.; JAKOVAC, C.C.; HERNÁNDEZ, A.J.; JUNQUEIRA, A.B.; KENNARD, D.; LARPIN, D.; LETCHER, S.G.; LICONA, J.; LEBRIJA-TREJOS, E.; MARÍN-SPIOTTA, E.; MORA, F.; MÜLLER, S.C.; MUÑOZ, R.; OLIVEIRA NETO, S.N.; NORDEN, N.; NUNES, Y.R.F.; OCHOA-GAONA, S.; ORTIZ-MALAVASSI, E.; OSTERTAG, R.; PEÑA-CLAROS, M.; PÉREZ-GARCÍA, E.A.; PIOTTO, D.; POWERS, J.F.; AGUILAR-CANO, J.; RODRIGUES-BURITICA, S.; RODRÍGUES-VELÁSQUEZ, J.; ROMERO-ROMERO, M.A.; RUÍZ, J.; SANCHEZ-AZOEIFA, A.; ALMEIDA, A.S.; SILVER, W.L.; SCHWARTS, N.B.; THOMAS, W.W.; TOLEDO, M.; URIATE, M.; SAMPAIO, E.V.S.; van BREUGEL, M.; van der WAL, H.; MARTINS, S.V.; VELOSO, M.D.M.; VESTER, H.F.M.; VICENTINI, A.; VIEIRA, I.C.G.; VILLA, P.; EILLIAMSON, G.B.; ZANINI, K.J.; ZIMMERMAN, J.; POORTER, L. Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests. **Science Advance**, 5:eaau3114, 2019.

SANTOS, B.A.; PERES, C.A.; OLIVEIRA, M.A.; GRILLO, A.; ALVES-COSTA, C.P.; TABARELLI, M. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. **Biological conservation**, v. 141, p. 249-260, 2008.

SCARANO, F.R.; CEOTTO, P. Brazilian Atlantic forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. **Biodiversity Conservation**, v. 24, p. 2319-2331, 2015.

SHIMAMOTO, C.Y.; PADIAL, A.A.; ROSA, C.M.; MARQUES, M.C.M. Restoration of ecosystem services in tropical forests: A global meta-analysis. **PLoS ONE**, v. 13, p.12: e0208523. 2018.

SUGANUMA, M.S.; DURIGAN, G. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 3, p. 238-251, 2015.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A regeneração de uma Floresta Tropical Montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 2, p. 239-250, 1999.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W.; PERES, C.A. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 92, n.2-3, p. 119-127, 1999.

TORRES, A.B.; LOVETT, J.C. Using basal area to estimate aboveground carbon stocks in forests: La Primavera Biosphere's Reserve, Mexico. **Forestry**, v. 86, p. 267-281, 2013.

Material Suplementar

Tabela S1. Estudos considerados no presente estudo, juntamente com a quantidade de unidades amostrais (UA) utilizadas.

Estudo	UAs	Referência
BRITO & CARVALHO, 2014	1	BRITO, P.S; CARVALHO, F.A. Estrutura e diversidade arbórea da Floresta Estacional Semidecidual secundária no Jardim Botânico da Universidade Federal de Juiz de Fora. Rodriguésia , v. 65, n. 4, p. 817-830, 2014.
CAPELLESSO, E.S. 2013	2	CAPELLESSO, E.S. Relação entre a biodiversidade e produção de serapilheira, decomposição e estoque de carbono em fragmentos florestais subtropicais . Dissertação (Mestrado em Ecologia), Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões. Erechim. 2015. 80p.
CEQUINEL <i>et al.</i> , 2018	35	CEQUINEL, A.; CAPELLESSO, E.S.; MARCILIO-SILVA, V.; CARDOSO, F.C.G.; MARQUES, M.C.M. Determinism in tree turnover during the succession of a tropical forest. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics , n. 34, p. 120–128, 2018.
CRUZ <i>et al.</i> , 2013	1	CRUZ, A.R.; SILVA-GONÇALVES, K.C.; NUNES-FREITAS, A.F. Estrutura e florística de comunidade arbórea em duas áreas de Floresta Ombrófila Densa em Macaé, RJ. Rodriguésia , V. 64, n. 4, p. 791-805, 2013
DONHA, 2016	4	DONHA, C.G. Dinâmica de crescimento e estoque de biomassa, carbono e nutrientes em espécies arbóreas da floresta atlântica no sul do Brasil . Tese (Doutorado em Engenharia Florestal), Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2016. 205p.
FONSECA <i>et al.</i> , 2017	6	FONSECA, C.R. Diversidade de espécies arbóreas e sua relação com o histórico de perturbação antrópica em uma paisagem urbana da Floresta Atlântica . Tese (Doutorado em Ecologia), Universidade Federal de Juiz de Fora. Juiz de Fora. 2017. 100p.
GOMES DA SILVA <i>et al.</i> , 2008	1	SILVA, A.G.; SÁ-E-SILVA, I.M.; RODAL, M.J.N.; LINS-E-SILVA, A.C.B. Influence of edge and topography on canopy and sub-canopy structure of an Atlantic Forest fragment in Igarassu, Pernambuco State, Brazil. Bioremediation, biodiversity and bioavailability , v.2, n.1., p. 41-46, 2008.
KURTZ & ARAÚJO, 2000	1	KUTRZ, B.C.; ARAÚJO, D.S.D. Composição florística e estrutura do componente arbóreo de um trecho de Mata Atlântica na Estação Ecológica Estadual do Paraíso, Cachoeiras de Macacu, Rio de Janeiro, Brasil. Rodriguésia , v. 51, n. 78-11, p. 69-112, 2000.
LIEBSCH <i>et al.</i> , 2007	3	LIEBSCH, D.; GOLDENBERG, R.; MARQUES, M.C.M. Florística e estrutura de comunidades vegetais em uma cronosequência de Floresta Atlântica no Estado do Paraná, Brasil. Acta botânica brasílica , v. 21, n. 4, p. 983-992, 2007.
LISBOA, 2001	1	LISBOA, R.B.Z. Análise fitossociológica de uma comunidade arbórea na floresta ombrófila densa, no Parque Botânico do Morro Baú, Ilhota/SC . Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2001. 135p.
LOPES <i>et al.</i> , 2009	5	LOPES, R.M.F.; FRANÇA, G.S.; SILVA, F.R.G.; SPOSITO, T.C.S.; STEHMANN, J.R. Estrutura do componente arbóreo de floresta estacional semidecidual montana secundária no alto Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. Rodriguésia , v. 60, n. 4, p. 1037-1053, 2009.
MAGALHÃES & FREITAS, 2013	6	MAGALHÃES, L.M.S.; FREITAS, W.K. Composição florística e similaridade de fragmentos florestais com diferentes idades, na região serrana do Rio de Janeiro. <i>Revista Ciências Agrárias</i> , v. 56, n. 3, p. 212-220, 2013.

Continua...

Continuação...

MARCHIORI <i>et al.</i> , 2016	1	MARCHIORI, M.N.; ROCHA, H.R.; TAMASHIRO, J.Y.; AIDAR, M.P.M Tree community composition and aboveground biomass in a secondary Atlantic Forest, Serra do Mar State Park, São Paulo, Brazil. Cerne , v. 22, n. 4, p. 501-514, 2016.
MARQUES <i>et al.</i> , 2014	3	MARQUES, M.C.M.; ZWIENER, V.P.; RAMOS, F.M.; BORGIO, M.; MARQUES, R. Forest structure and species composition along a successional gradient of Lowland Atlantic Forest in Southern Brazil. Biota Neotropica , v. 14, n. 3, 2014.
NASCIMENTO <i>et al.</i> , 2014	2	NASCIMENTO, L.M.; SAMPAIO, E.V.S.B.; RODAL, M.J.N.; LINS-E-SILVA, A.C.B. Secondary succession in a fragmented Atlantic Forest landscape: evidence of structural and diversity convergence along a chronosequence. Journal of Forest Research , v. 19, p. 501-513, 2014.
OLIVA <i>et al.</i> , 2018	1	OLIVA, E.V.; REISSMANN, C.B.; MARQUES, R.; BIANCHIN, J.E.; DALMASO, C.A.; WINAGRASKI, E. Florística e estrutura de duas comunidades arbóreas secundárias com diferentes graus de distúrbio em processo de recuperação. Ciência Florestal , v. 28, n. 3, p. 1088-03, 2018.
OLIVEIRA <i>et al.</i> , 2001	1	Rosemary de Jesus OLIVEIRA, R.J.; MANTOVANI, W.; MELO, M.M.R.F. Estrutura do componente arbustivo-arbóreo da FLORESTA ATLÂNTICA de encosta, Peruíbe, SP. Acta botânica brasílica , v. 15, n. 3, p. 391-412, 2001.
PADGURSCHI <i>et al.</i> , 2011		PADGURSCHI, M.C.G.; PEREIRA, L.S.; TAMASHIRO, J.Y.; JOLY, C.A. Composição e similaridade florística entre duas áreas de Floresta Atlântica Montana, São Paulo, Brasil. Biota Neotropica , v. 11, n. 2, 2011.
PINTO <i>et al.</i> , 2009	1	PINTO, S.I.C.; MARTINS, S.V.; BARROS, N.F.; DIAS, H.C. Ciclagem de nutrientes em dois trechos de Floresta Estacional Semidecidual na reserva florestal mata do paraíso em Viçosa, MG, Brasil. Revista Árvore , v.33, n.4, p. 653-663, 2009.
PINTO <i>et al.</i> , 2018	1	PINTO, A.V.F.; SILVA, M.A.M.; LEITE, A.V.L.; NASCIMENTO, L.M.; LINS-E-SILVA, A.C.B.; RODAL, M.J.N. Floristic and structure of the arboreal community of a regenerating fragment of Atlantic Forest, Igarassu, Pernambuco, Brazil. Revista Agro@ambiente , v. 12, n. 2, p. 145-155, 2018.
PIOTTO <i>et al.</i> , 2009	3	PIOTTO, D.; MANTAGNINI, F.; THOMAS, W.; ASHTON, M.; OLIVER, C. Forest recovery after swidden cultivation across a 40-year chronosequence in the Atlantic forest of southern Bahia, Brazil. Plant Ecology , v. 205, p. 261-272, 2009.
RABELO <i>et al.</i> , 2015	1	RABELO, F.R.C.; RODAL, M.J.N.; LINS-E-SILVA, A.C.B.; LIMA, A.L.A. Dinâmica da vegetação em um fragmento de Mata Atlântica no nordeste do Brasil. Ciência Florestal , v. 25, n. 1, p. 23-36, 2015.
RIBEIRO <i>et al.</i> , 2009	1	RIBEIRO, S.C.; JACOVINE, K.A.G.; SOARES, C.P.B.V.; MARTINS, S.V.; SOUZA, A.L.; NARDELLI, A.M.B. Quantificação de biomassa e estimativa de estoque de carbono em uma floresta madura no município de Viçosa, Minas Gerais. Revista Árvore , v.33, n.5, p.917-926, 2009.
ROCHA, 2017	2	ROCHA, S.M.L. Florestas em processo de restauração ecológica na Mata Atlântica: o caso das florestas urbanas do Rio de Janeiro . Dissertação (Mestrado Botânica), Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2017. 52p.
SALES, 2016	3	SALES, G.P.S. No caminho dos carvoeiros: estrutura da floresta em um paleoterritório de exploração de carvão no Maciço da Pedra Branca, RJ . Dissertação (Mestrado em Geografia) Pontifícia Universidade Católica, Rio de Janeiro. 2016. 153p.
SANTANA, 2016	1	SANTANA, L.D. Impacto do incêndio florestal na comunidade arbórea de uma Floresta Ombrófila Aluvial Altomontana na Serra da Mantiqueira Meridional (Minas Gerais) . Dissertação (Mestrado em Ecologia aplicada ao manejo e conservação dos Recursos Naturais), Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora. 2016. 81p.

Continuação...

SARTORI, 2014	5	SARTORI, R.A. A Sucessão e a restauração ecológica na Reserva Biológica Poço das Antas, RJ. Tese (Doutorado em Botânica), Instituto de Pesquisa Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2014. 233p.
SCIPIONI <i>et al.</i> , 2018	1	SCIPIONI, M.C.; NETO, A.L.; SIMINSKI, A.; SANTOS, V. Forest edge effects on the phytosociological composition of an Araucaria Forest fragment in southern Brazil. Floresta , v. 48, n. 4, p. 483-492, 2018.
SOLÓRZANO <i>et al.</i> , 2012	1	SOLÓRZANO, A.; GUEDES-BRUNI, R.R; OLIVEIRA, R.R. Composição florística e estrutura de um trecho de floresta Ombrófila Densa Atlântica com uso pretérito de produção de banana, no Parque Estadual da Pedra Branca, Rio de Janeiro, RJ. Revista Árvore , v.36, n.3, p.451-462, 2012.
SPOLIDORO, 2001	3	SPOLIDORO, M.L.C.V. Composição e estrutura de um trecho de floresta no médio Paraíba do Sul, RJ. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais), Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro Seropédica, Rio de Janeiro, 2001. 100p.

Tabela S2. Quantidade unidades amostrais, idade, tamanho do fragmento e tipo de distúrbio de cada um dos estudos utilizados no presente estudo.

Estudo	UA	Idade	Tamanho das áreas estudadas	Tipo de distúrbio
BRITO & CARVALHO, 2014	1	70 anos	80 ha	Corte raso
CAPELLESSO, E.S. 2013	1	12 anos	52.3 ha	Corte raso
	1	27 anos	19.4 ha	Corte raso
CEQUINEL <i>et al.</i> , 2018	3	3 anos	8 600 ha	Corte raso
	3	5 anos		Corte raso
	2	7 anos		Corte raso
	1	8 anos		Corte raso
	1	10 anos		Corte raso
	10	20-30		Corte raso
	10	35-55		Corte raso
	5	> 80 anos		Exploração seletiva
CRUZ <i>et al.</i> , 2013	1	50 anos	235 ha	NA
DONHA, 2016	1	45-75 anos	8.600 ha	Exploração seletiva
	1	75-80 anos		Exploração seletiva
	1	90 anos		Exploração seletiva
	1	> 100 anos		Exploração seletiva
FONSECA <i>et al.</i> , 2017	1	20 anos	2 ha	Corte raso
	1	50 anos	5 ha	Corte raso
	1	50 anos	1,5 ha	Corte raso
	1	50 anos	1,6 ha	Corte raso
	2	70 anos	15 ha	Corte raso
GOMES DA SILVA <i>et al.</i> , 2008	1	40 anos	356,9 ha	NA
KURTZ & ARAÚJO, 2000	1	60 anos	4.920 ha	NA
	1	20	8.600 ha	NA
LIEBSCH <i>et al.</i> , 2007	1	80		NA
	1	120		NA
	1	120		NA
LISBOA, 2001	1	50 anos	750 ha	Exploração seletiva
	1	20 anos	605 ha	Corte raso
LOPES <i>et al.</i> , 2009	1	23 anos		Corte raso
	1	25 anos		Corte raso
	1	40 anos		Corte raso
	1	40 anos		Corte raso
	1	75 anos		Exploração seletiva
MAGALHÃES & FREITAS, 2013	1	1 anos	316 ha	Corte raso
	1	5 anos		Corte raso
	1	7 anos		Corte raso
	1	15 anos		Corte raso
	1	35 anos		Corte raso
	1	70 anos		Corte raso
MARCHIORI <i>et al.</i> , 2016	1	40 anos	17 ha	NA

Continua...

Continuação...				
	1	21 anos	300 ha	Corte raso
MARQUES <i>et al.</i> , 2014	1	34 anos		Corte raso
	1	59 anos		Corte raso
NASCIMENTO <i>et al.</i> , 2014	1	12 anos	24.000 ha	Corte raso
	1	20 anos		Corte raso
OLIVA <i>et al.</i> , 2018	1	65 anos	NA	Exploração seletiva
OLIVEIRA <i>et al.</i> , 2001	1	50 anos	80.000 ha	NA
PADGURSCHI <i>et al.</i> , 2011	1	25 anos	7.557 ha	Corte raso
PINTO <i>et al.</i> , 2009	1	46 anos	195 ha	NA
PINTO <i>et al.</i> , 2018	1	5 anos	20 ha	Corte raso
	1	9-10 anos	10.000 ha	Corte e queima
PIOTTO <i>et al.</i> , 2009	1	21-32 anos		Corte e queima
	1	37-42 anos		Corte e queima
RABELO <i>et al.</i> , 2015	1	35 anos	87,3 ha	Corte raso
RIBEIRO <i>et al.</i> , 2009	1	100 anos	35 ha	Exploração seletiva
	1	40 anos	NA	Corte raso
ROCHA, 2017	1	60 anos	NA	Corte raso
	1	80 anos	12.393,84 ha	Corte raso
SALES, 2016	2	150 anos		Corte raso
SANTANA, 2016	1	30 anos	22.917 ha	NA
	2	23 anos	5.160 ha	Corte raso
SARTORI, 2014	2	25 anos		Corte raso
	1	60 anos		Exploração seletiva
SOLÓRZANO <i>et al.</i> , 2012	1	50 anos	12.500 ha	Corte raso
SCIPIONI <i>et al.</i> , 2018	1	60 anos	NA	NA
	1	60 anos	NA	Corte raso
SPOLIDORO, 2001	1	80 anos		Corte raso
	1	120 anos		Corte raso

5. CONCLUSÕES GERAIS

Nesta tese exploramos as relações entre carbono e diversidade em áreas em regeneração natural na Floresta Atlântica, buscando conhecer a efetividade desta estratégia de restauração e suas limitações em diferentes escalas. No primeiro capítulo foi avaliado de que forma que fatores diretos e indiretos afetam o sequestro de carbono pela vegetação em regeneração. Observou-se que o estoque de carbono da biomassa aérea é influenciado positivamente e, fortemente pela idade da vegetação, mas também negativamente pelas características químicas do solo e diversidade funcional. Este resultado mostra que a idade, mais que qualquer outra forma de controle interno da regeneração, é extremamente importante para os estoques de carbono. O incremento de carbono por meio do recrutamento de indivíduos foi influenciado negativamente pela idade da vegetação, sabe-se que em áreas com indivíduos maiores a competição por luz também aumenta, o que acarreta numa diminuição da regeneração de espécies nesses locais. Percebemos aqui, que essa relação também influencia negativamente no carbono. Por outro lado, a perda de carbono por meio da mortalidade não foi influenciada por nenhuma das métricas utilizadas, sendo necessário considerar outras variáveis para compreender o que acarreta a perda de carbono por meio da morte de indivíduos. Esse resultado, também é encontrado em outros trabalhos de floresta tropical e essa influência na perda por mortalidade ainda está sem resposta. Assim, a regeneração natural é eficiente para diminuir o dióxido de carbono na atmosfera, desde que haja tempo (e condições locais favoráveis) para que este sequestro aconteça.

No segundo capítulo foi demonstrado que o aumento do carbono em áreas de restauração também é acompanhado por um aumento na conservação de biodiversidade (espécies ameaçadas de extinção, endêmicas), ou seja, há co-benefícios nas agendas voltadas para conservação da biodiversidade e sequestro de carbono da atmosfera. No terceiro capítulo, onde foi abordada a trajetória sucessional de áreas em regeneração ao longo de toda a Floresta Atlântica, foi observado que a restauração em larga escala utilizando a estratégia da regeneração natural, é eficiente, desde que em paisagens caracterizadas por fragmentos grandes, poucas bordas e com outros fragmentos próximos, a fim de permitir a chegada de propágulos e início do processo sucessional.

Por fim, o trabalho traz evidências de que a regeneração natural é uma estratégia eficiente de restauração em larga escala. Portanto, os resultados observados para a Floresta Atlântica são

promissores para que o Brasil atinja os diversos acordos internacionais focados em conservação da biodiversidade e mitigação do aquecimento global.

REFERÊNCIAS

- AIDE, T.M.; ZIMMERMAN, J.K.; PASCARELLA, J. B.; RIVERA, L.; VARCANO-VEGA, H. Forest Regeneration in a Chronosequence of Tropical Abandoned Pastures: Implications for Restoration Ecology. **Restoration Ecology**, v.8, n.4, p. 328-338, 2000.
- ALBERT, C.H.; THUILLER, W.; YOCCOZ, N.G.; DOUZET, R.; AUBERT, S.; LAVOREL, S. A multi-trait approach reveals the structure and the relative importance of intra- vs interspecific variability in plant traits. **Functional Ecology**, v. 24, n. 6, p. 1192-1201, 2010.
- ALEIXO, I.; NORRIS, D.; HEMERICK, L.; BARBOSA, A.; PRATA, E.; COSTA, F.; POORTER, L. Amazonian rainforest tree mortality driven by climate and functional traits. **Nature Climate Change**, v. 9, n. 5, 2019.
- ALMEIDA, A.; MARQUES, M.C.M.; CECCON-VALENT, M.F.; VICENTE-SLVA, J.; MIKICHE, S.B. Limited effectiveness of artificial bird perches for the establishment of seedlings and the restoration of Brazil's Atlantic Forest. **Journal for Nature Conservation**, v.34, p. 24-32, 2016.
- ALVES, L.F.; VIEIRA, S.A.; SCARANELLO, M.A.; CAMARGO, P.B.; SANTOS, F.A.M.; JOLY, C.A.; MARTINELLI, L.A. Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil). **Forest Ecology and Management**, v.260, p. 679-691, 2010.
- APAZA-QUEVEDO, A.; LIPPOK, D.; HENSEN, I.; SCHLEUNING, M.; BOTH, S. Elevation, topography, and edge effects drive functional composition of woody plant species in Tropical Montane Forests. **Biotropica**, v. 47, n.4, p. 449-458, 2015.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; MELO, F.P.L.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; BONGERS, F.; CHAZDON, R. L.; MEAVE, J. A.; NORDEN, N.; SANTOS, B. A.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. **Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society**, v. 92, n. 1, p. 326-340, 2017.
- AYUSO, S. Um milhão de espécies ameaçadas de extinção a um ritmo sem precedentes. **El País**, 6 maio 2019. Disponível em <
https://brasil.elpais.com/brasil/2019/05/06/ciencia/1557132880_458286.html>. Acessado dia 21 de maio de 2019.
- ANDERSON-TEIXEIRA, K.J. Prioritizing biodiversity and carbon. **Nature Climate Change**, v. 8, p. 667-668, 2018.
- ANTIN, C.; PÉLISSIER, R.; VINCENT, G.; COUTERON, P. 2013. Crown allometries are less responsive than stem allometry to tree size and habitat variations in an Indian monsoon forest. **Trees**, v. 27, p. 1485-1495, 2013.
- BARRAL, M.P.; BENAYAS, J.M.R.; MELI, P.; MACEIRA, N.O. Quantifying the impacts of ecological restoration on biodiversity and ecosystem services in agroecosystems: A global meta-analysis. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 202, p. 223-231, 2015.

- BASTIN, J.; FINEGOLD, Y.; GARCILA, C.; MOLLICONE, D.; REZENDE, M.; ROUTH, D.; ZOHNER, C.M.; CROWTHER, T.W. The global tree restoration potential. **Science**, v. 365, p. 76-79, 2019.
- BECKNELL, J.M.; POWERS, J.S. Stand age and soils as drivers of plant functional traits and aboveground biomass in secondary tropical dry forest. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 44, n. 6, p. 604-613, 2014.
- BECKNELL, J. M.; KUCEK, L. K.; POWERS, J. S. Aboveground biomass in mature and secondary seasonally dry tropical forests: A literature review and global synthesis. **Forest Ecology and Management**, v. 276, p. 88-95, 2012.
- BELL, C.D., SOLTIS, D.E., SOLTIS, P.S. The age and diversification of the angiosperms revisited. **American Journal Botany**, v. 97, p. 1296–1303, 2010.
- BENAYAS, J.M.R.; NEWTON, A.C.; DIAZ, A.; BULLOCK, J.M. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. **Science**, v. 325, n. 1121, 2009.
- BERGAMIN, R.S.; DUARTE, L.S.; MARCILIO-SILVA, V.; SEGER, G.D.S.; LIEBSCH, D.; MARQUES, M.C.M. Compilation of woody species occurring in the Brazilian Atlantic Forest complex. **Frontiers of Biogeography**, v.7, n.2, 2015.
- BERNAL, B.; MURRAY, L.T.; PERSON, T.R.H. Global carbon dioxide removal rates from forest landscape restoration activities. **Carbon Balance Manage**, v. 13, P.22, 2018.
- BONN. 2019. Bonn Challenge. Disponível em < www.bonnchallenge.org >, acessado dia 27 de fevereiro de 2019.
- BORGO, M. **A Floresta Atlântica do litoral norte do Paraná, Brasil: aspectos florísticos, estruturais e estoque de biomassa ao longo do processo sucessional**. Tese (Doutorado em Ciências Florestais), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2010. 165p.
- BORGO, M.; TIEPOLO, G.; REGINATO, M.; KUNIYOSHI, Y.S.; GALVÃO, F.; CAPRETS, R.L.; ZWIENER, V.P. Espécies arbóreas de um trecho de Floresta Atlântica do município de Antonina, Paraná, Brasil. **Floresta**, v.41, p.819-832, 2011.
- BOSCOLO, D.; METZGER, J.P. Isolation determines patterns of species presence in highly fragmented landscapes. **Ecography**, v. 34, p. 1018-1029, 2011.
- BOSCOLO, D.; TOKUMOTO, P.M.; FERREIRA, P.A.; RIBEIRO, J.W.; SANTOS, J.S. Positive responses of flower visiting bees to landscape heterogeneity depend on functional connectivity levels. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 1, p. 18-24, 2017.
- BOUKILI, V.K.; CHAZDON, R.L. Environmental filtering, local site factors and landscape context drive changes in functional trait composition during tropical forest succession **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 24, p. 37-47, 2017.
- BRANCALION, P.H.S.; NIAMIR, A.; BROADBENT, E.; CROUZEILLES, R.; BARROS, F.S.M.; ZAMBRANO, A.M.A.; BACCINI, A.; ARONSON, J.; GOETZ, S.; REID, J.L.; STRASSBURG, B.B.N.; WILSON, S.; CHAZDON, R.L. Global restoration opportunities in tropical rainforest landscapes. **Science Advances**, v. 5:eaav3223, p. 1-11, 2019.

BROWN, I.F.; MARTINELLI, L.A.; WAYT, T.W.; MOREIRA, M.Z.; FERREIRA, C.A.; VICTORIA, R.L. Uncertainty in the biomass of Amazonian forest: an example from Rondônia, Brazil *Forest Ecology Management*, v. 75, p. 175-189, 1995.

BROWN, S.; SATHEYE, J.; CANNELL M.; KAUPPI, P. Mitigation of carbon emissions to the atmosphere by forest management. ***Commonwealth Forestry Review***, v. 75, p. 80-91, 1996.

BRUDVIG, L.A. Toward prediction in the restoration of biodiversity. ***Journal of Applied Ecology***, v. 54, p. 1013-1017, 2017.

BU, W.; ZANG, R.; DING, Y. Field observed relationships between biodiversity and ecosystem functioning during secondary succession in a tropical lowland rainforest. ***Acta Oecologica***, v. 55, p. 1-7, 2014.

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional process. ***Turrialba***, v. 15, p. 40-42, 1965.

BULLOCK, J.M.; ARONSON, J.; NEWTON, A.C.; PYWELL, R.F.; REY-BENAYAS, J.M. Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. ***Trends in Ecology and Evolution***, v. 26, n. 10, 2011.

BURDA, T.M. **A estruturação de comunidades vegetais em áreas sucessionais da Floresta Atlântica em diferentes tipos de solo**. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2019. 86p.

BUTCHART, S.H.M.; WALPOLE, M.; COLLEN, B.; VAN STRIEN, A.; SCHARLEMANN, J.P.W.; ALMOND, R.E.A.; BAILLIE, J.E.M.; BOMHARD, B.; BROWN, C.; BRUNO, J.; CARPENTER, K.E.; CARR, G.M.; CHANSON, J.; CHENERY, A.M.; CSIRKE, J.; DAVIDSON, N.C.; DENTENER, F.; FOSTER, M.; GALLI, A.; GALLOWAY, J.N.; GENOVESI, P.; GREGORY, R.D.; HOCKINGS, M.; KAPOV, V.; LAMARQUE, J.; LEVERINGTON, F.; LOH, J.; MCGEOCH, M.A.; MCRAE, L.; MINASYAN, A.; MORCILLO, M.H.; OLDFIELD, T.E.E.; PAULY, D.; QUADER, S.; REVENGA, C.; SAUER, J.R.; SKOLNIK, B.; SPEAR, D.; STANWELL-SMITH, D.; STUART, S.N.; SYMES, A.; TIERNEY, M.; TYRRELL, T.D.; VIÉ, J.; WATSON, R. Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. ***Science***, v. 328, n. 5982, p. 1164-1168, 2010.

BUSTAMANTE, M.M.C.; SILVA, J.S.O.; CANTINHO, R.Z.; SHIMBO, J.Z.; OLIVEIRA, P.V.C.; SANTOS, M.M.O.; OMETTO, P.H.B.; CRUZ, M.R.; MELLO, T.R.B.; GODIVA, D.; NOBRE, C.A. Ecological restoration as a strategy for mitigating and adapting to climate change: lessons and challenges from Brazil. ***Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change***, v. 13:055005, 2019.

CALMON, M.; BRANCALION, P.H.S.; PAESE, A.; ARONSON, J.; CASTRO, P.; SILVA, S.C.; RODRIGUES, R.R. Emerging threats and opportunities for large-scale ecological restoration in the Atlantic Forest of Brazil. ***Restoration Ecology***, n. 19, n. 2, p. 154-158, 2011.

CARDINALE, B.J.; WRIGHT, J.P.; CADOTTE, M.W.; CARROLL, J.T.; HECTOR, A.; SRIVASTAVA, D.S.; LOREAU, M.; WEIS, J.J. Impacts of plant diversity on biomass production increase through time because of species complementarity. ***Proceedings of the***

National Academy of Sciences of the United States of America, v. 104, n. 46, p. 18123-18128, 2007.

CARDINALE, B. J.; GROSS, K.; FRITSCHIE, K.; FLOMBAUM, P. FOX, J. W. et al. Biodiversity simultaneously enhances the production and stability of community biomass, but the effects are independent. **Ecology**, v. 94, n. 8, p. 1697-1707, 2013.

CARDINALE, B. J.; DUFFY, J. E.; GONZALES, A.; HOOPER, D. U.; PERRINGS, C.; VENAIL, P.; NARWANI, A.; MACE, G.M.; TILMAN, D.; WARDLE, D.A.; KINZIGS, A.P.; DAILY, G.C.; LOREAU, M.; GRACE, J.B.; LARIGAUDERIE, A.; SRIVASTAVA, D.S.; NAEEM, S. Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature**, v. 486, p. 59-67, 2012.

CARDOSO, F.C.G. **A estruturação de comunidades vegetais em áreas sucessionais da Floresta Atlântica em diferentes tipos de solo**. Tese (Doutorado em Ecologia e Conservação), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2014. 149p.

CAVANAUGHT, K.C.; GOSNELL, J.S.; DAVIS, S.L.; AHUMADA, J.; BOUNDJA, P.; CLARK, D.B.; MUGERNWA, B.; JANSEN, P.A.; O'BRIEN, T.G.; ROVERO, F.; SHEIL, D.; VASQUEZ, R.; ANDELMAN, S. Carbon storage in tropical forests correlates with taxonomic diversity and functional dominance on a global scale. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, p. 563–573, 2014.

CBD. 2011. **Contribution of ecosystem restoration to the objectives of the CBD and a healthy planet for all people**: abstracts of posters presented at the 15th meeting of the subsidiary body on scientific, technical and technological advice of the Convention on Biological Diversity, 7-11 November 2011, Montreal, Canada. CBD Technical Series N. 62.

CEQUINEL, A.; CAPELLESSO, E.S.; MARCILIO-SILVA, V.; CARDOSO, F.C.G.; MARQUES, C.M.M. Determinism in tree turnover during the succession of a tropical forest. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 34, 120-128, 2018.

CHAVE, J.; ANDALO, C.; BROWN, S.; CAIRNS, M.A.; CHAMBERS, J.Q.; EAMUS, D. ...; YAMAKURA, T. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia**, v. 145, p. 87-99, 2005.

CHAVE, J.; RÉJOU-MÉCHAIN, M.; BÚRQUEZ, A.; CHIDUMAYO, E.; COLGAN, M.S.; DELITTI, W.B.C.; DUQUE, A.; EID, T.; FEARNESIDE, P.M.; GOODMAN, R.C.; HENRY, M.; MARTÍNEZ-YRÍZAR, A.; MUGASHA, W.A.; MULLER-LANDAU, H.C.; MENCUCCINI, M.; NELSON, B.W.; NGOMANDA, A.; NOGUEIRA, E.M.; ORTIZ-MALAVASSI, E.; PÉLISSIER, R.; PLOTON, P.; RYAN, C.M.; SALDARRIAGA, R.G.; VIEILLEDENT, G. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, v.20, n. 10, p. 3177-3190, 2014.

CHAZDON, R.L.; BRANCALION, P.H.S. Restoring forests as a means to many ends. **Science**, v. 365, n. 6448, 2019.

CHAZDON, R.L.; URIARTE, M. Natural regeneration in the context of large-scale forest and landscape restoration in the tropics. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 709-715, 2016.

CHAZDON, R.L.; PERES, C.A.; DENT, D.; SHEIL, D.; LUGO, A.E. et al. The Potential for Species Conservation in Tropical Secondary Forests. **Conservation Biology**, v. 23, n. 6, p. 1406–1417, 2009.

CHAZDON, R. L. Regeneração de florestas tropicais. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. **Ciências Naturais** 7: 195-218, 2012.

CHAZDON, R.L. Second Growth: The Promise of Tropical Forest Regeneration in an Age of Deforestation. In: CHAZDON, R.L. **Second growth**. University of Chicago Press, 2014.

CHAZDON, R. L.; BROADBENT, E. N.; ROZENDAAL, D. M. A., BONGERS, F., ZAMBRANO, A. M. A., AIDE, M., BALVANERA, P.; BACKNELL, J.M.; BOUKILI, V.; BRANCALION, P.H.S.; CRAVEN, D.; ALMEIDA-CORTEZ, J.S.; CABRAL, G.A.L.; JONG, B.; DENSLOW, J.S.; DENT, D.H.; DeWALT, S.J.; DUPUY, J.M.; DURÁN, S.M.; ESTÍRITO-SANTO, M.M.; FANDINO, M.C.; CÉSAR, R.G.; HALL, J.S.; HERNÁNDEZ-STEFANONI, J.L.; JACOVAC, C.C.; JUNQUEIRA, A.B.; KENNARD, D.; LETCHER, S.G.; LOHBECK, M.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; MOSSOCA, P.; MEAVE, J.A.; MESQUITA, R.; MORA, F.; MUÑOZ, R.; MUSCARELLA, R.; NUNES, Y.R.F.; OCHOAGAONA, S.; ORIHUELA-BELMONTE, E.; PEÑA-CLAROS, M.; PÉREZ-GARCÍA, E.A.; PIOTTO, D; POWERS, J.S.; RODRÍGUEZ-VELASQUEZ, J.; ROMERO-PÉREZ, I.E.; RUÍZ, J.; SALGARRIAGA, J.G.; SANCHEZ-AZOFEIFA, A.; SCHWARTZ, N.B.; STEININGER, M.K.; SWENSON, N.G.; URIATE, M.; van BREUGEL, M.; van der WAL, H.; VELOSO, M.D.M.; VESTER, H.; VIEIRA, I.C.G.; BENTOS, T.V.; WILLIAMSON, G.B.; POORTER, L. Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. **Science Advances**, v. 2, n 5, e1501639, 2016.

CHAZDON, R.L.; GUARIGUATA, M.R. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 716-730, 2016.

CHEUNG, K.C.; MARQUES, M.C.M.; LIEBSCH, D. Relação entre a presença de vegetação herbácea e a regeneração natural de espécies lenhosas em pastagens abandonadas na Floresta Ombrófila Densa do Sul do Brasil. **Acta botânica brasílica**, V.23, n. 4, p. 1048-1056, 2009.

CHEUNG, K.C.; LIEBSCH, D.; MARQUES, M.C.M. Forest Recovery in Newly Abandoned Pastures in Southern Brazil: Implications for the Atlantic Rain Forest Resilience. **Natureza & Conservação**, v. 8, n. 1, p. 66-70, 2010.

CHISHOLM, R.A.; MULLER-LANDAU, H.C.; RAHMAN, K. A.; BEBBER, D.P.; BIN, Y. et al. Scale-dependent relationships between tree species richness and ecosystem function in forests. **Journal of Ecology**, v. 101, p. 1214-1224, 2013.

CIANCIARUSO, M.V.; SILVA, I.A.; BATAL, M.A. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotroica**, v. 9, n. 3, p. 93-103, 2009.

CLEMENTS, F. E. **Plant succession**: an analysis of the development of vegetation. Carnegie Institution of Washington, 1916. 658p.

CLEMENTS, F.E.; SHELFORD, V.E. **Bio-ecology**. New York: John Wiley, 1939. 425p.

CONNELL, J.H. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. **Science**, v. 199, p. 1302-1310, 1978.

CONTI, G.; DÍAZ, S. Plant functional diversity and carbon storage – an empirical test in semi-arid forest ecosystems. **Journal of Ecology**, v. 101, p. 1-28, 2013.

COWLES, H.C. The ecological relations of the vegetation on the sand dunes of Lake Michigan. **Botanical Gazette**, v. 27, n. 2, p. 95-117, 1899.

CROUZEILLES, R.; FERREIRA, M.S.; CHAZDON, R.L.; LINDENMAYER, D.B.; SANSEVERO, J.B.B.; MONTEIRO, L. IRIBARREM, A.; LATAWIEC, A.E.; STRASSBUR, B.B.N. Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. **Science Advances**, v.3: e1701345, 2017.

CROUZEILLES, R.; PREVEDELLO, J.A.; FIGUEIREDO, M.S.L.; LORINI, M.L.; GRELE, C.E.V. The effects of the number, size and isolation of patches along a gradient of native vegetation cover: how can we increment habitat availability? **Landscape Ecology**, v. 29, p. 479-489, 2014.

CROUZEILLES, R.; FERREIRA, M.S.; CHAZDON, R.L.; LINDENMAYER, D.B.; SANSEVERO, J.B.B.; MONTEIRO, L. IRIBARREM, A.; LATAWIEC, A.E.; STRASSBUR, B.B.N. Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. **Science Advances**, v.3: e1701345, 2017.

DI MARCO, M.; WATSON, J.E.M.; CURRIE, D.J.; POSSINGHAM, H.P.; VENITE, O. The extent and predictability of the biodiversity-carbon correlation. **Ecology Letters**, v. 21, p. 365-375, 2018.

DÍAZ, S.; CABIDO, M. Vive la différence: Plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends Ecology and Evolution**, v. 16, p. 646–655, 2001.

DÍAZ, S.; LAVOREL, L.; de BELLO, F.; QUÉTIER, F.; GRIGULIS, K.; ROBSON, T.M. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. **PNAS**, v. 104, p. 20684-20689, 2007.

DÖBERT, T.; WEBBER, B.L.; SUGAU, J.B.; DICKINSON, K.J.M.; DIDHAM, R.K. Can leaf area index and biomass be estimated from Braun-Blanquet cover scores in tropical forests? **Journal of Vegetation Science**, v. 26, n. 6, p. 1043-1053, 2015.

DUFFY, J.E.; GODWIN, C.M.; CARDINALE, B.J. Biodiversity effects in the wild are common and as strong as key drivers of productivity. **Nature**, v. 549, p. 261-264, 2017.

EGLER, F.E. Vegetation science concepts I: Initial floristic composition, a factor in old-field vegetation development with 2 figs. **Vegetatio**, v. 4, n. 6, p: 412-417, 1954.

EISENHAUER, N.; BOWKER, M.A.; JAMES, G.; POWELL, J.R. From patterns to causal understanding: Structural equation modeling (SEM) in soil ecology. **Pedobiologia**, v. 58, p. 65-72, 2015.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária**. Centro Nacional de Pesquisa de Solos Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. Rio de Janeiro, 1979.

FARAH, F.T.; MUYLAERT, R.L.; RIBEIRO, M.C.; RIBEIRO, J.W.; MANGUEIRA, J.R.S.A.; SOUZA, V.C.; RODRIGUES, R.R. Integrating plant richness in forest patches can

rescue overall biodiversity in human-modified landscapes. **Forest Ecology and Management**, v. 397, p. 78-88, 2017.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 14, p. 34:487-515, 2003.

FAHRIG, L. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. **Journal of Biogeography**, v. 40, p. 1649-1663, 2013.

FAHRIG, L.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; BENNETT, J.R.; BOUCHER-LALONDE, V.; CAZETTA, C.; CURRIE, D.J.; EIGENBROD, F.; FORD, A.T.; HARRISON, S.P.; JAEGER, J.A.G.; KOPER, N.; MARTIN, A.E.; MARTIN, J.; METZGER, J.P.; MORRISON, P.; RHODES, J.R.; SAUNDERS, D.A.; SIMBERLOFF, D.; SMITH, A.C.; TISCHENDORF, L.; VELLEND, M.; WATLING, J.I. Is habitat fragmentation bad for biodiversity? **Biological Conservation**, v. 230, p. 179-186, 2019.

FAN, Y.; CHEN, J.; SHIRKEY, G.; JOHN, R.; WU, S.R.; PARK, H.; SHAO, C. Applications of structural equation modeling (SEM) in ecological studies: an updated review. **Ecological processes**, v. 5, n. 19, 2016.

FAUSET, S.; GLOOR, M.; FYLLAS, N.M.; PHILLIPS, O.L.; ASNER, G.P.; BAKER, T.R.; BENTLEY, L.P.; BRIENEN, R.J.W.; CHRISTOFFERSEN, B.O.; AGUILA-PASQUEL, J.; DOUGHTY, C.E.; FELDPAUSCH, T.R.; GALBRAITH, D.R.; GOODMAN, R.C.; GIRARDIN, C.A.J.; CORONAD, E.N.H.; MONTEAUDO, A.; SALINAS, N.; SHENKIN, A.; SILVA-ESPEJO, J.E.; van der HEIJDEN, G.; VASQUEZ, R.; ALVAREZ-DAVILA, E.; ARROYO L.; BARROSO, J.G.; BROWN, F.; CASTRO, W.; VALVERDE, F.C.; CARDOZO, N.D.; Di FIORE, A.; ERWIN, T.; HUAMANTUPA-CHUQUIMACO, I.; VARGAS, P.N.; NEILL, D.; CAMACHO, N.P.; GUTIERREZ, A.P.; PEACOCK, J.; PITMAN, N.; PRIETO, A.; RESTREPO, Z.; RUDAS, A.; QUESADA, C.A.; SILVEIRA, M.; STROPP, J.; TERBORGH, J.; VIEIRA, S.A.; MALHI, Y. Individual-Based Modeling of Amazon Forests Suggests That Climate Controls Productivity While Traits Control Demography. **Frontiers in Earth Science**, v. 7, 2019.

FEARNSIDE, P.M. Global warming and tropical land-use change: greenhouse gas emissions from biomass burning, decomposition and soils in forest conversion, shifting cultivation and secondary vegetation. **Climatic Change**, v.46, p. 115-158, 2000.

FERREIRA, J.; LENNOX, G. D.; GARDNER, T. A.; THOMSON, J. R.; BERENQUER, E.; LESS, A. C.; NALLY, R. M.; ARAGÃO, L. E. O. C.; FERRAZ, S. F. B.; LOUZADA, J.; MOURA, N. G.; OLIVEIRA, V. H. F.; PARDINI, R.; SOLAR, R. R. C.; VIEIRA, I. C. G.; BARLOW, J. Carbon-focused conservation may fail to protect the most biodiverse tropical forests. **Nature Climate Change**, v. 8, p. 744-749, 2018.

FERRETTI, A.R.; BRITEZ, R. M. Ecological restoration, carbon sequestration and biodiversity conservation: The experience of the Society for Wildlife Research and Environmental Education (SPVS) in the Atlantic Rain Forest of Southern Brazil. **Journal of Nature Conservation**. v. 14, p. 249-259, 2006

FOTIS, A.T.; MURPHY, S.J.; RICART, R.D.; KRISHNADAS, M.; WHITACRE, J.; WENZEL, J.W.; QUEENBOROUGH, S.A.; COMITA, L.S. Above-ground biomass is driven

by mass-ratio effects and stand structural attributes in a temperate deciduous forest. **Journal of Ecology**, v. 106, p. 561-570, 2018.

GARNIER, E.; CORTEZ, J.; BILLES, G.; NAVAS, M.L.; ROUMET, C.; DEBUSSCHE, M.; LAURENT, G.; BLANCHARD, A.; AUBRY, D.; BELLMANN, A.; NEILL, C.; TOUSSAINT, J. P. Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. **Ecology**, v. 85, p. 2630-2637, 2004.

GASTAUER, M.; MEIRA-NETO, J.A.A. An enhanced calibration of a recently released megatree for the analysis of phylogenetic diversity. **Brazilian Journal of Biology**, v. 76, p. 619-628, 2016.

GLEASON, H.A. The individualistic concept of the plant association. **Bulletin Torrey Botanical Club**, v. 53, p. 7-26, 1926.

GLENN-LEWIN, D.C.; PEET, R.K.; VEBLER, T.T. **Plant succession: theory and prediction**. Chapman & Hall, London. 1992. 352p.

GOLDBERG, D. E. Components of resources competition in plant communities *In*: GRACE, J.B.; TILMAN, D. (Eds), **Perspectives on plant competition**. Academic Press, 1990.

GRISCOM, B.W.; ADAMS, J.; ELLIS, P.W.; HOUGHTON, R.A.; LOMAX, G.; MITEVA, D.A.; SCHLESINGER, W.H.; SHOCH, D.; SIIKAMÄKI, J.V.; SMITH, P.; WOODBURY, P.; ZGANJAR, C.; BLACKMAN, A.; CAMPARI, J.; CONANT, R.T.; DELGADO, C.; ELIAS, P.; GOPALAKRISHNA, R.; HAMSIK, M.R.; HERRERO, M.; KIESEKER, J.; LANDIS, E.; LAESTADIUS, L.; LEAVITT, S.M.; MINNEMEYER, S.; POLASKY, S.; POTAPOV, P.; PUTZ, F.E.; SANDERMAN, J.; SILVIUS, M.; VOLLENBERG, E.; FARGIONE, J. Natural climate solutions. **PNAS**, v. 114, n. 44. P. 11645-11650, 2017.

GRIME, J.P. Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects **Journal of Ecology**, v. 86, p. 902-910, 1998.

GRISE, M.M.; BIONDI, D.; LINGNAU, C.; ARAKI, H. A estrutura da paisagem do mosaico formado pelas unidades de conservação presentes no litoral norte do Paraná. **Floresta**, v.39, n.4, p.723-742, 2009.

GUARIGUATA, M.R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, v. 148, p. 185-206. 2001.

GUREVITCH, J.; SCHEINER S. M.; FOX, GA. **The ecology of plants**. Sinauer associates. 2002.

HADDAD, N.M.; BRUDVIG, L.A.; CLOBERT, J.; DAVIES, K.F.; GONZALES, A.; HOLT, R.D.; ... COLLINS, C.D. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, 1: e1500052, P. 1-9, 2015.

HAIR JR, J.F.; HULT, G.T.M.; RINGLE, C.; SARSTEDT, M. **A Primer on Partial Least Squares Structural Equation Modeling (PLS-SEM)**. Thousand Oaks: Sage. 2017. 584p.

HOLL, K.D. Restoring Tropical Forest. **Nature Education Knowledge**, v. 4, n. 4, 2013.

HANSKI, I. Habitat fragmentation and species richness. **Journal of Biogeography**, v. 42, n. 5, p. 989-993, 2015.

HOUGHTON, R.A.; BYERS, B.; NASSIKAS, A.A. A role for tropical forests in stabilizing atmospheric CO₂. **Nature Climate Change**, v. 5, 2015.

IPCC. Summary for Policymakers. *In: Global warming of 15°C World Meteorological Organization*. Geneva, Switzerland. 2018. 32 p.

ITCG. Instituto de Terras, Cartografia e Geologia do Paraná. **Mapeamento do uso e cobertura do solo no estado do Paraná, realizado com imagens SPOT5** – Paraná cidade ano 2005/2006. Curitiba, 2014.

JOLY, C.A.; METZGER, J.P.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, v. 204, p. 459-473, 2014.

KAGEYAMA, P.Y.; GANDARA, F.B.; SEBBENN, A.M. Diversidade e autocorrelação genética espacial em populações de *Ocotea odorifera* (Lauraceae). **Scientia Forestalis**, v. 64, n.64, p. 108-119, 2003.

KAUANO, E.E.; TOREZAN, J.M.D.; CARDOSO, F.C.G.; MARQUES, M.C.M. Landscape structure in the northern coast of Paraná state, a hotspot for the Brazilian Atlantic Forest conservation. **Revista Árvore**, v. 36, n. 5, p. 961-970, 2012.

KAUANO, E.E.; CARDOSO, F.C.G.; TOREZAN, J.M.D.; MARQUES, M.C.M. Micro- and meso-scale factors affect the restoration of Atlantic Forest. **Natureza & Conservação**, v. 11, n. 2, p.145-151, 2013.

KEESSTRA, S.; NUNES, J.; NOVARA, A.D.D.; AVELAR, D.; KALANTARI, Z.; CERDÀ, A. O efeito superior das soluções baseadas na natureza no manejo da terra para melhorar os serviços ecossistêmicos. **Science Total Environmental**, v. 610-611, p. 997-1009, 2018.

KINGSLAND, S.E. Defining Ecology as a science. *In: REAL, L. A.; BROWN, J. H. (Orgs.). Foundational of Ecology: classic papers with commentaries*. Chicago: The University of Chicago Press, 1991. 920p.

KOCH, A.; BRIERLEY, C.; MASLIN, M.M.; LEWIS, S.L. Earth system impacts of the European arrival and great dying in the Americas after 1492. **Quaternary Science Reviews**, v. 207, p. 13-36, 2019.

LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology**, v. 91, n. 1, p. 299-305, 2010.

LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P. **Measuring functional diversity (FD) from multiple traits, and other tools for functional ecology**. 2014. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/web/packages/FD/FD.pdf>>, acessado em 20 de agosto de 2018.

LASKY, J. R.; URIARTE, A.; BOUKILI, V. K.; ERICKSON, D. L.; KRESS, J.; CHAZDON, R. L. The relationship between tree biodiversity and biomass dynamics changes with tropical forest succession. **Ecology Letters**, v. 17, p. 1158-1167, 2014.

LAURENCE, W. F. Reflections on the tropical deforestation crisis. **Biological Conservation**, v. 91, p.109-117, 1999.

LAURENCE, W.L.; FERREIRA, L.V.; RANKIN-DE-MORENA, J.M.; LAURENCE, S.G. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. **Ecology**, v.79, n. 6, p. 2032-2040, 1998.

LAVOREL, S.; GRIGULIS, K.; LAMARQUE, P.; COLACE, M.; GARDEN, D.; GIREL, J.; PELLET, G.; DOUZET, R. Using plant functional traits to understand the landscape distribution of multiple ecosystem services. **Journal of Ecology**, v. 99, p. 135-147, 2011.

LEITÃO, F.H.M.; MARQUES, M.C.M.; CECCON, E. Young restored forests increase seedling recruitment in abandoned pastures in the Southern Atlantic rainforest. **International Journal of Tropical Biology**, v. 58, n. 4, p. 1271-1282, 2010.

LEDDA, A.; MONTIS, A. Infrastructural landscape fragmentation versus occlusion: A sensitivity analysis. **Land Use Policy**, v. 83, p. 523-531, 2019.

LEMMON, P.E. A spherical densiometer for estimating forest overstory density. **Forest Science**, v. 2, n. 4, p.314-320, 1956.

LENNOX, G.D.; GARDNER, T.A.; THOMSON, J.R.; FERREIRA, J.; BERENGUER, E.; LESS, A.C.; NALLY, R.M.; ARAGÃO, L.E.O.C.; FERRAZ, S.F.B.; LOUZADA, J.; MOURA, N.G.; OLIVEIRA, V.H.F.; PARDINI, R.; SOLAR, R.R.C.; VAZ de MELO, F.Z.; VIEIRA, I.C.G.; BARLOW, J. Second rate or a second chance? Assessing biomass and biodiversity recovery in regenerating Amazonian forest. **Global Change Biology**, v.24, p. 5680-5694, 2018.

LETCHER, S.G.; CHAZDON R.L. Rapid Recovery of Biomass, Species Richness, and Species Composition in a Forest Chronosequence in Northeastern Costa Rica. **Biotropica**, v. 41, n. 5, p. 608-617, 2009.

LI, Y.; BAO, W.; BONGERS, F.; CHEN, B.; CHEN, G.; GUO, K.; JIANG, M.; LAI, J.; LIN, D.; LIU, C.; LIU, X.; LIU, Y.; MI, X.; TIAN, X.; WANG, X.; XU, W.; YAN, J.; YANG, B.; ZHENG, Y.; MA, K. Drivers of tree carbon storage in subtropical forests. **Science of the Total Environment**, v. 654, p. 684-693, 2019.

LIU, X.; TROGISCH, S.; HE, J.; NIKLAUS, P.A.; BRUELHEIDE, H.; TANG, Z.; ERFMEIER, A.; SCHERER-LORENZEN, M.; PIETSCH, K.A.; YANG, B.; KÜHN, P.; SCHOLTEN, T.; HUANG, Y.; WANG, C.; STAAB, M.; LEPPERT, K.N.; WIRTH, C.; SCHMID, B.; MA, K. Tree species richness increases ecosystem carbon storage in subtropical forests. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 285, p. 20181240, 2018.

LIEBSCH, D.; GOLDENBERG, R.; MARQUES, M.C.M. Florística e estrutura de comunidades vegetais em uma cronosequência de Floresta Atlântica no Estado do Paraná, Brasil. **Acta botanica brasílica**, v. 21, n.4. p. 983-992, 2007.

LIEBSCH, D.; MARQUES, M.C.M.; GOLDENBERG, R. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. **Biological Conservation**, v.141, p. 1717-1725, 2008.

LOHBECK, M.; POORTER, L.; MARTINEZ-RAMOS, M.; BONGERS, F. Biomass is the main driver of changes in ecosystem process rates during tropical forest succession. **Ecology**, v. 96, n. 5, p. 1242-1252, 2015.

MACE, G.M.; NORRIS, K.; FITTER, K.H. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 27, n. 1, 2012.

MACE, G.M.; BARRETT, M.; BURGESS, N.D.; CORNELL, S.E.; FREEMAN, R.; GROOTEN, M.; PURVIS, A. Aiming higher to bend the curve of biodiversity loss. **Nature Sustainability**, v. 1, p. 448-451, 2018.

MAGNAGO, L.F.S.; EDWARDS, D.P.; EDWARDS, F.A.; MAGRACH, A.; MARTINS, S.V.; LAURENCE, W.F. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. **Journal of Ecology**, v. 102, p. 475-485, 2014.

MAGNAGO, L.F.S.; MAGRACH, A.; LAURENCE, W.F.; MARTINS, S.V.; MEIRANETO, A.A.; SIMONELLI, M.; EDWARDS, D.P. Would protecting tropical forest fragments provide carbon and biodiversity cobenefits under REDD+? **Global Change Biology**, v. 21, p. 3455-3468, 2015.

MAGNAGO, L.F.S.; MAGRACH, A.; BARLOW, J.; SCHAEFER, C.E.G.R.; LAURENCE, W.F.; MARTINS, S.V.; EDWARDS, D.P. Do fragment size and edge effects predict carbon stocks in trees and lianas in tropical forests? **Functional Ecology**, v. 31, p. 542-552, 2017.

MELI, P.; BENAYAS, J.M.R.; BALVANERA, P.; MARTÍNEZ-RAMOS, M. Restoration enhances wetland biodiversity and ecosystem service supply, but results are context-dependent: a meta-analysis. **PLOS ONE**, v. 9, n. 4: e93507, 2014.

MANSOURIAN, S.; STANTURF, J.A.; DERKY, M.A.A.; ENGEL, V.L. Forest Landscape Restoration: increasing the positive impacts of forest restoration or simply the area under tree cover? **Restoration Ecology**, v. 25, n. 2, p. 178-183, 2017.

MARCILIO-SILVA, V.; PILLAR, V.D.; MARQUES, M.C.M. Functional turnover and community assemblage during tropical forest succession. **Community Ecology**, v. 17, n. 1, p. 88-97, 2016.

MARCILIO-SILVA, V.; ZWIENER, V. P.; MARQUES, M.C.M. Metacommunity structure, additive partitioning and environmental drivers of woody plants diversity in the Brazilian Atlantic Forest. **Diversity and distribution**, v. 23, p.1110-1119, 2017.

MARGALEF, R. **Perspectives in Ecological Theory**. University of Chicago Press, Chicago. 1968. 111p.

MARQUES, M.C.M.; SWAINE, M.D.; LIEBSCH, D. Diversity distribution and floristic differentiation of the coastal lowland vegetation: implications for the conservation of the Brazilian Atlantic Forest. **Biodiversity Conservation**, v. 20, p.153-168, 2011.

MARQUES, M.C.M.; ZWIENER, V. P.; RAMOS, F.M.; BORGIO, M.; MARQUES, R. Forest structure and species composition along a successional gradient of Lowland Atlantic Forest in Southern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 14, n.3, 2014.

MARTENSEN, A.C.; RIBEIRO, M.C.; BRANKS-LEITE, C.; PRADO, P.I.; METZGER, J.P. Associations of forest cover, fragment area, and connectivity with neotropical understory bird species richness and abundance. **Conservation biology**, v. 26, n. 6, p. 1100-1111, 2012.

MARTIN, P.A.; NEWTON, A.C.; BULLOCK, J.M. Carbon pools recover more quickly than plant biodiversity in tropical secondary forests. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 280, p. 1-8, 2013.

MARTÍNEZ-RAMOS, M.; BALVANERA, P.; VILLA, F.A.; MORA, F.; MAASS, J. M.; MÉNDEZ, S. M. Effects of long-term inter-annual rainfall variation on the dynamics of regenerative communities during the old-field succession of a neotropical dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 426, p. 91-100, 2018.

MARTINI, A.M.Z.; FIASCHI, P.; AMORIN, A.M.; PAIXÃO, J.L da. A hot-point within a hot-spot: a high diversity site in Brazil's Atlantic Forest. **Biodiversity Conservation**, v. 16, p. 3111-3128, 2007.

MARTINS, K.G.; MARQUES, M.C.M.; SANTOS, E.; MARQUES, R. Effects of soil conditions on the diversity of tropical forests across a successional gradient. **Forest Ecology and Management**, v. 349, p. 4-11, 2015.

MASON, N.W.H.; MOUILLOT, D.; LEE, W.G.; WILSON, J.B. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. **Oikos**, v. 111, n. 1, p. 112-118, 2005.

MAUERHOFER, V. The law, ecosystem services and ecosystem functions: An in-depth overview of coverage and interrelation. **Ecosystem Services**, v. 29, p. 190-198, 2018.

McGARIGAL, K.; ENE, E.; **FRAGSTATS**: a spatial pattern analysis program for categorical map. version 4.2, 2005.

MEA - Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Their Services. In: Alcamo, J. et al. **Ecosystems and Human Well-being: a framework for assessment**. Island Press, Washington, DC. 2003. 155p.

MELO, F.P.L.; PINTO, S.R.R.; BRANCALION, P.H.S.; CASTRO, P.S.; RODRIGUES, R.R.; ARONSON, J.; TABARELLI, M. Priority setting for scaling-up tropical forest restoration projects: Early lessons from the Atlantic Forest Restoration Pact. **Environmental Science & Policy**, v. 33, p. 395-404, 2013.

MENSAH, S.; VELDTMAN, R.; ASSOGBADJO, A.E.; KAKAI, R.G.; SEIFERT, T. Tree species diversity promotes aboveground carbon storage through functional diversity and functional dominance. **Ecology and Evolution**, v. 6, p. 7546-7557, 2016.

MENSAH, S.; TOIT, B.D.U.; SEIFERT, T. Diversity–biomass relationship across forest layers: implications for niche complementarity and selection effects. **Oecologia**, v. 187, p. 783-795, 2018.

METZGER, J.P. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**. v. 142, p. 1138-1140. 2009.

MMA. **Planaveg**: Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa. Ministério do Meio Ambiente, 2017. 73p.

MMA. 2019. Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: < mma.gov.br >, acessado dia 27 de fevereiro de 2019.

MOREL, L.; CYRIL, D.; COURTIAL, C.; VASSEUR, M., LEROY, B.; YSNEL, F. Spontaneous recovery of functional diversity and rarity of ground-living spiders shed light on the conservation importance of recent woodlands. **Biodiversity and Conservation**, v. 28, n. 3, p. 687–709, 2019.

MORRISON, E.B.; LINDELL, C.A. Active or passive forest restoration? assessing restoration alternatives with avian foraging behavior. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 201, pp. 170-177, 2011.

MORRIS, E.K., CARUSO, T., BUSCOT, F., FISCHER, M., HANCOCK, C., MAIER, T.S., MEINERS, T., MÜLLER, C., OBERMAIER, E., PRATI, D., SOCHER, S.A., SONNEMANN, I., WÄSCHKE, N., WUBET, T., WURST, S., RILLIG, M.C. Choosing and using diversity indices: Insights for ecological applications from the German Biodiversity Exploratories. **Ecology and Evolution**, v. 4, p. 3514-3524, 2014.

MOUCHET, M.A.; VILLÉGER, S.; MASON, N.W.H.; MOUILLOT, D. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Functional Ecology**, v. 24, p. 867-876, 2010.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; Da FONSECA, G.A.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, n.403, p.853-858, 2000.

ODUM, E. P. The strategy of ecosystem development. **Science**, v. 164, p. 262-270, 1969.

ODUM, H. T. **Environmental accounting, emery and decision making**. New York: John Wiley & Sons. 1996. 370 p.

OKSANEN, J.; BLANCHET, F.G.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MCGLINN, D.; MINCHIN, P.R.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, G.L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M.H.H.; SZOECS, E.; WAGNER, H. **Community Ecology Package**. 2018. Disponível em: < <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vegan.pdf> >, acessado em 20 de agosto de 2018.

OLIVEIRA, M.A; SANTOS, A.M.M.; TABARELLI, M. Profound impoverishment of the large-tree stand in a hyper-fragmented landscape of the Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 256, p. 1910-1917, 2008.

OOSTEN, C. Forest Landscape Restoration: Who Decides? A Governance Approach to Forest Landscape Restoration. **Natureza & Conservação**, v. 11, n. 2, p. 19-126, 2013.

PACTO PELA RESTAURAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA. 2019. Pacto pela restauração da Mata Atlântica. Disponível em < www.pactomataatlantica.org.br/ >, acessado dia 27 de fevereiro de 2019.

PAN, Y.; BIRDSEY, R.A.; FANG, J.; HOUGHTON, R.; KAUPPI, P.E.; KURZ, W.; PHILLIPS, O.L.; SHVIDENKO, A.; LEWIS, S.L.; CANADELL, J.G.; CIAIS, P.;

- JACKSON, R.B.; PACALA, S.W.; McGUIRE, A.D.; PIAO, S.; RAUTIAINEN, A.; SITCH, S.; HYES, D. A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. **Science**, v. 333, p. 988-993, 2011.
- PARDINI, R.; FARIA, D.; ACCACIO, G.M.; LAPS, R.R.; MARIANO-NETO, E.; PACIENCIA, M.L.B.; DIXO, M.; BAUMGARTEN, J. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: A multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1178-1190, 2009.
- PAQUETTE, A.; MESSIER, C. The effect of biodiversity on tree productivity: from temperate to boreal forests. **Global Ecology and Biogeography**, v. 20, p. 170-180, 2011.
- PÉREZ-HARGUINDEGUY, N.; DÍAZ, S.; GARNIER, E.; LAVOREL, S.; POORTER, H.; JAUREGUIBERRY, P.; BRET-HARTE, M.S.; CORNWELL, W.K.; CRAINE, J.M.; GURVICH, D.E.; URCELAY, C.; VENEKLAAS, E.J.; REICH, P.B.; POORTER, L.; WRIGHT, I.J.; Ray, P.; ENRICO, L.; PAUSAS, J.G.; de VOS, A.C.; BUCHMANN, N.; FUNES, G.; QUÉTIER, F.; HODGSON, J.G.; THOMPSON, K.; MORGAN, H.D.; TER STEEGE, H.; VAN DER HEIJDEN, M.G.A.; SACK, L.; BLONDER, B.; POSCHLOD, P.; VAIERETTI, M.V.; CONTI, G.; STAYER, A.C.; AQUINO, S. CORNELISSEN, J.H.C. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, v. 61, p. 167-234, 2013.
- PERRING, M.P.; STANDISH, R.J.; PRICE, J.N.; CRAIG, M.D.; ERICKSON, T.E.; RUTHROF, K.X.; WHITELEY, A.S.; VALENTINE, E.E.; HOBBS, R.J. Advances in restoration ecology: rising to the challenges of the coming decades. *Ecosphere*, v. 6, n. 8, 2015.
- PETCHEY, O.L.; GASTON, K.J. Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology Letters**, v. 9, n. 6, p. 741-58, 2006.
- PICKETT, S.T.A.; COLLINS, S.L.; ARMESTO, J.J. Models, mechanisms and pathways of succession. **Botanical Review**, v. 53, p. 335-371, 1987.
- PLOURDE, B.T.; BOUKILI, V.K.; CHAZDON, R.L. Radial changes in wood specific gravity of tropical trees: inter- and intraspecific variation during secondary succession. **Functional Ecology**, v. 29, p. 111-120, 2015.
- POORTER, L.; van der SANDE, M. T.; ARETS, E. J. M. M.; ASCARRUNZ, N.; ENQUIST, B. J.; FINEGAN, B.; LICONA, J.C.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; MAZZEI, L.; MEAVE, J.A.; MUÑOZ, R.; NYTCH, C.J.; OLIVEIRA, A.A.; PÉREZ-GARCÍA, E.A.; PRADO-JUNIOR, J.; RODRÍGUES-VELÁZQUES, J.; RUSCHEL, A.R.; SALGADO-NEGRET, B.; SCHIAVINI, I.; SWENSON, N.G.; TENORIO, E.A.; THOMPSON, J.; TOLEDO, M.; URIATE, M.; van der HOUT, P.; ZIMMERMAN, J. K.; PEÑA-CLAROS, M.. Biodiversity and climate determine the functioning of Neotropical forests. **Global Ecology and Biogeography**, v. 26, p. 1423-1434, 2017.
- PRACH, K.; HOBBS, R. Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. **Restoration Ecology**, v. 16, n. 3, p. 363-366, 2008.

PÜTZ, S.; GROENEVELD, J.; ALVES, L.F.; METSGER, J.P.; HUTH, A. Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: A modelling study for Brazilian Atlantic forests. **Ecological Modelling**, v. 222, p. 1986-1997, 2011.

PÜTZ, S.; GROENEVELD, J.; HENLE, K.; KNOGGE, C.; MARTENSEN, A.C.; METZ, M.; METZGER, J.P.; RIBEIRO, M.C.; PAULA, M.D.; HUTH, A. Long-term carbon loss in fragmented Neotropical forests. **Nature communications**, 5:5037, 2014.

PYLES, M.V.; PRADO-JÚNIOR, J.A.; MAGNAGO, L.F.S.; De PAULA, A.; MEIRANETO, J.A.A. Loss of biodiversity and shifts in aboveground biomass drivers in tropical rainforests with different disturbance histories. **Biodiversity and Conservation**, v. 27, p. 3215-3231, 2018.

QIN, X.; SUN, J.; WANG, X. Plant coverage is more sensitive than species diversity in indicating the dynamics of the above-ground biomass along a precipitation gradient on the Tibetan Plateau. **Ecological Indicators**, v. 84, p. 507-514, 2018.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2018. <https://www.R-project.org/>.

RATTIS, L.; DOBROVOLSKI, R.; TALEBI, M.; LOYOLA, R. Geographic range-scale assessment of species conservation status: A framework linking species and landscape features. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, p. 97-104, 2018.

REFLORA. Flora do Brasil. 2019. Disponível em <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora>>, acessado dia 27 de fevereiro de 2019.

REZENDE, C.L.; SCARANO, F.R.; ASSADD, E.D.; JOLY, C.A.; METZGER, J.P.; STRASSBURG, B.B.N.; TABERELLI, M.; FONSECA, G.A.; MITTERMEIER, R.A. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208-214, 2018.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v.142, p.1141-1153, 2009.

RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza**. Guanabara Koogan, 1996. 470p.

RICOTTA, C.; MORETTI, M. CWM and Rao's quadratic diversity: a unified framework for functional ecology. **Oecologia**, v. 167, p. 181-188, 2011.

ROZENDAAL, D.M.A.; CHAZDON, R.L. Demographic drivers of tree biomass change during secondary succession in northeastern Costa Rica. **Ecological Applications**, v. 25, n. 2, p. 506-516, 2015.

ROZENDAAL, D.M.A.; BONGERS, F.; AIDE, T.M.; ALVAREZ-DÁVILA, E.; ASCARRUNZ, N.; BALVANERA, P.; BECKNELL, J.M.; BENDOTS, T.V.; BRANCALION, P.H.S.; CABRAL, G.A.L.; CALVO-RODRIGUES, S.; CHAVE, J.; CÉSAR, R.G.; CHAZDO, R.L.; CONDIT, R.; DALLINGA, J.S.; ALMEIDA-CORTEZ, J.S.; JONG, B.; OLIVEIRA, A.; DENSLOW, J.S.; DENT, D.H.; DeVALT, S.J.; DUPUY, J.M.; DURÁN, S.M.; DUTRIEUX, L.P.; ESPÍRITO-SANTO, M.M.; FANDINO, M.C.; FERNANDES, G.W.; FINEGAN, B.; GARCÍA, H.; GONZALES, N.; MOSER, V.G.;

- HALL, J.S.; HERNÁNDEZ-STEFANONI, J.L.; HUBBEL, S.; JAKOVAC, C.C.; HERNÁNDEZ, A.J.; JUNQUEIRA, A.B.; KENNARD, D.; LARPIN, D.; LETCHER, S.G.; LICONA, J.; LEBRIJA-TREJOS, E.; MARÍN-SPIOTTA, E.; MORA, F.; MÜLLER, S.C.; MUÑOZ, R.; OLIVEIRA NETO, S.N.; NORDEN, N.; NUNES, Y.R.F.; OCHOA-GAONA, S.; ORTIZ-MALAVASSI, E.; OSTERTAG, R.; PEÑA-CLAROS, M.; PÉREZ-GARCÍA, E.A.; PIOTTO, D.; POWERS, J.F.; AGUILAR-CANO, J.; RODRIGUES-BURITICA, S.; RODRÍGUES-VELÁSQUEZ, J.; ROMERO-ROMERO, M.A.; RUÍZ, J.; SANCHEZ-AZOEIFA, A.; ALMEIDA, A.S.; SILVER, W.L.; SCHWARTS, N.B.; THOMAS, W.W.; TOLEDO, M.; URIATE, M.; SAMPAIO, E.V.S.; van BREUGEL, M.; van der WAL, H.; MARTINS, S.V.; VELOSO, M.D.M.; VESTER, H.F.M.; VICENTINI, A.; VIEIRA, I.C.G.; VILLA, P.; EILLIAMSON, G.B.; ZANINI, K.J.; ZIMMERMAN, J.; POORTER, L. Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests. **Science Advance**, 5:eau3114, 2019.
- RODRIGUES, R.R.; LIMA, R.A.F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1242-1251, 2009.
- RUIZ-JAEN, M.C.; POTVIN, C. Tree diversity explains variation in ecosystem function in a neotropical forest in Panama. **Biotropica**, v. 42, n. 6, p. 638-646, 2010.
- ROSSEEL, Y.; OBERSKY, D.; BYRNES, J.; VANBRABANT, L.; SAVELEI, V.; MERKLE, E.; HALLQUIST, M.; RHEMTULLA, M.; KATSIKATSOU, M.; BARENDSE, M.; CHOW, M.; JORGENSEN, TD. Package lavaan: Latent Variable Analysis R package version 06-3. 2018. Available at: <https://cranr-project.org/web/packages/lavaan/>. Acessado dia 15 outubro de 2018.
- SABATINI, F.M.; ANDRADE, R.B.; PAILLET, Y.; ÓDOR, P. BOUGET, C.; CAMPAGNARO, T; GOSSELIN, F.; JANSSEN, P.; MATTIOLI, W.; NASCIMBENE, J.; SITZIA, T.; KUEMMERLE, T.; BURRASCANO, S. Trade-offs between carbon stocks and biodiversity in European temperate forests. **Global Change Biology**, p. 1-13, 2018.
- SANAEI, A.; ALI, A.; CHAHOUKI, M.A.Z.; JAFARI, M. Plant coverage is a potential ecological indicator for species diversity and aboveground biomass in semi-steppe rangelands. **Ecological Indicators**, v. 93, p. 256-266, 2018.
- SANSEVERO, J.B.B.; PRIETO, P.V.; SÁNCHEZ-TAPIA, A.; BRAGA, J.M.A.; RODRIGUES, P.J.F.P. Past land-use and ecological resilience in a lowland Brazilian Atlantic Forest: implications for passive restoration. **New Forests**, v. 48, p. 573-586, 2017.
- SANTOS, L.J.C.; OKA-FIORI, C.; CANALI, N.E.; FIORI, A.P.; DA SILVEIRA, C., DA SILVA, J.M.; ROSS, J.L.S. 2006. Mapeamento geomorfológico do Estado do Paraná. **Revista Brasileira de geomorfologia** v.7, n.2, p.3-12, 2006.
- SANTOS, B.A.; PERES, C.A.; OLIVEIRA, M.A.; GRILLO, A.; ALVES-COSTA, C.P.; TABARELLI, M. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. **Biological conservation**, v. 141, p. 249-260, 2008.
- SATDICHANH, M.; MA, H.; YAN, K.; DOSSA, G.G.O.; WINOWIECKI, L.; VÅGEN, T.; GASSNER, A.; XU, J.; HARRISON, R.D. Phylogenetic diversity correlated with above-ground biomass production during forest succession: Evidence from tropical forests in Southeast Asia. **Journal of Ecology**, v. 107, n. 3, p. 1-14, 2018.

SCARANO, F.R.; CEOTTO, P. Brazilian Atlantic forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. **Biodiversity Conservation**, v. 24, p. 2319-2331, 2015.

SCHITTKO, C.; HAWA, M.; WURST, S. Using a Multi-Trait Approach to Manipulate Plant Functional Diversity in a Biodiversity-Ecosystem Function Experiment. **Plos One**, v. 9, e99065, 2014.

SCHNEIDER, C. A.; RASBAND, W. S.; ELICEIRI, K. W. NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. **Nature methods**, v. 9, n. 7, p. 671-675, 2012.

SER - Society for Ecological Restoration International Science e Policy Working Group. The SER primer in ecological restoration (Version 2), 2004. Society for Ecological Restoration International Science e Policy Working Group. The SER primer in ecological restoration (Version 2). Disponível em: <<http://www.ser.org>>. Acesso em: 20/05/2019.

SHIMAMOTO, C. Y.; BOTOSSO, P. C.; MARQUES, M.C.M. How much carbon is sequestered during the restoration of tropical forests? Estimates from tree species in the Brazilian Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 329, p. 1-9, 2014.

SHIMAMOTO, C.Y.; PADIAL, A.A.; ROSA, C.M.; MARQUES, M.C.M. Restoration of ecosystem services in tropical forests: A global meta-analysis. **PLoS ONE**, v. 13, p.12: e0208523. 2018.

SMART, S.M.; GLANVILLE, H.C.; BLANES, M.C.; MERCADO, L.M.; EMMETT, B. A.; JONES, D.L.; COSBY, B.J.; MARRS, R.H.; BUTLER, A.; MARSHALL, M.R.; REINSCH, S.; HERRERO-JÁUREGUI, C.; HODGSON, J.G. Leaf dry matter content is better at predicting above-ground net primary production than specific leaf area *Functional Ecology*, v. 31, n. 6, p. 1336-1344, 2017.

SOBANSKI, N.; MARQUES, M.C.M. Effects of soil characteristics and exotic grass cover on the forest restoration of the Atlantic Forest region. **Journal for Nature Conservation**, v. 22, p. 217-222, 2014.

SOS Mata Atlântica, INPE. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período 2012-2013. Technical Report. 2014. <http://www.sosmatatlantica.org.br>.

SOS Mata Atlântica, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, período de 2015 a 2016, 2017

SPVS. **PLANO DE MANEJO**: Reserva Particular do Patrimônio Natural - Rio Cachoeira e Águas Belas, 2013. Disponível em:< <http://www.iap.pr.gov.br/pagina-1281.html>>, acessado dia 13 de setembro de 2018.

STEINBEISS, S.; BEßLER, H.; ENGELS, C.; TEMPERTON, V.M.; BUCHMANN, N.; ROSCHER, C.; KREUTZIGER, Y.; BAADÉ, J.; HABEKOST, M.; GLEIXNER, G. Plant diversity positively affects short-term soil carbon storage in experimental grasslands. **Global Change Biology**, v. 14, p. 2937-2949, 2008.

STRASSBURG, B.B.N.; KELLY, A.; BALMFORD, A.; DAVIES, R.G.; GIBBS, H.K.; LOVETT, A.; MILES, L.; ORME, C.D.L.; PRICE, J.; TURNER, R.K.; RODRIGUES, A.S.L. Global congruence of carbon storage and biodiversity in terrestrial ecosystems. **Conservation Letters**, v. 3, p. 98-105, 2010.

STRASSBURG, B.B.N.; KELLY, A.; BALMFORD, A.; DAVIES, R.G.; GIBBS, H.K.; LOVETT, A.; MILES, L.; ORME, C.D.L.; PRICE, J.; TURNER, R.K.; RODRIGUES, A.S.L. Global congruence of carbon storage and biodiversity in terrestrial ecosystems. **Conservation Letters**, v. 3, p. 98-105, 2010.

SUGANUMA, M.S.; DURIGAN, G. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 3, p. 238-251, 2015.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A regeneração de uma Floresta Tropical Montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 2, p. 239-250, 1999.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W.; PERES, C.A. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 92, n.2-3, p. 119-127, 1999.

TANSLEY, A. G. The Use and Abuse of Vegetational Concepts and Terms. **Ecology**, v. 16, n. 3, p. 284-307, 1935.

THOMLINSON, J.R.; SERRANO, M.I.; LOPES, T.M.; AIDE, T.M.; ZIMMERMAN, J.K. Land-Use Dynamics in a Post-Agricultural Puerto Rican Landscape (1936-1988). **Biotropica**, v. 28, n. 4a, p. 525-536, 1996.

TILMAN, D. The resource ratio hypothesis of succession. **American Naturalist**, v. 125, p. 827- 852, 1985.

TILMAN, D. Biodiversity: Population versus ecosystem stability. **Ecology**, v. 77, n. 2, p. 350-363, 1996.

TILMAN, D.; KNOPS, J.; WEDIN, D.; REICH, P.; RITCHIE, M.; SIEMANN, E. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. **Science**, v. 277, p. 1300-1302, 1997.

TORRES, A.B.; LOVETT, J.C. Using basal area to estimate aboveground carbon stocks in forests: La Primavera Biosphere's Reserve, Mexico. **Forestry**, v. 86, p. 267-281, 2013.

TURNHOUT, E.; GUPTA, A.; WEATHERLEY-SINGH, J.; VIJGE, M.J.; KONING, J.; VISSEREN-HAMAKERS, I.J.; HEROLD, M.; LEDERER, M. Envisioning REDD+ in a post-Paris era: between evolving expectations and current practice WIREs. **Climate Change**, v. 8, n. e425, 2017.

UNFCCC. Paris Agreement. 2015.

VALIENTE-BANUET, A.; AIZEN, M.A.; ALCÁNTARA, J.M.; ARROYO, J.; COCUCCHI, A.; GALETTI, M.; GARCÍA, M.B.; GARCÍA, D.; GÓMEZ, J.M.; JORDANO, P.; MEDEL, R.; NAVARRO, L.; OBESO, J.R.; OVIEDO, R.; RAMÍREZ, N.; REY, P.J.; TRAVESET, A.; VERDÚ, M.; ZAMORA, R. Beyond species loss: the extinction of ecological interactions in a changing world. **Functional Ecology**, v. 29, n3, p. 299-307, 2015

VAN DE PERRE, F.; WILLING, M.R.; PRESLEY, S.J.; ANDEMwana, F.B.; BEECKMAN, H.; BOECKX, P.; COOLEMAN, S.; HAAN, M.; KESEL, A.; DESSEIN, S.;

GROOTAER, P.; HUYGENS, D.; JANSSENS, S.B.; KEARSLEY, E.; HABEYA, P.M.; LOPONCE, M.; VAN DER BROECK, D.; VERBEECK, H.; WÜRSTEN, B.; LEIRS, H.; VERHEYEN, E. Reconciling biodiversity and carbon stock conservation in an Afrotropical forest landscape. **Science Advances** 4:eaar6603, 2018.

VAN DER SANDE, M. T.; PEÑA-CLAROS, M.; ASCARRUNZ, N.; ARETS, E. J. M.; LICONA, J. C.; TOLEDO, M.; POORTER, L. Abiotic and biotic drivers of biomass change in a Neotropical forest. **Journal of Ecology**, v. 105, p. 1223-1234, 2017.

VAN DER SANDE, M.T.; ARETS, E.J.M.; PEÑA-CLAROS, M.; HOOSBEECK, M.R.; CÁCERES-SIANI, Y.; VAN DER HOUT, P.; POORTER, L. Soil fertility and species traits, but not diversity, drive productivity and biomass stocks in a Guyanese tropical rainforest. **Functional Ecology**, v. 32, p. 461-474, 2018.

VANCE-CHALCRAFT, H.D.; WILLING, M.R.; COX, S.B.; LUGO, A.E.; SCATENA, F.N. Relationship between aboveground biomass and multiple measures of biodiversity in subtropical forest of Puerto Rico. **Biotropica**, v. 42, p. 3, p. 290-299, 2010.

VIANA, I.R.; PREVEDELLO, J.A.; ZOCHEA, J.J. Effects of landscape composition on the occurrence of a widespread invasive bird species in the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, p. 36-41, 2017.

VIEIRA, S.A.; ALVES, L.F.; DUARTE-NETO, P.; MARTINS, S.C.; VEIGA, L.G.; SCARANELLO, M.A.; PICOLLO, M.C.; CAMARGO, P.B.; CARMO, J.B.; SOUZA NETO, E.; SANTOS, F.A.M.; JOLY, C.A.; MARTINELLI, L.A. Stocks of carbon and nitrogen and partitioning between above- and belowground pools in the Brazilian coastal Atlantic Forest elevation range. **Ecology and Evolution**, v. 1, n. 3, p. 421-434, 2011.

VILLÉGER, S.; MASON, N.W.H.; MOULILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, v.89, n. 8, p. 2290-2301, 2008.

VILLELA, D.M.; MATTOS, E.A.; PINTO, A.S.; VIEIRA, S.A.; MARTINELLI, L.A. Carbon and nitrogen stock and fluxes in coastal Atlantic Forest of southeast Brazil: potential impacts of climate change on biogeochemical functioning. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, n.3, p.633-642, 2012.

XU, L.; SHI, Y.; FANG, H.; ZHOU, G.; XU, X.; ZHOU, Y.; TAO, J.; JI, B.; XU, J.; LI, C.; CHEN, L. Vegetation carbon stocks driven by canopy density and forest age in subtropical forest ecosystems. **Science of the Total Environment**, v. 631-632, p. 619-626, 2018.

YANG, Y.; DOU, Y.; CHENG, H.; AN, S. Plant functional diversity drives carbon storage following vegetation restoration in Loess Plateau, China. **Journal of Environmental Management**, v. 246, p. 668-678, 2019.

WEBB, C. Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: an example for rain forest trees. *American Naturalist*, v. 156, p. 145-155, 2000.

WEBB, C.O.; DONOGHUE, M.J. Phylomatic: tree assembly for applied phylogenetics. **Molecular Ecology Notes**, v. 5, p. 181-183, 2005.

WEBB, C.O.; ACKERLY, D.D.; MCPEEK, MA.; DONOGHUE, M.J. Phylogenies and community ecology. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 33, p. 475–505, 2002.

WERNECK, M.S.; SOBRAL, M.E.G.; ROCHA, C.T.V.; LANDAU, E.C.; STEHMANN, J.R. Distribution and endemism of angiosperms in the Atlantic Forest. **Natureza e Conservação**, v.9, p.188-193, 2011.

WHITTAKER, R. H.; NIERING, W. A. Vegetation of the Santa Catalina Mountains, Arizona. V. Biomass, production, and diversity along the elevation gradient. **Ecology**, v. 56, p. 771-790, 1975.

WRIGHT, S. J. Tropical forests in a changing environment. **Trends in Ecology Evolution**, v. 20, p. 553-560, 2005.

ZANNE, A.E.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; COOMES, D.A.; ILIC, J.; JANSEN, S.; LEWIS, S.L.; MILLER, R.B.; SWENSON, N.G.; WIEMANN, M.C.; CHAVE, J. Data from: Towards a worldwide wood economics spectrum Dryad Digital Repository. 2009. Disponível em: <https://doi.org/105061/dryad234>

ZWIENER, V.P.; CARDOSO, F.C.G; PADIAL, A.A.; MARQUES, M.C.M.; Disentangling the effects of facilitation on restoration of the Atlantic Forest. **Basic and Applied Ecology**, v. 15, p.34-41, 2014.