



RUTE MARIA GONÇALVES

**CARBONO EM VULNERABILIDADE: O ESTOQUE DE
CARBONO DIANTE DA PERDA DE DISPERSORES DE
SEMENTE**

LAVRAS – MG

2019

RUTE MARIA GONÇALVES

**CARBONO EM VULNERABILIDADE: O ESTOQUE DE CARBONO DIANTE DA
PERDA DE DISPERSORES DE SEMENTE**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração Ecologia e Conservação de Recursos em Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

Prof. Dr. Luiz Fernando Silva Magnago

Orientador

Prof^a. Dr^a. Clara Grilo

Coorientadora

Prof. Dr. Marcelo Passamani

Coorientador

LAVRAS – MG

2019

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).

Gonçalves, Rute Maria.

Carbono em vulnerabilidade: O estoque de carbono diante da perda de dispersores de semente / Rute Maria Gonçalves. - 2019.
72 p.

Orientador(a): Luiz Fernando Silva Magnago.

Coorientador(a): Clara Grilo, Marcelo Passamani.

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Lavras, 2019.

Bibliografia.

1. Defaunação. 2. Serviços Ecosistêmicos. 3. Interação planta-animal. I. Magnago, Luiz Fernando Silva. II. Grilo, Clara. III. Passamani, Marcelo. IV. Título.

RUTE MARIA GONÇALVES

**CARBONO EM VULNERABILIDADE: O ESTOQUE DE CARBONO DIANTE DA
PERDA DE DISPERSORES DE SEMENTE**

**CARBON IN VULNERABILITY: CARBON STOCK IN THE FACE OF LOSS OF SEED
DISPERSORS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração Ecologia e Conservação de Recursos em Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 14 de Maio de 2019
Dr. Eduardo van den Berg UFLA
Dr. Ricardo Siqueira Bovendorp UESC

Prof. Dr. Luiz Fernando Silva Magnago
Orientador
Prof^a. Dr^a. Clara Grilo
Coorientadora
Prof. Dr. Marcelo Passamani
Coorientador

LAVRAS – MG

2019

AGRADECIMENTOS

E nesse momento em que não preciso mais me preocupar com as estatísticas e “p” significativos, me recordo de uma frase de Antístenes: “gratidão é a memória do coração”. E aqueles que de fato caminharam ao meu lado, contribuindo para o meu crescimento, terão minha eterna gratidão e vão permanecer em minha memória.

Em primeiro lugar à Deus, respeitando minhas crenças e convicções, por me conduzir e me guiar nesta caminhada.

Ao Luiz Magnago pela orientação, pelo incentivo, pela amizade, por toda a preocupação com o humano por trás do trabalho acadêmico, pelo crescimento, pelas risadas. Gratidão pela PRESENÇA enquanto orientador.

À Clara Grilo e ao Marcelo Passamani, pela coorientação e conhecimento compartilhado.

À Marcela e ao Paolo, pelas contribuições nas análises.

À colega de salinha da pós (laboratório dos sem laboratório), Tássia, pelas conversas, sugestões, divagações e risadas.

À minha turma de mestrado, por me acolher de braços abertos, pelo companheiro, pela união e pelos bolos de fubá. A Lori pelo empoderamento, a Fer pelo carinho e cuidado, a Lud pelo ponto de encontro, a Lilith pela bravura, aos migos Matheus (mermão) e Flávio pelas risadas. Vocês são demais!!!

À Danii, Pri e Sarah por serem exemplos de garra, de força e persistência que tive o privilégio de conhecer.

Ao Lucas Feuron, pelo carinho e cuidado em um dos momentos mais difíceis.

Aos meus pais Aparecida e Pedro, pelo apoio, carinho e cuidado, sem vocês nada disso seria possível.

À minha irmã Juliana, meu maior exemplo de garra e persistência e minha inspiração, pelo cuidado, pelo carinho, pelo incentivo e pela ajuda mútua.

Às meninas da limpeza, que gentilmente cuidaram do nosso ambiente de trabalho.

À Ellen, pela solicitude, carinho e amizade.

Aos professores do programa de pós-graduação em Ecologia aplicada, pelo conhecimento compartilhado e pelo crescimento, em meio aos desafios acadêmicos, financeiros e psicológicos.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada pelo suporte.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

Vi que as árvores são mais competentes em auroras
do que os homens.

Vi que as tardes são mais aproveitadas pelas garças do
que pelos homens.

Vi que as águas têm mais qualidade para a paz do que
os homens.

Vi que as andorinhas sabem mais das chuvas do que
os cientistas.

Poderia narrar muitas coisas ainda que pude ver do
ponto de vista de uma borboleta.

Ali até o meu fascínio era azul.

– **Manoel de Barros**

RESUMO

As práticas de manejo da paisagem atuam de forma insustentável, levando a extinção de espécies e reduzindo os serviços ecossistêmicos ofertados por elas. O armazenamento de carbono é um dos serviços que demonstra alta fragilidade diante da perda de espécies animais. Apesar dos avanços buscando compreender a relação entre o armazenamento de carbono e os padrões de extinção de espécies animais, o debate ainda carece de mais informações diante da diversidade de ecossistemas naturais globais e as ameaças que eles enfrentam. Esta dissertação buscou investigar o quão vulnerável se encontra o carbono armazenado por espécies arbóreas dispersas por animais em diferentes fitofisionomias de ecossistemas tropicais, e quais as variáveis antrópicas e ambientais influenciam nessa vulnerabilidade. Utilizamos dados de vegetação de 136 áreas. Dividimos as espécies arbóreas com diâmetro na altura do peito ≥ 5 cm em duas categorias: zoocóricas (espécies arbóreas dispersas por animais) e não zoocóricas (espécies arbóreas dispersas abioticamente). As espécies dispersas por animais foram classificadas quanto a vulnerabilidade de acordo com o diâmetro das sementes para cada fitofisionomia florestal. Calculamos a quantidade de carbono total, de carbono contido nas espécies dispersas por animais e nas espécies vulneráveis. Construímos modelos lineares generalizados para analisar as diferenças no carbono entre as fitofisionomias, e modelos de regressão logística para investigar o efeito das variáveis antrópicas e ambientais que direcionam o armazenamento de carbono nas espécies dispersas por animais e nas espécies vulneráveis. Por fim simulamos cenários de extinção em dois ambientes: defaunado e aleatório, e estimamos a quantidade de carbono total perdida. A quantidade absoluta e a proporção de carbono contido nas espécies dispersas por animais e nas espécies vulneráveis apresentou diferenças entre as fitofisionomias. A proporção de carbono armazenado nas espécies dispersas por animais apresentou relação significativa e positiva com a quantidade de fragmentos de vegetação nativa e climas com temperaturas mais elevadas e maior precipitação. O carbono armazenado em espécies vulneráveis é direcionado positivamente pela quantidade de cobertura vegetal nativa e também por temperaturas elevadas e maior precipitação, porém é afetado negativamente pelo tamanho médio dos fragmentos. As maiores perdas de carbono acontecem em ambiente defaunados, sendo a Floresta Estacional Semidecidual a mais afetada. Nossos resultados reforçam a fragilidade do serviço de armazenagem de carbono, demonstrando que a perda de grandes vertebrados dispersores de sementes pode afetar cerca de 20% do carbono armazenado na biomassa acima do solo, agravando a crise climática do planeta.

Palavras-chave: Alteração climática. Defaunação. Interação planta-animal. Serviços ecossistêmicos.

ABSTRACT

Landscape management practices act unsustainably, leading to extinction of species and reducing ecosystem services offered by them. Carbon storage is one of the services that demonstrates high fragility in the face of animal species loss. Despite advances in understanding the relationship between the carbon storage and patterns of animal species extinction, we are missing information due natural ecosystems diversity and their threats. This dissertation sought to investigate how vulnerable is carbon stored by tree species dispersed by animals in different physiognomies of tropical ecosystems and what are the human and environmental variables influencing vulnerability. We used data from 136 vegetation areas. We split the tree species with diameter at breast height ≥ 5 cm in two categories: zoochorous (tree species dispersed by animals) and not zoochorous (tree species dispersed abiotically). The tree species dispersed by animals were classified regarding their vulnerability according to the diameter of the seed for each forest physiognomies. We calculate the amount of total carbon, carbon stored by the species dispersed by animals and vulnerable species. We build generalized linear models to analyze the differences in carbon between phytophysiognomies and logistic regression models to investigate the effect of anthropogenic and environmental variables that drives carbon storage in species dispersed by animals and vulnerable species. Finally, we simulated extinction scenarios for two environments: defaunated and random, and estimate the total amount of carbon lost. The proportion of carbon stored by the species dispersed by animals and vulnerable species showed differences between the physiognomies. The proportion of carbon stored in the species dispersed by animals presented significant and positive relationship with the amount of native vegetation and climates with higher temperatures and greater precipitation. The carbon stored in vulnerable species is positively driven by the amount of native vegetation coverage and also for high temperatures and greater precipitation; however, it is negatively affected by the average size of the fragments. The biggest carbon losses occur in defaunated environments, and the semideciduous forest is the more affected one. Our findings reinforce the fragility of carbon storage service, demonstrating that the loss of large vertebrates dispersers of seeds can affect about 20% of the carbon stored in aboveground biomass, worsening the climate crisis on the planet.

Keywords: Climate change. Defaunation. Ecosystem Services. Plant–animal interactions.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Modelo Jansen-Connell para ambientes defaunados.....	11
Figura 2 –Área de estudo.....	20
Figura S1 - Metodologia de amostragem do diâmetro das espécies arbóreas.....	47
Figura S2 - Histograma com a distribuição dos diâmetros das sementes.....	48
Figura S3 - Histograma com a distribuição da variáveis da paisagem.....	49
Figura S4 - Análise de componentes principais para as variáveis climáticas.....	50
Figura 2 - Quantidade absoluta de carbono para cada fitofisionomia.....	26
Figura 3 –Proporção de carbono para cada fitofisionomia.....	28
Figura 4 - Proporção das diferentes categorias de carbono para cada fitofisionomia.....	29
Figura 5 - Efeito das variáveis sobre a proporção de carbono armazenado em espécies dispersas por animais e espécies vulneráveis.....	31
Figura S5 - Efeito das variáveis sobre a quantidade absoluta de carbono total.....	51
Figura 6 - Balanço na quantidade de carbono nos cenários simulados.....	32
Figura 7 - Balanço de carbono para cada fitofisionomia.....	33

LISTA DE TABELAS

Tabela S1- Coordenadas dos fragmentos estudados.....	52
Tabela S2- Modelos hipsométricos.....	55
Tabela S3- Variáveis de configuração e composição da paisagem.....	56
Tabela S4- Correlação de Spearman para as variáveis da paisagem.....	56
Tabela S5- Importância de cada eixo da análise de componentes principais para as variáveis climáticas.....	56
Tabela 1- Diâmetro médio das sementes das espécies dispersas por animais.....	25
Tabela S6- Quantidade absoluta de carbono entre as fitofisionomias.....	57
Tabela S7- Proporção de carbono entre as fitofisionomias.....	58
Tabela S8- Resultados da seleção de modelos para os impactos das variáveis no carbono.....	59
Tabela S9- Efeito das variáveis na quantidade de carbono.....	62
Tabela S10- Comparação do balanço de carbono entre fitofisionomias.....	63
Tabela S11- Efeito das variáveis sobre o balanço de carbono.....	63

SUMÁRIO

PRIMEIRA PARTE.....	11
1 INTRODUÇÃO GERAL.....	11
REFERÊNCIAS	13
SEGUNDA PARTE – ARTIGO.....	16
1 Introdução.....	17
2 Materiais e Métodos	20
2.1 Área de estudo	20
2.2 Coleta de dados.....	21
2.2.1 Características dos fragmentos amostrados	21
2.2.2 Identificação das espécies arbóreas vulneráveis	22
2.2.3 Estimativa da biomassa e estoque de carbono	22
2.2.4 Variáveis antrópicas e ambientais	23
2.3 Análise de dados	24
3 Resultados	25
3.1 Espécies arbóreas vulneráveis.....	25
3.2 Quantidade de carbono entre as fitofisionomias	26
3.3 Impactos das variáveis antrópicas e naturais no carbono	30
3.4 Simulação dos cenários	33
4 Discussão	35
4.1 Espécies arbóreas vulneráveis.....	35
4.2 Quantidade de carbono entre as fitofisionomias	36
4.3 Variáveis que direcionam o carbono	38
5 Implicações para conservação e manejo do carbono	39
Referências.....	40
MATERIAL SUPLEMENTAR	48

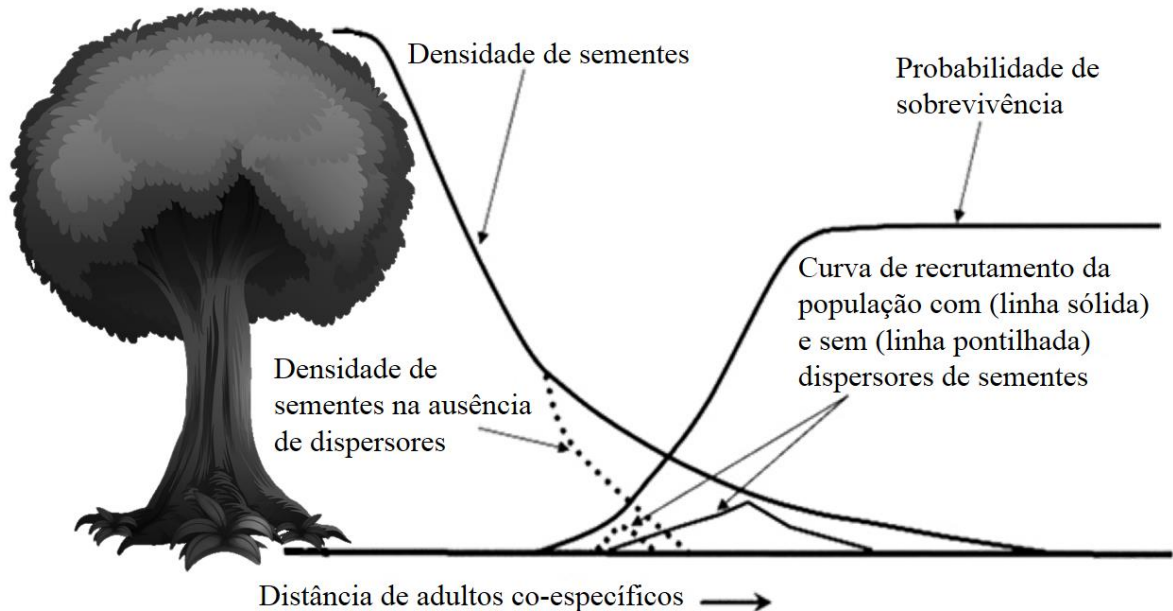
PRIMEIRA PARTE

1 INTRODUÇÃO GERAL

As práticas de manejo da paisagem atuam de forma insustentável resultando em impactos severos sobre a biodiversidade e o funcionamento ecossistêmico (BARNES et al., 2014; FOLEY et al., 2005). Essas práticas comprometem processos e funções que são necessários para a manutenção do bem-estar humano, definidos como serviços ecossistêmicos (COSTANZA et al., 2017). Já na década de 90 fomos alertados para os possíveis efeitos do manejo inadequado da paisagem (AGENDA 21, 1992). Grandes florestas que à primeira vista demonstram estar com sua conservação assegurada, na verdade estavam comprometidas devido à perda de interações necessárias para sua manutenção a longo prazo, sendo definidas como “florestas vazias” (REDFORD, 1992).

A presença da fauna nos ambientes florestais garante a manutenção de inúmeros processos como as teias alimentares, a regeneração e a diversidade de plantas, evitando o colapso desses ecossistemas (NASI, 2010). O processo de defaunação, caracterizado pela extinção de espécies e queda acentuada de populações animais (DIRZO et al, 2014; DIRZO; MIRANDA, 1991; YOUNG et al, 2016), é o principal responsável pela perda desses processos conduzindo às “florestas vazias” (WILKIE et al., 2011). A caça de grandes carnívoros e suas presas na Índia por exemplo, demonstra como a defaunação compromete uma dessas relações, as teias alimentares (DATTA; ANAND; NANIWADEKAR, 2008). Outro estudo realizado no Peru relacionou a defaunação ao modelo proposto por Jansen-Connell (FIGURA 1), demonstrando o comprometimento da dispersão de sementes. A defaunação aumenta a densidade de plântulas próximo a planta mãe e conseqüente mortalidade das espécies arbóreas, através de patógenos e inimigos naturais que se concentram nesta região alterando o recrutamento das espécies arbóreas (TERBORGH et al, 2008). Outros trabalhos também demonstram que a perda de grandes dispersores de sementes diminui a distância de dispersão, o que aumenta o agrupamento de plântulas, alterando a composição de espécies arbóreas (BAGCHI et al, 2018; PIRES et al, 2018).

Figura 1. Modelo Jansen-Connell adaptado para ecossistemas onde o processo de defaunação está presente.



Fonte: Adaptado de Terborgh et al. 2008.

Esse padrão de extinção da fauna não acontece de forma aleatória, ele apresenta um direcionamento para as espécies animais com maior massa corporal (DIRZO et al., 2014). Essas espécies animais apresentam características que as tornam susceptíveis a extinção, como baixa densidade populacional (GRELLE et al. 1999) e longo tempo de gestação com prole reduzida (BROWN, 1995). A extinção direcionada aos grandes vertebrados culmina exercendo forte pressão sobre as plantas com sementes grandes. Isso acontece porque os grandes vertebrados frugívoros são capazes de dispersar frutos que possuem sementes com grandes diâmetros. Na ausência desses dispersores, as plantas que apresentam fenótipos relacionados a frutos e sementes de tamanhos menores são selecionadas, reduzindo o tamanho médio destas estruturas na população (BRODIE, 2017; GALETTI et al, 2013; KURTEN; WRIGHT; CARSON, 2015). Mesmo apresentando correlações fracas, o tamanho das sementes de espécies arbóreas tropicais apresentam correlação positiva com a densidade da madeira e altura total, características que permitem maior armazenamento de carbono em sua biomassa (DOUGHTY et al, 2016). Logo, o serviço de armazenamento de carbono é consequentemente afetado pela defaunação, reforçando os efeitos em cascata da perda de interações no ecossistemas terrestres (BELLO et al, 2015).

O crescente debate sobre as alterações climáticas, como os propostos pela COP, FAO e IPCC, ressaltam a preocupação com o comprometimento do serviço de armazenamento de carbono (COP24, 2018; FAO, 2018; HOEGH-GULDBERG, O. et al, 2018). Esforços têm sido concentrados em pesquisas que busquem quantificar os efeitos da defaunação sobre esse serviço. Essas pesquisas demonstram um elevado grau de fragilidade do armazenamento de carbono devido a dependência de grandes vertebrados para a dispersão de 60% a 88% das espécies arbóreas (BELLO et al, 2015; BRODIE, 2016; CULOT et al, 2017; KURTEN; WRIGHT; CARSON, 2015; PERES et al, 2016, OSURI et al, 2016, RAZAFINDRATSIMA et al, 2018; SOBRAL et al, 2017). Apesar dos avanços buscando compreender a relação entre o armazenamento de carbono e os padrões de extinção de espécies animais, ainda não há informações sobre o comportamento dessa relação entre diferentes fitofisionomias que compõe a Floresta Atlântica, Cerrado e Caatinga. Assim, este trabalho investiga o quão vulnerável se encontra o carbono armazenado por espécies arbóreas dispersas por animais, em diferentes fitofisionomias de ecossistemas tropicais (Cerrado Sensu Stricto, Floresta Estacional Decidual, Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Ombrófila) e quais as variáveis antrópicas e ambientais podem influenciar nessa vulnerabilidade.

A presente dissertação se intitula “Carbono em vulnerabilidade: o estoque de carbono diante da perda de dispersores de semente” e está estruturada em formato de artigo seguindo as normas para publicação no periódico *Journal of Ecology*.

REFERÊNCIAS

- AGENDA 21:** Earth Summit The United Nations Programme of Action from Rio. New York: United Nations Publications, 1992. 300 p.
- BAGCHI, R. et al. Defaunation increases the spatial clustering of lowland Western Amazonian tree communities. **Journal of Ecology**, 106:1470–1482, 2018.
- BARNES, A. D. et al. Consequences of tropical land use for multitrophic biodiversity and ecosystem functioning. **Nature Communications**. 5:5351, 2014.
- BELLO, C. et al. Defaunation affects carbon storage in tropical forests. **Science Advances**, 1:11, 2015.
- BRODIE, J. F. Evolutionary cascades induced by large frugivores. **PNAS**, 114 (45), 11998–12002, 2017.
- BRODIE, J. F. How Monkeys Sequester Carbon. **Trends in Ecology & Evolution**, 31(6), 414-416, 2016.
- BROWN, J.H. 1995. **Macroecology**. Chicago, The University of Chicago Press, 270 p.
- COP24 special report: health and climate change.** Geneva: World Health Organization, 2018. 75 p.

- COSTANZA, R., R. et al. Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? **Ecosystem Services** .28, 1-16, 2017.
- CULOT, L. et al. Synergistic effects of seed disperser and predator loss on recruitment success and long-term consequences for carbon stocks in tropical rainforests. **Scientific Reports**, 7 (1), 1-8, 2017.
- DATTA, A.; ANAND, M. O.; NANIWADEKAR, R.. Empty forests: Large carnivore and prey abundance in Namdapha National Park, north-east India. **Biological Conservation**, 141(5), 1429–1435, 2008.
- DIRZO, R. et al. Defaunation in the Anthropocene. **Science**, 345(6195), 401–406, 2014.
- DIRZO, R.; MIRANDA, A.M. Altered patterns of herbivory and diversity in the forest understory: a case study of the possible consequences of contemporary defaunation. In: WILEY, J. **Plant-animal interactions: evolutionary ecology in tropical and temperate regions**. New York: 1991. p273-287.
- DOUGHTY, C. E. et al. Megafauna extinction, tree species range reduction, and carbon storage in Amazonian forests. **Ecography**, 39: 194–203, 2016.
- FAO: FAO'S WORK ON CLIMATE CHANGE. United Nations Climate Change Conference, 2018. 40 p.
- FOLEY, J. A. et al. Global Consequences of Land Use. **Science**. 309, 570–574, 2005.
- GALETTI, M. et al. Functional extinction of birds drives rapid evolutionary changes in seed size. **Science** 340, 1086–1090, 2013.
- GRELLE, C.E. et al. The question of scale in threat analysis: a case study with Brazilian mammals. **Animal conservation**, 2(2), 149–152, 1999.
- HOEGH-GULDBERG, O. et al. **Impacts of 1.5°C Global Warming on Natural and Human Systems**. In: Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty. In Press, 2018.
- KURTEN, E. L.; WRIGHT, S. J.; CARSON W. P. Hunting alters seedling functional trait composition in a Neotropical forest. **Ecology**, 96(7), 1923–1932, 2015.
- NASI, R. Management and sustainable use of wildlife in tropical production forests. **Tropical Forest Update**, 20(1), 19-21, 2010.
- OSURI, A. M. et al. Contrasting effects of defaunation on aboveground carbon storage across the global tropics. **Nature Communications**, 7:11351, 2016.
- PERES, C. A. et al. Dispersal limitation induces long-term biomass collapse in overhunted Amazonian forests. **PNAS**, 113 (4), 892–897, 2016.
- PIRES, M. M. et al. Pleistocene megafaunal extinctions and the functional loss of long-distance seed-dispersal services. **Ecography**, 41: 153–163, 2018.
- RAZAFINDRATSIMA, O. H. et al. Consequences of Lemur Loss for Above-Ground Carbon Stocks in a Malagasy Rainforest. **International Journal of Primatology**, 39 (3), 415-426, 2018.

- REDFORD, K.H. The Empty Forest. **BioScience**, 42(6) 412-422, 1992.
- SOBRAL, M. et al. Mammal diversity influences the carbon cycle through trophic interactions in the Amazon. **Nature Ecology and Evolution**, 1(11), 1670-1676, 2017.
- TERBORGH, J. et al. Tree Recruitment in an Empty Forest. **Ecology**, 89(6), 1757–1768, 2008.
- WILKIE, D. S. et al. The empty forest revisited. **Annals of the Newyork Academy of Sciences**, 1223, 120-128, 2011.
- YOUNG, H. S. et al. Patterns, Causes, and Consequences of Anthropocene Defaunation. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, 47(1), 333–358, 2016.

SEGUNDA PARTE – ARTIGO

Carbono em vulnerabilidade: o estoque de carbono diante da perda de dispersores de semente

Rute Maria Gonçalves^{1*}, Clara Grilo¹, Marcelo Passamani¹, Luiz Fernando Silva Magnago^{1,2*}

¹Departamento de Biologia, Setor de Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Lavras (UFLA), Av. Doutor Sylvio Menicucci, 100, Kennedy, Lavras, Minas Gerais 37200-000, Brasil

²Centro de Formação em Ciências e Tecnologias Agroflorestais, Universidade Federal do Sul da Bahia (UFSB), Campus Jorge Amado, Rodovia Ilhéus/Itabuna, Km 22, Ilhéus, Bahia 45604-811, Brasil

*Correspondência: rutemarya@gmail.com, luiz_fsm@hotmail.com

Versão preliminar do artigo redigido nas normas de formatação do periódico Journal of Ecology

Resumo

1. Os impactos antrópicos (fragmentação, efeitos de borda e defaunação) podem reduzir o funcionamento ecossistêmico, conduzindo a ruptura no fornecimento de serviços ecossistêmicos. O armazenamento de carbono na biomassa arbórea é um dos serviços afetados negativamente por esses impactos.

2. Nós analisamos a vulnerabilidade do estoque de carbono devido a defaunação, em diferentes fitofisionomias de Floresta Atlântica, Cerrado e Caatinga. Utilizamos dados de vegetação de 136 áreas. Dividimos as espécies arbóreas com diâmetro na altura do peito ≥ 5 cm em dois tipos de dispersão: zoocóricas (espécies arbóreas dispersas por animais) e não zoocóricas (espécies arbóreas dispersas abioticamente). As espécies arbóreas dispersas por animais foram classificadas quanto a vulnerabilidade de acordo com o diâmetro da semente ($>11,34$ cm para Floresta Estacional Semidecidual, $>11,97$ cm para Floresta Estacional decidual, $>8,65$ cm para Floresta Ombrófila e $>16,63$ cm para Cerrado Sensu Stricto). Calculamos a quantidade de carbono total, carbono armazenado nas espécies dispersas por animais e nas espécies classificadas como vulneráveis. Utilizamos modelos lineares

generalizados para analisar as diferenças no carbono entre as fitofisionomias. Construímos modelos de regressão logística para investigar o efeito das variáveis antrópicas (distância do fragmento mais próximo, tamanho médio dos fragmentos, índice médio de forma, cobertura vegetal nativa e número de fragmentos) e ambientais (temperatura média anual, precipitação anual, sazonalidade de precipitação e precipitação do trimestre mais seco) no carbono armazenado nas espécies dispersas por animais e nas espécies vulneráveis. Por fim simulamos cenários de extinção em dois ambientes: defaunado e aleatório, e estimamos a quantidade de carbono total perdida.

3. A quantidade absoluta e a proporção de carbono armazenado nas espécies dispersas por animais e nas espécies vulneráveis, apresentou diferenças entre as fitofisionomias. Uma maior quantidade de fragmentos de vegetação nativa e climas com temperaturas mais elevadas e maior precipitação, são os responsáveis pela proporção de carbono armazenado em espécies dispersas por animais. Já o carbono armazenado em espécies vulneráveis é direcionado positivamente pela quantidade de cobertura vegetal nativa e também por temperaturas elevadas e maior precipitação, porém é afetado negativamente pelo tamanho médio dos fragmentos. As maiores perdas de carbono acontecem em ambiente defaunados, sendo a Floresta Estacional Semidecidual a mais afetada.

4. Síntese. A defaunação tem o potencial de tornar vulnerável 20% do carbono armazenado na biomassa acima do solo, afetando de forma substancial a atual crise climática. O foco dos projetos de conservação devem estar voltados para áreas de climas úmidos e com altas temperaturas, aumentando o número de fragmentos e a área de cobertura vegetal nativa, de forma a garantir a manutenção da interação planta-animal.

Palavras-chave: alteração climática, caça, defaunação, fragmentação, paisagem, perda de habitat, serviços ecossistêmicos, síndrome de dispersão.

1 | Introdução

As florestas globais atuam como eficientes sumidouros de carbono atmosférico (Lewis *et al.*, 2009; Pan *et al.*, 2011). Elas concentram em sua biomassa cerca de 70 a 90% de carbono terrestre (Houghton, 2008). Embora haja um grande esforço para a conservação do serviço ecossistêmico de armazenamento de carbono, como em projetos como o REDD+ (Agrawal, Nepstad & Chhatre, 2011), estima-se uma perda de aproximadamente 442 milhões de toneladas por ano de carbono armazenado na biomassa florestal (FAO,2015).

Abrigando cerca de 493.538 mil hectares de floresta, o que corresponde a cerca de 12% da cobertura florestal global, o Brasil é um dos países com maiores emissões de carbono por desmatamento (Baccini *et al.*, 2012; Freitas *et al.*, 2018). No período entre 2010 e 2015, o desmatamento foi responsável pela emissão de 80 milhões de toneladas de carbono por ano (FAO, 2015). Entre os usos que mais desmatam e emitem carbono para a atmosfera, estão as práticas como a agricultura, pastagem, expansão da infraestrutura urbana, extração de madeira e incêndios florestais, (Curtis, Slay, Harris, Tyukavina & Hansen, 2018; Houghton, 2012; Noojipady *et al.*, 2017; Seto, Güneralp & Hutyra, 2012).

Além dos fatores citados acima, o processo de defaunação também contribui de forma significativa para o comprometimento do serviço de armazenamento de carbono (Bello *et al.*, 2015; Brodie, 2016; 2017; Osuri *et al.*, 2016; Peres, Emilio, Schiatti, Desmoulière & Levi, 2016). Com as elevadas taxas de extinção concentradas sobre a fauna de grandes dispersores de sementes, há um déficit no recrutamento de novas espécies arbóreas com sementes grandes, fazendo com que o carbono armazenado por elas seja emitido para a atmosfera (Culot, Bello, Batista, do Couto, & Galetti, 2017). Assim, o carbono armazenado na biomassa de espécies arbóreas com sementes grandes se torna vulnerável aos efeitos da defaunação (Bello *et al.*, 2015). Desta forma, o efeito em cascata nas comunidades vegetais devido a defaunação pode ser considerado uma ameaça “invisível” e ainda difícil de ser monitorado (Phillips 1997; Galetti & Dirzo 2013).

As características relacionadas as mudanças da paisagem exercem forte efeito sobre a composição de grandes vertebrados, influenciando no processo de defaunação (Bogoni *et al.*, 2016). Diante do atual cenário de fragmentação dos habitats, a quantidade de cobertura vegetal remanescente nas paisagens, o tamanho dos fragmentos florestais e o tamanho do remanescente florestal vizinho, são fatores capazes de amenizar os efeitos da defaunação e assegurar a manutenção dos serviços fornecidos por esses animais (Bogoni, Pires, Graipel, Peroni, & Peres, 2018). Além das características relacionadas a paisagem, mudanças climáticas como a alteração da temperatura, também estão relacionadas ao padrão de extinção de grandes vertebrados (Brodie, 2016; Huettmann, 2018). Uma vez que cerca de 60% a 88% das espécies arbóreas dos ecossistemas tropicais, dependem da interação planta animal para sua dispersão (Osuri *et al.*, 2016; Razafindratsima *et al.*, 2018), o declínio e/ou extinção dos dispersores de sementes pode influenciar sobre a dinâmica do carbono armazenado em espécies arbóreas (Bello *et al.*, 2015; Brodie, 2016).

Apesar dos avanços nas pesquisas em relação aos efeitos da defaunação sobre o armazenamento de carbono na região tropical (Brancalion *et al.*, 2018; Culot, Bello, Batista,

do Couto, & Galetti, 2017; Osuri et al., 2016), o assunto ainda necessita ser estudado e debatido frente a urgência na conservação da fauna necessária para a manutenção dos serviços ecossistêmicos (Young, McCauley, Galetti, & Dirzo, 2016). Biomas tropicais como Floresta Atlântica e Cerrado estão entre os mais biodiversos do planeta, ofertando múltiplos serviços ecossistêmicos, como regulação climática, polinização, fornecimento de água, porém apresentam amplo cenário de fragmentação, perda de habitat, caça e introdução de espécies exóticas (De Paula, Xerente & Pezzuti, 2017; Mittermeier, Turner, Larsen, Brooks, & Gascon, 2011; Paschoal *et al.*, 2018; Sousa & Srбек-Araujo, 2017; Strassburg *et al.*, 2017). A Floresta Atlântica se encontra com apenas 11,6% de sua vegetação natural, sendo a maioria dos fragmentos menores do que 50 ha de tamanho (Ribeiro, Martensen, Metzger, Tabarelli, Scarano, & Fortin, 2011; Scarano & Ceotto, 2015). Já no Cerrado, o desmatamento se encontra em plena expansão, com cerca de 46% da cobertura vegetal nativa convertida em áreas antrópicas e apenas 19,8% do remanescente permanecendo protegido (Strassburg *et al.*, 2017). Outro bioma de extrema importância, porém negligenciado, é a Caatinga, com 63,3% de sua área impactada pela conversão da vegetação nativa, espécies invasoras, fogo, implementação de estradas e caça (Alves *et al.*, 2016; Silva e Barbosa, 2017). Dos 36,7% remanescente de vegetação desse bioma cerca de 19,1% é protegida por lei (Fonseca & Venticinque, 2018).

Assim observamos nesses biomas uma oportunidade de investigar o quão vulnerável se encontra o carbono armazenado por espécies arbóreas dispersas por animais (zoocóricas) em diferentes fitofisionomias (Cerrado *Sensu Stricto*, Floresta Ombrófila, Floresta Estacional Decidual, Floresta Estacional Semidecidual). Modificações nas características da paisagem são responsáveis por alterar a estrutura florestal (densidade, altura, área basal e distribuição diamétrica de espécies arbóreas) e a capacidade de armazenagem de carbono na biomassa acima do solo (Magnago et al. 2015; Magnago, Rocha, Meyer, Martins, & Meira-Neto, 2015; Magnago et al. 2017; Rocha-Santos et al. 2016), além de influenciar de forma significativa na composição de espécies animais de médio a grande porte (Bogoni et al, 2016). Desta forma elaboramos quatro previsões: (1) o padrão de espécies arbóreas vulneráveis à perda de grandes dispersores, difere entre cada fitofisionomia; (2) fitofisionomias caracterizadas por formações arbóreas apresentam maior quantidade de carbono armazenado na biomassa de espécies dispersas por animais, em relação as fitofisionomias caracterizadas por formações savânicas; (3) características da paisagem relacionadas a ação antrópica (maior distância entre os fragmentos, maior efeito de borda, menor tamanho dos fragmentos, menor quantidade de cobertura vegetal nativa, menor número de fragmentos) atuam direcionando negativamente o

armazenamento de carbono em espécies dispersas por animais; (4) fatores ambientais, como climas com temperaturas mais elevadas e maior precipitação, direcionam positivamente o armazenamento de carbono em espécies dispersas por animais.

2 | Materiais e Métodos

2.1 | Área de estudo

Minas Gerais é o quarto estado com maior extensão territorial no Brasil, com 586.521,121 km² (IBGE 2018). Apresenta cinco classes climáticas que abrangem desde o tropical de monção (Am) até o temperado úmido com inverno seco e verão morno (CWb) (De Sá Júnior, de Carvalho, da Silva, & de Carvalho, 2012).

No presente estudo foram utilizadas 136 áreas de vegetação localizadas no estado de Minas Gerais, Brasil (Fig. 1 e Tabela S1). São áreas inseridas em um cenário de amplo de histórico de degradação, devido à forte pressão antrópica oriunda de diferentes práticas de manejo do solo (Projeto MapBiomias, 2018).

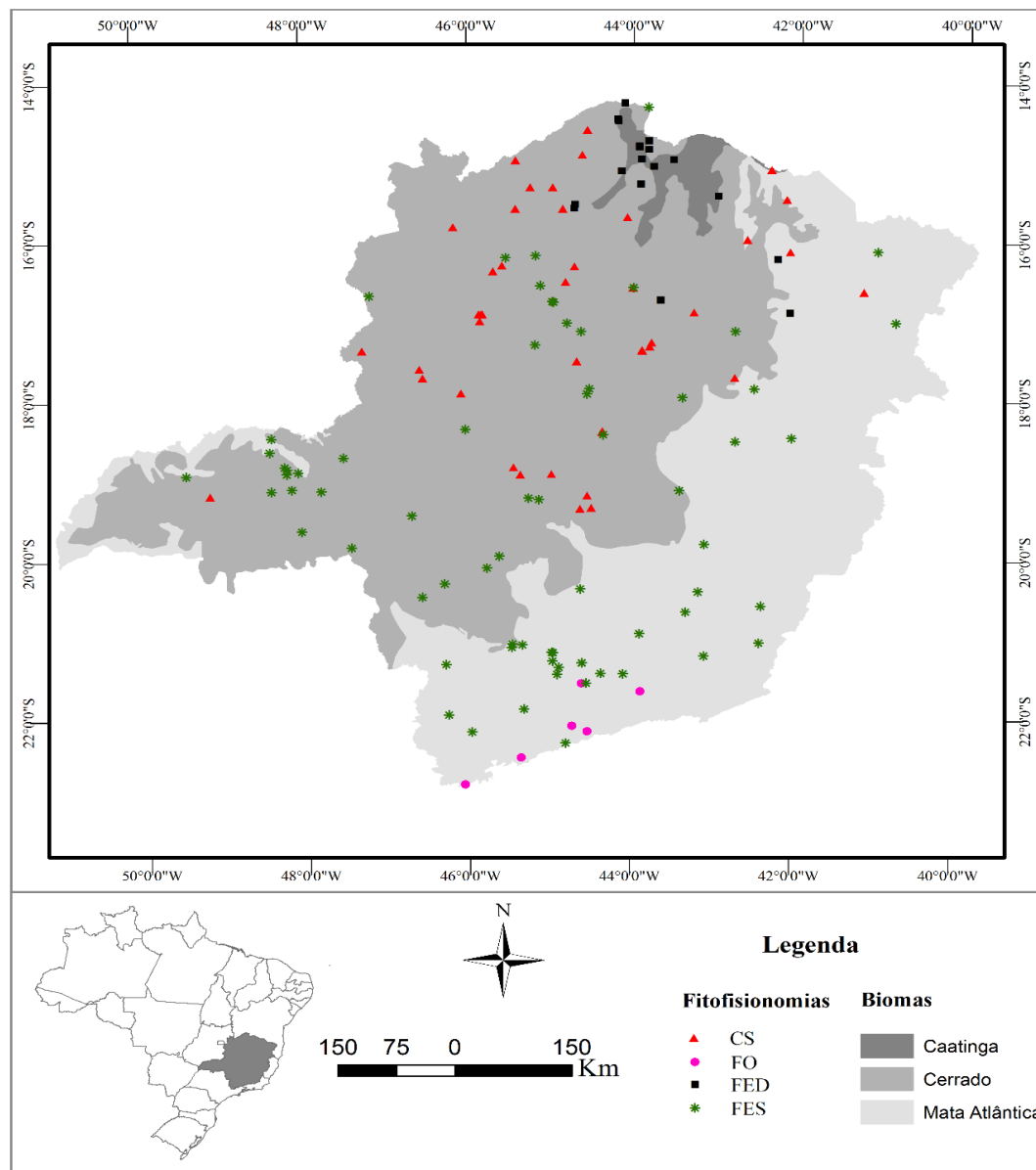


Figura. 1. Área de estudo e localização dos fragmentos amostrados no estado de Minas Gerais, Brasil. Cerrado Sensu Stricto (CS), Floresta Ombrófila (FO), Floresta Estacional Decidual (FED) e Floresta Estacional Semidecidual (FES).

2.2 | Coleta de dados

2.2.1 | Características dos fragmentos amostrados

Os dados referentes as espécies arbóreas utilizados no estudo, são provenientes do Laboratório de Ecologia Florestal da Universidade Federal de Lavras – CONFLORA. Foi utilizada a metodologia de amostragem sistemática por parcelas com tamanhos que variaram entre 300, 400 e 1000 m². Dentro de cada parcela foram amostradas todas espécies arbóreas com Diâmetro na Altura do Peito (DAP) iguais ou maiores que 5 centímetros (Fig. S1). O

sistema de classificação adotado foi o APG III, com a validação dos nomes feita através do site Flora do Brasil (Flora do Brasil, 2018).

As áreas amostradas foram classificadas de acordo com sua distribuição geográfica em Floresta Atlântica, Cerrado ou Caatinga. Posteriormente foram classificadas quanto ao tipo de vegetação em Cerrado Sensu Stricto (CS), Floresta Estacional Decidual (FED), Floresta Estacional Semidecidual (FES), Floresta Ombrófila (FO).

2.2.2 | Identificação das espécies arbóreas vulneráveis

A identificação das espécies arbóreas vulneráveis à perda de dispersores de grande massa corpórea, foi realizada a partir da categorização quanto a síndrome de dispersão. Todas as espécies foram divididas em dois grupos de dispersão: zoocóricas (espécies dispersas por animais) e não-zoocóricas (espécies dispersas abioticamente). Essa divisão foi baseada em características relacionadas a morfologia dos frutos e sementes das espécies: presença de arilo, polpa, elaiossomo, material viscoso e revestimento colorido (Barroso, Morim, Peixoto, & Ichaso, 1999; Van der Pijl, 1982).

Foram levantados dados referentes ao diâmetro da semente para cada espécie arbórea através de publicações (Bello *et al.*, 2015) e consultas a herbários e a plataforma online Species Link (<http://splink.cria.org.br/>). Com base nessas medidas foram gerados histogramas de frequência com o diâmetro das sementes dispersas por animais para cada uma das fitofisionomias. Nos estudos realizados para o domínio da Floresta Atlântica, os autores utilizaram o diâmetro da garganta dos maiores frugívoros para classificar as espécies arbóreas quanto a seu grau de ameaça por efeitos da defaunação (Galetti *et al.*, 2013; Bello *et al.*, 2015). Contudo, nós não tínhamos esses dados os biomas do Cerrado e Caatinga. Assim, classificamos os tamanhos das sementes (mm) em pequenas (p), médias (m) e grandes (g) da seguinte forma: $p < (\mu - \sigma)$; $(\mu - \sigma) \leq m < (\mu + \sigma)$; e $g \geq (\mu + \sigma)$, onde μ =média e σ =desvio padrão da amostra. Desta forma, para cada fisionomia (Cerrado Sensu Stricto, Floresta Estacional decidual, Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Ombrófila) todas as espécies dispersas por animais que apresentaram diâmetros das sementes de tamanho grande, foram classificadas como “vulneráveis a defaunação” (Fig. S2).

2.2.3 | Estimativa da biomassa e estoque de carbono

Para a estimativa da quantidade de biomassa acima do solo foram levantados dados referentes a densidade da madeira e altura das espécies amostradas. Os valores de densidade da madeira foram obtidos a partir do banco de dados Global wood density (Zanne *et al.*, 2009).

Utilizando os dados de altura coletados em cada área, estimamos as demais através da construção de modelos hipsométricos para cada uma das fitofisionomias (Tabela S2). Os modelos foram construídos através da função `nls2` (Grothendieck, 2013) no software RStudio e selecionados com base no critério de informação Akaike (Akaike, 1973). A partir dos dados de densidade da madeira (ρ), altura das espécies arbóreas (H) e diâmetro na altura do peito (D) foi estimada a biomassa acima do solo (AGB) através da equação alométrica proposta por Chave et al. (2014):

$$AGB_{est} = 0,0673 \times (\rho D^2 H)^{0,976}$$

Assumimos que a quantidade de carbono corresponde a 50% da biomassa estimada (De Lima, Olmos, Dallimer, Atkinson, & Barlow, 2013). Indivíduos classificados até gênero, família ou como morfoespécies não foram consideradas nas análises relacionadas ao carbono armazenado nas espécies arbóreas dispersas por animais e nas espécies classificadas como vulneráveis, e representam 7,9% do total de indivíduos amostrados.

2.2.4 | Variáveis antrópicas e ambientais

As variáveis de configuração e composição das paisagens do estado de Minas Gerais foram obtidas através do processamento do banco de dados providos pela plataforma online MapBiomias (Projeto MapBiomias, 2018), contendo informações sobre a cobertura e uso do solo. O download do mapa no formato matricial (pixel de 30x30m) foi realizado no site do Projeto MapBiomias, utilizando os dados referentes ao ano de 2004. Foi selecionado esse ano visto que a maioria das amostragens das áreas de vegetação aconteceram nessa época. O mapa foi convertido para o formato vetorial e foram gerados buffers em formato quadrado de 4x4 km, tendo como ponto central a coordenada geográfica de cada área amostrada. O tamanho do buffer foi definido com base na literatura que demonstra ser esse o tamanho suficiente para englobar toda a variação estrutural das árvores e área de vida dos vertebrados de médio a grande porte (Rocha-Santos *et al.*, 2016; Thornton, Branch & Sunquist, 2011). Para o cálculo das variáveis da paisagem foram utilizadas as extensões V-Late (Lang & Tiede, 2003) e Patch Analyst (Rempel, Kaukinen, & Carr, 2012). Todo o processamento do mapa e obtenção das variáveis foram realizados no programa ArcGIS 10.5. Em cada buffer foram calculadas quatro variáveis relacionadas à configuração da paisagem e duas relacionadas a composição: i) distância do fragmento mais próximo, ii) tamanho médio dos fragmentos, iii) densidade de borda, iv) índice médio de forma, v) cobertura vegetal nativa e vi) número de fragmentos (Fig. S3 e Tabela S3). Testamos a normalidade dessas variáveis através do teste

de Shapiro-Wilk. Diante da não normalidade, utilizamos o coeficiente de correlação de Spearman para avaliar a correlação entre elas. A variável densidade de borda apresentou forte correlação com o número de fragmentos e a distância do fragmento mais próximo, assim optamos por excluí-la das análises (Tabela S4).

As variáveis climáticas foram obtidas através do conjunto de dados climáticos WordClim (Fick & Hijmans, 2017) e extraídas com o programa ArcGIS 10.5. Foram utilizadas as variáveis: temperatura média anual (BIO1), precipitação anual (BIO12), sazonalidade de precipitação (BIO15) e precipitação do trimestre mais seco (BIO17), visto que são aquelas que mais explicam a estrutura da vegetação (Oliveira-Filho & Fontes 2000). Todas as variáveis climáticas foram sintetizadas em uma única variável através de análise de componentes principais (PCA) (Fig. S4 e Tabela S5). A PCA foi feita através da função “prcomp” do pacote stats no software RStudio (R Core Team, 2017). Nós selecionamos o eixo 1 da PCA visto que ele foi capaz de explicar aproximadamente 84% das variações nos dados.

2.3 | Análise de dados

Para investigar como a quantidade de carbono total e carbono armazenado nas espécies vulneráveis difere entre as fitofisionomias (Cerrado sensu stricto - CS, Floresta Estacional Decidual -FED, Floresta Estacional Semidecidual - FES, Floresta Ombrófila -FO) construímos modelos lineares generalizados, utilizando a família Gamma de distribuição de erros com função de identidade log. Para o carbono armazenado nas espécies dispersas por animais construímos também modelos lineares generalizados, porém logaritmizamos os valores de carbono e utilizamos família de distribuição de erros Gaussian. Para comparar a proporção de carbono armazenado em espécies dispersas por animais e carbono armazenado em espécies vulneráveis entre as fitofisionomias, utilizamos modelos de regressão logística com família de distribuição de erros beta, através da função “betareg” (Ferrari & Cribari-Neto, 2004).

Para investigar quais as variáveis que direcionam o carbono total nós construímos modelos lineares generalizados com família de distribuição de erros gamma com link de identidade log. Para o carbono armazenado em espécies dispersas por animais e carbono armazenado em espécies vulneráveis, nós construímos modelos de regressão logística com família de distribuição de erros beta. Para controlar os efeitos de autocorrelação espacial nesses modelos, nós construímos, para cada variável resposta (carbono total, carbono armazenado em espécies dispersas por animais e carbono armazenado em espécies

vulneráveis), uma matriz de distância através das funções “*dnearneigh*” e “*nb2listw*” (Bivand & Wong, 2018). Para cada uma dessas variáveis respostas foi construído um modelo global composto por uma variável resposta e sete variáveis explicativas, sendo cinco variáveis da paisagem (distância do fragmento mais próximo, tamanho médio dos fragmentos, índice médio de forma, área da classe e número de fragmentos), uma variável climática (eixo 1 da PCA) e uma variável de distância. Para a seleção de modelos foram geradas combinações com todas as variáveis contidas no modelo global. Essas combinações foram ranqueadas com base no Critério de Informação Akaike de Segunda Ordem (AICc) e foram selecionados como melhores modelos aqueles cujos os valores de $\Delta AICc \leq 4$ (Burnham, Anderson, & Huyvaert, 2011). E a inferência por múltiplos modelos foi feita através da função “*model.avg*” baseada nos modelos que apresentaram valores de $\Delta AICc \leq 4$. Utilizamos os pacotes *multcomp* (Hothorn, Bretz, & Westfall, 2008), *lme4* (Bates, Maechler, Bolker, & Walker, 2015), *lmerTest* (Kuznetsova, Brockhoff, & Christensen, 2017), *MuMIn* (Barton, 2018), *betareg* (Cribari-Neto & Zeileis, 2010) e *ggplot2* (Wickham & Chang 2016). Todas as análises foram realizadas no software RStudio versão 1.1.456 (RStudio Team, 2017).

Para estimar a perda de carbono devido aos efeitos em cascata da defaunação, seguimos a metodologia proposta por Bello *et al* (2015). Foram simulados dois cenários: aleatório, onde eram removidas da comunidade as espécies arbóreas independente do diâmetro da sementes, e defaunado, onde foram removidas as espécies arbóreas dispersas por animais classificadas como vulneráveis. Todos os indivíduos removidos da comunidade foram posteriormente substituídos por outros a fim de compensar aqueles removidos e construir a comunidade final. Essas espécies substitutas eram provenientes daquelas que restavam na comunidade. As espécies foram removidas em ordem crescente, variando de 10 a 100%, para cada porcentagem de espécies removidas nós realizamos 1.000 repetições (Veja Código S1).

3 | Resultados

3.1 | Espécies arbóreas vulneráveis

Foram amostrados 298.859 indivíduos compreendendo 1.304 espécies arbóreas. Do total de espécies amostradas, 881 foram classificadas como zoocóricas (dispersas por animais) e 423 como não zoocóricas (dispersas abioticamente). Para as fitofisionomias, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Ombrófila e Cerrado *Sensu Stricto*, a porcentagem de espécies dispersas por animais foi predominantemente maior, 74%, 71% e 63%,

respectivamente. A exceção foi a Floresta Estacional Decidual que apresentou em sua composição apenas 49% de espécies dispersas por animais. O diâmetro das sementes das espécies dispersas por animais variou de 0,3 mm a 63,8 mm com média de 7,4 mm e demonstrou ampla variação entre as fitofisionomias (Tabela 1). A fitofisionomia com mais espécies vulneráveis aos efeitos da defaunação foi a Floresta Estacional Semidecidual com 118 espécies (11%), seguida por Floresta Ombrófila com 72 espécies (16%), Floresta Estacional Decidual com 28 espécies (7%) e Cerrado Sensu Stricto com 23 espécies (4%).

Tabela 1. Diâmetro médio das sementes das espécies dispersas por animais para cada uma das fitofisionomias em estudo. O diâmetro vulnerável equivale a soma da média com o desvio padrão (SD).

Fitofisionomia	Média (mm)	SD (mm)	Diâmetro vulnerável (mm)
Cerrado Sensu Stricto	9,93	6,70	16,63
Floresta Estacional Decidual	6,94	5,03	11,97
Floresta Estacional Semidecidual	6,86	4,48	11,34
Floresta Ombrófila	5,39	3,26	8,65

3.2 | Quantidade de carbono entre as fitofisionomias

A fitofisionomia Cerrado Sensu Stricto foi a única que diferiu significativamente das demais em relação a quantidade de carbono total por hectare (Fig. 2A e Tabela S6). As fitofisionomias Cerrado Sensu Stricto e Floresta Estacional Decidual apresentaram os menores valores médios de carbono por hectare armazenado em espécies dispersas por animais, quando comparadas com Floresta Ombrófila e Floresta Estacional Semidecidual (Fig. 2B e Tabela S6). Esse mesmo padrão pode ser observado para a quantidade de carbono armazenado em espécies vulneráveis (Fig. 2C e Tabela S6).

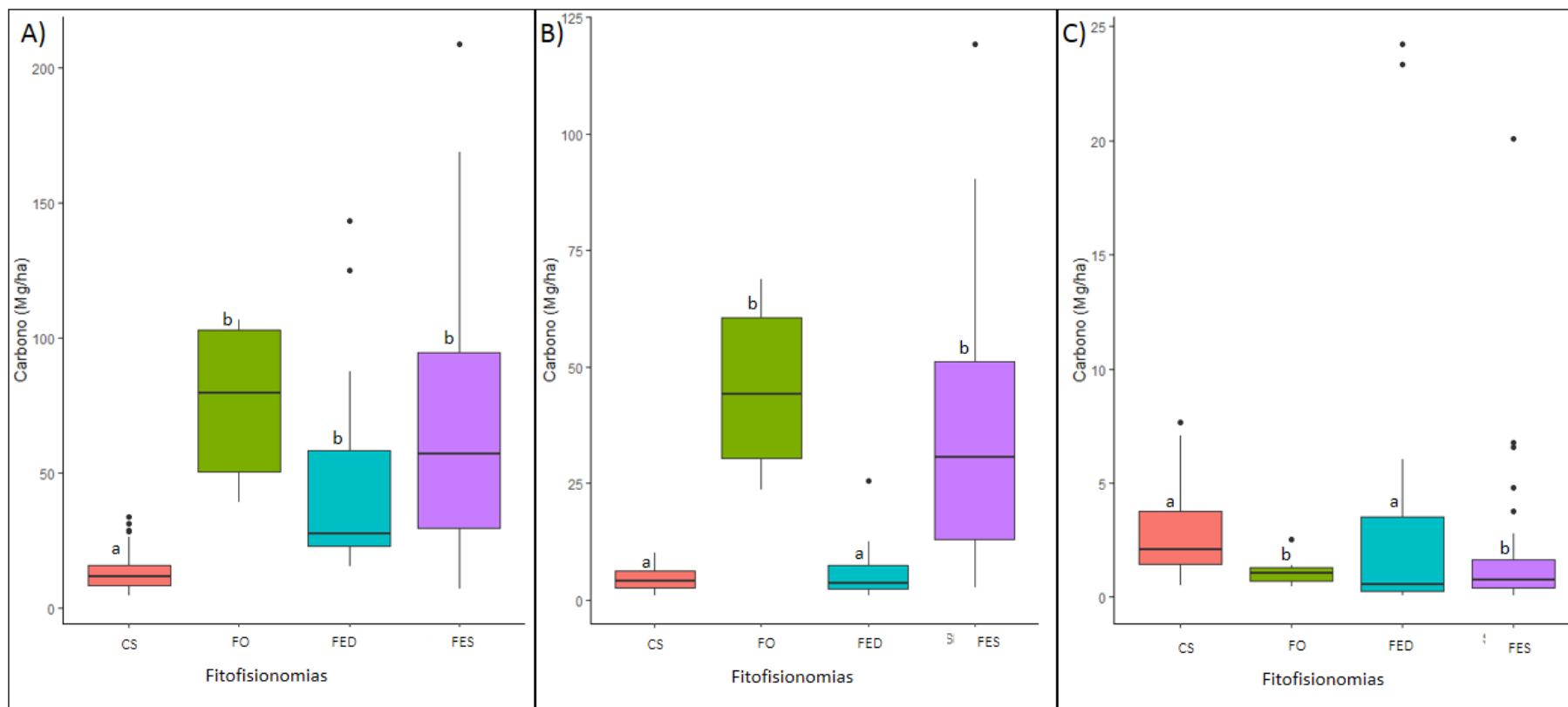


Figura. 2. **A)** Quantidade de carbono total para cada uma das fitofisionomias. CS = Cerrado Sensu Stricto ($12,833 \pm 6,374 \text{ Mg ha}^{-1}$), FO = Floresta Ombrófila ($73,898 \pm 31,063 \text{ Mg ha}^{-1}$), FED = Floresta Estacional Decidual ($41,971 \pm 31,602 \text{ Mg ha}^{-1}$) e FES = Floresta Estacional Semidecidual ($62,707 \pm 40,842 \text{ Mg ha}^{-1}$). **B)** Quantidade de carbono armazenado nas espécies dispersas por animais para cada uma das fitofisionomias. CS = Cerrado Sensu Stricto ($4,598 \pm 2,377 \text{ Mg ha}^{-1}$), FO = Floresta Ombrófila ($45,439 \pm 19,410 \text{ Mg ha}^{-1}$), FED = Floresta Estacional Decidual ($5,698 \pm 5,868 \text{ Mg ha}^{-1}$) e FES = Floresta Estacional Semidecidual ($34,762 \pm 25,382 \text{ Mg ha}^{-1}$). **C)** Quantidade de carbono armazenado em espécies vulneráveis ao efeitos da defaunação para cada uma das fitofisionomias. CS = Cerrado Sensu Stricto ($1,149 \pm 0,735 \text{ Mg ha}^{-1}$), FO = Floresta Ombrófila ($9,513 \pm 5,656 \text{ Mg ha}^{-1}$), FED = Floresta Estacional Decidual ($1,087 \pm 1,790 \text{ Mg ha}^{-1}$) e FES = Floresta Estacional Semidecidual ($7,121 \pm 7,585 \text{ Mg ha}^{-1}$).

A proporção de carbono armazenado nas espécies dispersas por animais estimado por hectare, demonstrou diferenças significativas entre todas as fitofisionomias em estudo (Figs. 3A e 4 e Tabela S7). A floresta Estacional Decidual é a fitofisionomia com a menor proporção de carbono armazenado nas espécies dispersas por animais (16%), seguida de Cerrado Sensu Stricto (37%), Floresta Estacional Semidecidual (56%) e Floresta Ombrófila (61%). Porém, quando observamos a proporção de carbono armazenado em espécies vulneráveis, apenas a Floresta Estacional Decidual difere significativamente das demais, com 11% de seu carbono proveniente dessas espécies (Figs. 3B e 4 e Tabela S7). As demais fitofisionomias possuem um padrão similar de vulnerabilidade de carbono, mantendo uma proporção em torno de 22%.

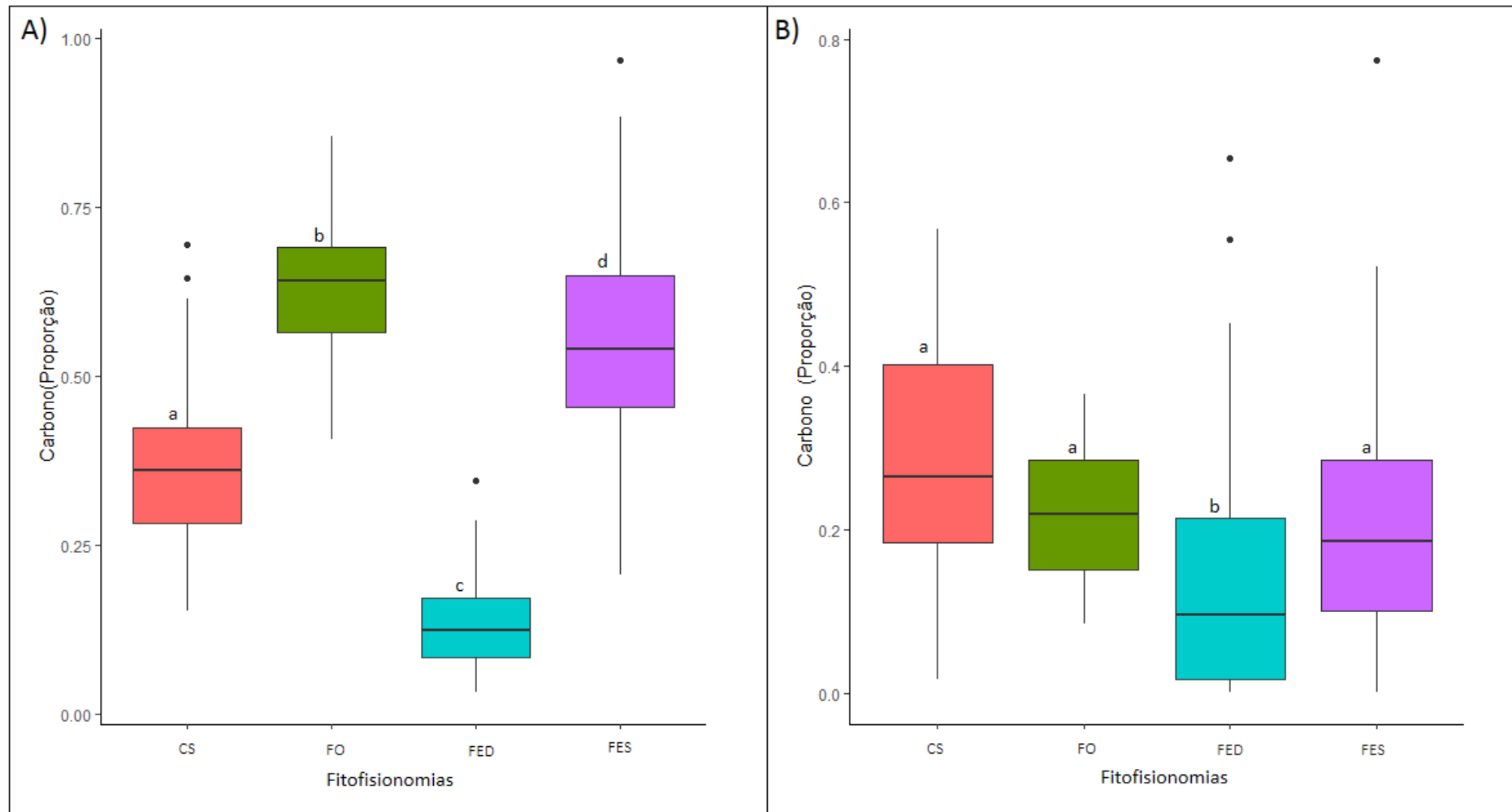


Figura. 3. A) Proporção média de carbono armazenado nas espécies dispersas por animais entre as diferentes fitofisionomias. CS = Cerrado Sensu Stricto (37%), FO = Floresta Ombrófila (61%), FED = Floresta Estacional Decidual (16%) e FES = Floresta Estacional Semidecidual (56%). **B)** Proporção média de carbono armazenado em espécies vulneráveis entre as diferentes fitofisionomias. CS = Cerrado Sensu Stricto (22%), FO = Floresta Ombrófila (23%), FED = Floresta Estacional Decidual (11%) e FES = Floresta Estacional Semidecidual (21%).

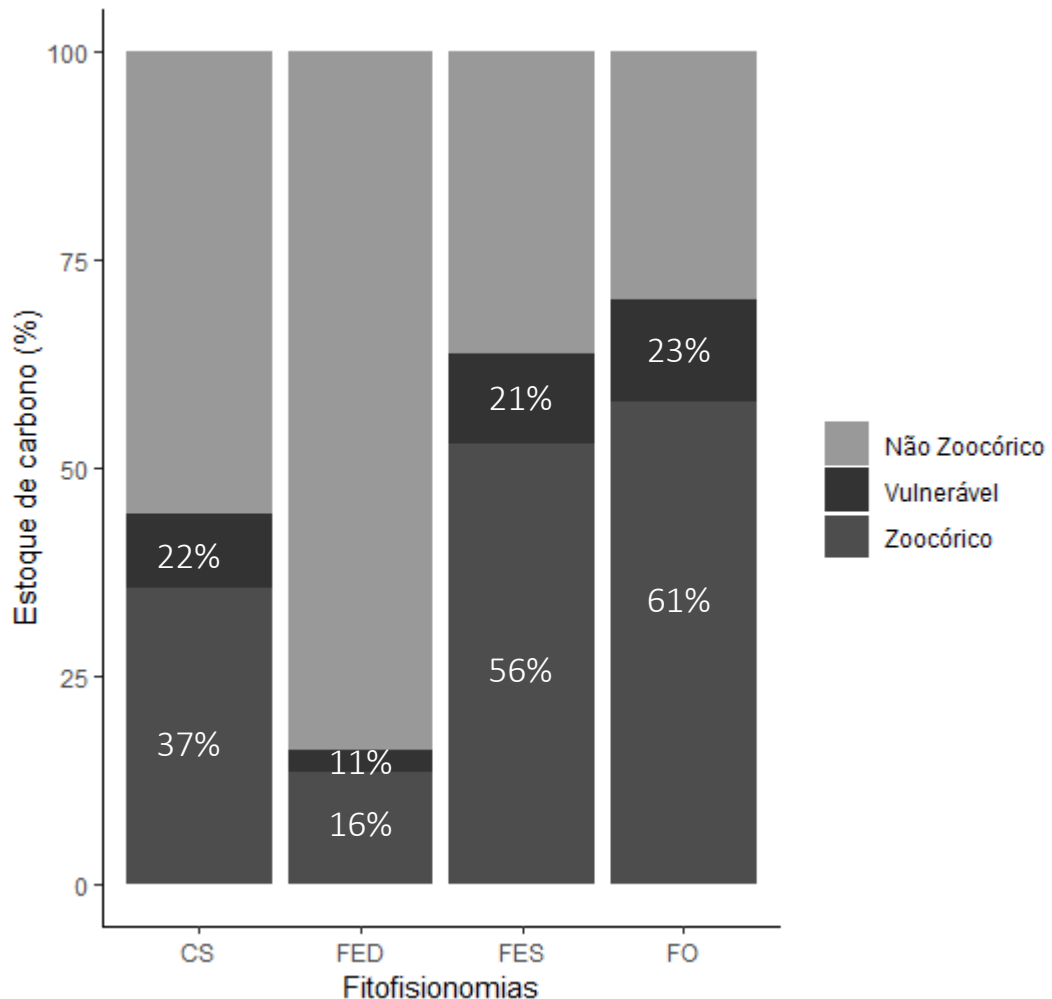


Figura. 4. Proporção das diferentes categorias de carbono entre as diferentes fitofisionomias abordadas no estudo. CS = Cerrado Sensu Stricto, FO = Floresta Ombrófila, FED = Floresta Estacional Decidual e FES = Floresta Estacional Semidecidual. Não Zoocórico = carbono armazenado em espécies arbóreas dispersas abioticamente, Zoocórico = carbono armazenado em espécies arbóreas dispersas por animais e Vulnerável = carbono armazenado em espécies arbóreas classificadas como vulneráveis aos efeitos da defaunação.

3.3 | Impactos das variáveis antrópicas e naturais no carbono

Para explicar a relação do carbono com as variáveis selecionamos 13 modelos equivalentes ($\Delta AICc \leq 4$) para a proporção de carbono armazenado em espécies dispersas por animais, 11 modelos para a proporção de carbono armazenado em espécies vulneráveis e 25 modelos para o carbono total (Tabela S8). Observamos que as áreas com maior número de fragmentos, maior temperatura média anual, maior precipitação anual, maior sazonalidade de

precipitação e maior precipitação no trimestre mais seco (Clima) são responsáveis pela maior proporção de carbono armazenado em espécies dispersas por animais (Fig. 5A e Tabela S9). Observamos ainda que a proporção de carbono armazenado em espécies vulneráveis é afetada positivamente pela área de vegetação nativa no entorno dos fragmentos e, pelo aumento da temperatura média anual, precipitação anual, sazonalidade de precipitação e precipitação do trimestre mais seco (Clima), porém é afetada negativamente pelo tamanho médio dos fragmentos existentes no entorno das áreas (Fig. 5B e Tabela S9). Das variáveis testadas nenhuma delas apresentou relação significativa com a quantidade de carbono total (Fig. S5A e Tabela S9), porém quando a variável referente a matriz de distância entre os buffers (MD) foi retirada da análise, a variável climática (Clima) e o número de fragmentos foram capazes de explicar a variação dessa categoria de carbono, o que condiz com o trabalho realizado por Scolforo, Scolforo, Mello, Mello, & Ferraz Filho (2015) (Fig. S5B e Tabela S9).

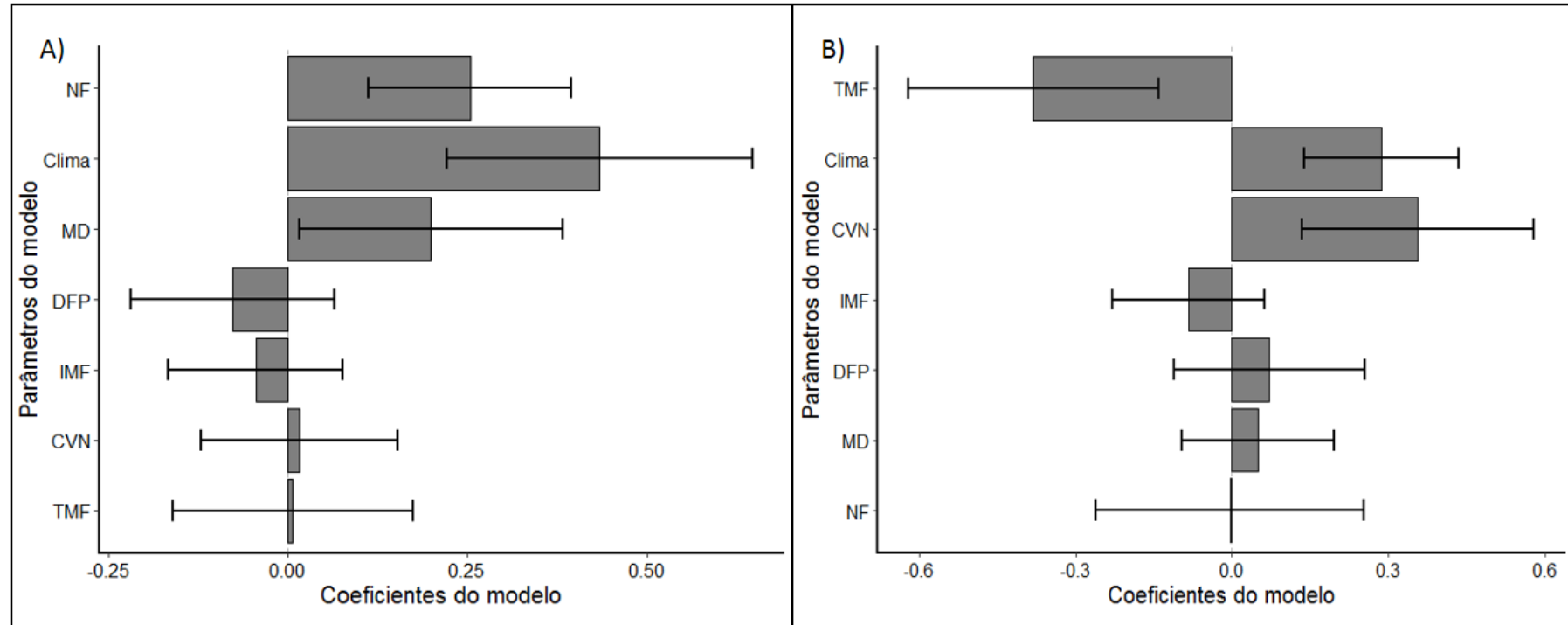


Figura. 5. A) Efeito das variáveis ambientais, do clima e da distância sobre a proporção de carbono armazenado em espécies dispersas por animais. NF = número de fragmentos, Clima = clima, MD = matriz de distância, DFP = Distância do fragmento mais próximo, IMF = índice médio de forma, CVN= área de vegetação nativa e TMF = tamanho médio dos fragmentos. **B)** Efeito das variáveis ambientais, do clima e da distância sobre a proporção de carbono armazenado em espécies vulneráveis. NumP = número de fragmentos, Clima2 = clima, xy.prop.Carbon_Z.to.ha = matriz de distância, NNDist = Distância do fragmento mais próximo, MSI = índice médio de forma, CA_Nativa = área de vegetação nativa e MPS = tamanho médio dos fragmentos.

3.4 | Simulação dos cenários

De acordo com os cenários simulados nós encontramos uma perda significativa de carbono no cenário defaunado (Fig. 6). A fitofisionomia com a maior perda de carbono devido a defaunação é a Floresta Estacional Semidecidual ($-0,121 \pm 0,122 \text{ Mg ha}^{-1}$), seguida por Floresta Ombrófila ($-0,112 \pm 0,132 \text{ Mg ha}^{-1}$) e Cerrado Sensu Stricto ($-0,048 \pm 0,050 \text{ Mg ha}^{-1}$). Diferente das demais, a fitofisionomia Floresta Estacional Decidual foi a única que apresentou um ganho de carbono no cenário defaunado ($0,005 \pm 0,030 \text{ Mg ha}^{-1}$) (Fig.7A e Tabela S10). No cenário aleatório o balanço de carbono se manteve constante. Nós selecionamos 27 modelos equivalentes ($\Delta\text{AICc} \leq 4$) para explicar a relação da perda de carbono com as variáveis testadas. Das variáveis selecionadas nos modelos, o clima foi a que explicou a maior parte da variação na perda de carbono por defaunação (0.026480 ± 0.009974) (Fig. 7B e Tabela S11).

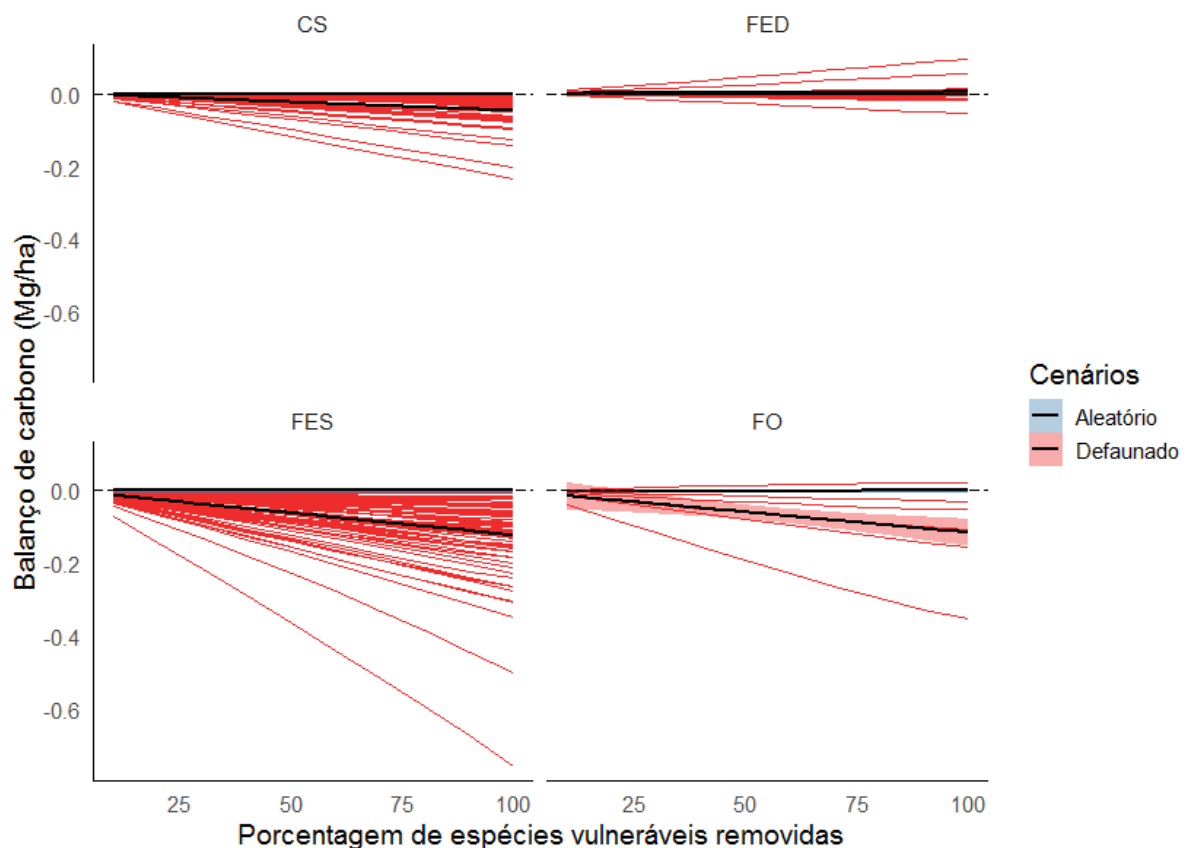


Figura. 6. Balanço na quantidade de carbono nos cenários simulados: defaunado (vermelho) e aleatório (azul) para cada fitofisionomia estudadas. Os valores negativos se referem a perda de carbono e positivo ganhos de carbono. CS = Cerrado Sensu Stricto, FED = Floresta Estacional Decidual, FES = Floresta Estacional Semidecidual e FO = Floresta Ombrófila.

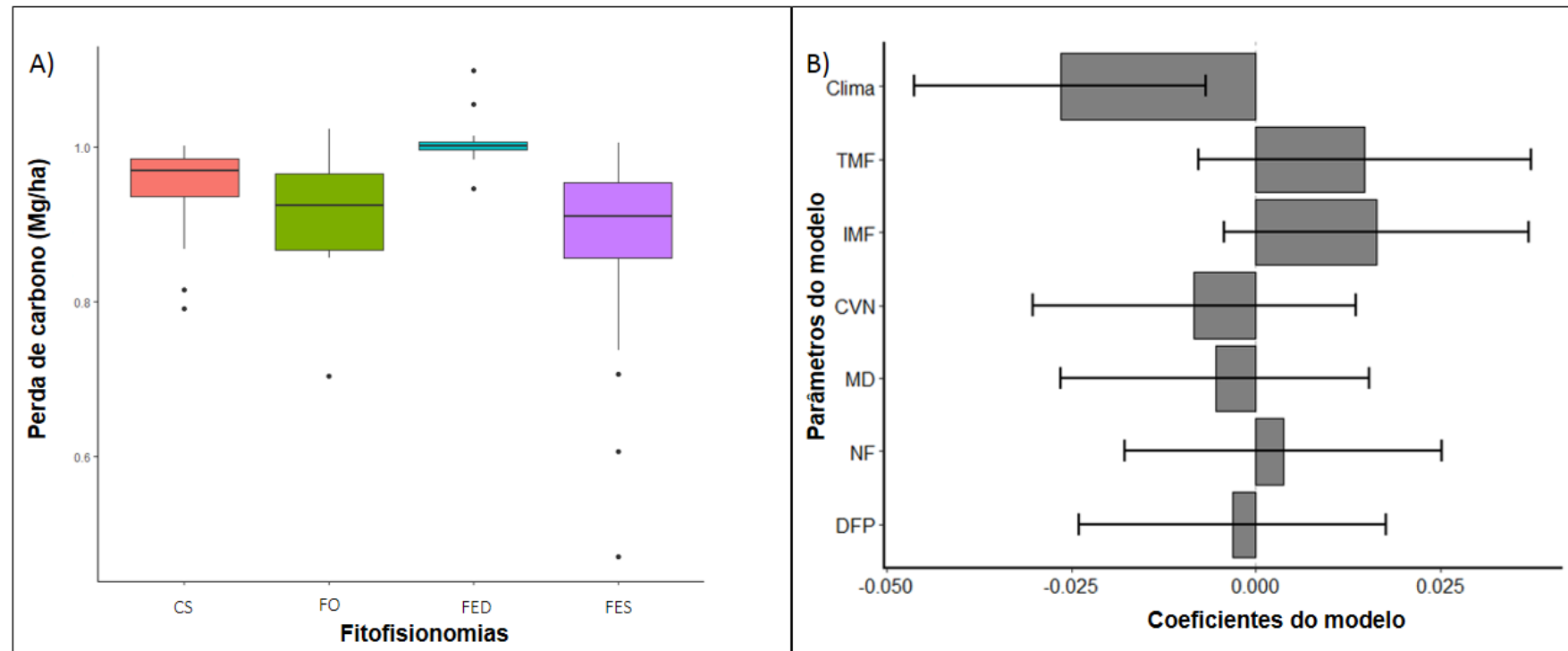


Figura. 7. A) Perda (valores negativos) ou ganho (valores positivos) de carbono para cada uma das fitofisionomias em um cenário de defaunação. CS = Cerrado Sensu Stricto ($-0,048 \pm 0,050 \text{ Mg ha}^{-1}$), FO = Floresta Ombrófila ($-0,112 \pm 0,132 \text{ Mg ha}^{-1}$), FED = Floresta Estacional Decidual ($0,005 \pm 0,030 \text{ Mg ha}^{-1}$) e FES = Floresta Estacional Semidecidual ($-0,121 \pm 0,122 \text{ Mg ha}^{-1}$). **B)** Efeito das variáveis ambientais, do clima e da distância sobre o balanço (perda/ganho) de carbono. NF = número de fragmentos, Clima = clima, MD = matriz de distância, DFP = Distância do fragmento mais próximo, IMF = índice médio de forma, CVN = cobertura de vegetação nativa e TMF = tamanho médio dos fragmentos.

4 | Discussão

Diversos impactos humanos, como a fragmentação, o efeito de borda e a extinção de espécies promovem redução na capacidade dos ecossistemas tropicais de estocarem carbono na biomassa arbórea (Bello *et al.*, 2015; Chaplin-Kramer *et al.*, 2015; Magnago *et al.*, 2017), reduzindo a capacidade das florestas em fornecer serviços ecossistêmicos importantes (Baccini *et al.*, 2017; Nogueira, Yanai, Fonseca, & Fearnside, 2015; Osuri *et al.*, 2016). Nossos resultados mostraram pela primeira vez como os impactos em nível de paisagem podem afetar o carbono estocado na biomassa de espécies dispersas por animais, que detêm em média 21,85 ton.ha⁻¹ (sd = 24,17). Mostramos que os possíveis efeitos em cascata por impactos de defaunação colocam em vulnerabilidade 4,54 ton.ha⁻¹(sd = 6,36) desse carbono, o que corresponde a cerca de 20% do carbono armazenado nas espécies dispersas por animais. E ainda mais importante, mostramos que a quantidade de áreas nativas na paisagem é responsável por manter as maiores proporções de carbono por hectare armazenado em espécies dispersas por animais. Também demonstramos que a quantidade de cobertura vegetal nativa e o tamanho médio dos fragmentos direcionam o quanto desse carbono estará vulnerável por depender de grandes agentes da fauna para permanecerem nos ecossistemas. Finalmente ressaltamos que o comprometimento da interação planta-animal resultará em perdas significativas de carbono para a maioria das fitofisionomias em estudo.

4.1 | Espécies arbóreas vulneráveis

Das 1.304 espécies amostradas, cerca de 68% são dispersas por animais demonstrando a importância da manutenção da interação planta-animal, para continuidade do funcionamento dos ecossistemas e domínios analisados (Bagchi *et al.*, 2018; Caughlin *et al.*, 2014; Farwig & Berens, 2012; Muñoz, Schaefer, Böhning-Gaese, & Schleuning, 2017). As fitofisionomias Cerrado *Sensu Stricto*, Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Ombrófila demonstraram alta dependência de animais dispersores de sementes, reforçando os dados descritos na literatura (Brancalion *et al.*, 2018; Jardim & Batalha, 2009; Sansevero, Prieto, de Moraes, & Rodrigues, 2011). Um padrão diferente foi encontrado para a Floresta Estacional Decidual, que mostrou baixa dependência dessa interação para a dispersão de suas sementes e predominância de espécies arbóreas dispersas abioticamente, corroborando com os dados descritos em pesquisa anteriores (Griz & Machado, 2001; Leal, Lopes, Machado, & Tabarelli, 2017).

Cada uma das fitofisionomias apresentou um diâmetro de semente grande (vulnerável) diferente. Floresta Estacional Decidual e Floresta Estacional Semidecidual apresentaram valores semelhantes aos encontrados na literatura para Floresta Atlântica, que definem sementes maiores que 12 mm como vulneráveis aos efeitos da defaunação (Bello *et al.*, 2015; Galetti *et al.*, 2013). Para Cerrado Sensu Stricto o valor encontrado é mais elevado (16,63 mm), já para Floresta Ombrófila está abaixo desse padrão (>12mm). Essas diferenças podem estar relacionadas ao processo de coevolução entre plantas e frugívoros dispersores de sementes, capaz de direcionar o tamanho das sementes (Eriksson, 2014; Galetti *et al.*, 2013; Onstein *et al.*, 2018). A nossa classificação, embora ainda não esteja embasada diretamente na capacidade de dispersão do frugívoro, enfatiza a necessidade de considerarmos diferentes escalas de tamanho (e vulnerabilidade) para cada uma das fitofisionomias estudadas.

4.2 | Quantidade de carbono entre as fitofisionomias

As fitofisionomias Cerrado Sensu Stricto e Floresta Estacional Decidual são diferentes das demais em relação à quantidade absoluta de carbono armazenado nas espécies dispersas por animais e carbono armazenado nas espécies vulneráveis. O Cerrado Sensu Stricto é um tipo de formação savânica caracterizado por espécies arbóreas de baixa estatura (2 a 8m) (Ribeiro & Walter, 2008). Assim, apesar de apresentar mais da metade das espécies dispersas por animais, a quantidade de carbono que elas armazenam acima do solo é baixa, devido a características próprias da estrutura da vegetação. A Floresta Estacional Decidual por sua vez, é caracterizada pelo predomínio de famílias com espécies dispersas abioticamente, com poucas espécies dispersas por animais (Leal, Lopes, Machado, & Tabarelli, 2017). Essa predominância faz com que pouco carbono esteja presente na biomassa acima do solo em espécies dispersas por animais e espécies vulneráveis. Já a Floresta Estacional Semidecidual e a Floresta Ombrófila, apresentaram quantidade similares e maiores de carbono armazenado nas espécies dispersas por animais e nas espécies vulneráveis. Esse padrão se justifica pela presença de maior número de espécies dispersas por animais, sendo que estas fitofisionomias também apresentam espécies com maiores alturas (> 25 cm) (Morellato *et al.*, 2000).

Quando comparamos a proporção de carbono armazenado nas espécies dispersas por animais e carbono armazenado nas espécies vulneráveis entre as fitofisionomias, encontramos um padrão diferente do observado para a quantidade de carbono absoluto. A proporção de carbono armazenado nas espécies dispersas por animais é diferente entre todas as fitofisionomias. A Floresta Estacional Decidual apresentou a menor porcentagem de carbono armazenado nessas espécies, devido à baixa proporção destas em sua composição (Leal,

Lopes, Machado, & Tabarelli, 2017). Cerrado Sensu Stricto apresentou a segunda menor proporção de carbono armazenado nas espécies dispersas por animais. Conforme mencionamos para os valores absolutos de carbono, esses baixos valores estão relacionados as características estruturais da vegetação (Ribeiro & Walter, 2008). Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Ombrófila foram as fitofisionomias com maior proporção de carbono armazenado nas espécies dispersas por animais. Essa maior proporção é suportada pelo maior número de espécies dependente da fauna para sua dispersão e com maiores alturas, sendo que elas diferem entre si e as demais, pois apresentam composições florísticas diferentes (Oliveira-Filho & Fontes, 2000). No que se refere ao carbono armazenado nas espécies vulneráveis, as fitofisionomias Cerrado Sensu Stricto, Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Ombrófila apresentaram níveis de vulnerabilidade semelhantes, devido a intensa pressão antrópica a que estão submetidas. Áreas de Cerrado Sensu Stricto tem sido suprimidas em taxas elevadas ($9,484 \text{ Km}^2\text{yr}^{-1}$) (Rochedo *et al.*, 2018), devido a constante pressão do agronegócio, falhas na legislação de proteção e pouco incentivo para conservação (Rocha *et al.*, 2018; Strassburg *et al.*, 2017). Floresta Ombrófila e Floresta Estacional Semidecidual são amplamente marcadas pela fragmentação florestal, com áreas de vegetação nativa concentradas em fragmentos com menos de 45 hectares (Fig. S3-B), e por isso com baixo potencial de assegurar a presença de grandes vertebrados frugívoros ao longo do tempo (Keinath *et al.*, 2016; Ribeiro *et al.*, 2011). A Floresta Estacional Decidual foi a única que diferiu das demais, apresentando a menor proporção de carbono armazenado em espécies vulneráveis, o que indica um baixo risco de impactos nos estoques de carbono pela perda de grandes vertebrados dispersores de sementes (Griz & Machado, 2001; Leal, Lopes, Machado, & Tabarelli, 2017).

Ao simularmos o balanço de carbono em diferentes cenários de defaunação, a Floresta Estacional Semidecidual foi a fitofisionomia que apresentou as maiores perdas de carbono, seguida da Floresta Ombrófila, reforçando a vulnerabilidade que demonstramos anteriormente. Desta forma, essas áreas são indicadas como de alta sensibilidade aos efeitos do processo de defaunação, em conformidade com o que tem sido descrito para ambientes altamente fragmentados e sob forte interferência antrópica (Bello *et al.*, 2015; Jorge, Galetti, Ribeiro, & Ferraz, 2013). O Cerrado Sensu Stricto apresentou as menores perdas de carbono por defaunação, uma vez que a maior parte do carbono armazenado em sua biomassa não é dependente da grande fauna dispersora de sementes. Seguindo o padrão encontrado neste estudo, a Floresta Estacional Decidual foi a única que apresentou um ganho de carbono no cenário defaunado, sugerindo uma possível adaptação diante da perda de dispersores de

sementes. As espécies arbóreas dispersas por meios abióticos podem estar sendo favorecidas e conseguindo se sobressair na comunidade, assim a perda de carbono pelas espécies dispersas por animais é compensada pelo armazenamento dessas espécies.

4.3 | Variáveis que direcionam o carbono

A proporção de carbono armazenado nas espécies dispersas por animais está positivamente relacionada com a temperatura, a precipitação (eixo 1 PCA) e o número de fragmentos de vegetação nativa. Além de ser um dos melhores preditores para as características funcionais das espécies arbóreas, como a altura e a densidade da madeira (Rueda, Godoy, & Hawkins, 2017), a temperatura e a precipitação exercem influência na produção de frutos carnosos atraindo vertebrados dispersores de sementes (Zhao *et al*, 2018). Assim, áreas com maior precipitação e temperaturas mais elevadas detêm uma maior quantidade de carbono proveniente de espécies arbóreas dispersas por animais. Juntamente com as variáveis relacionadas ao clima (eixo 1 PCA), o aumento no número de fragmentos de vegetação nativa eleva a proporção de carbono armazenado nas espécies dispersas por animais nas áreas em estudo. Esse padrão se deve a maior conectividade da paisagem quando o número de áreas de vegetação nativa é maior, facilitando a movimentação da fauna dispersora de sementes (Carrillo, Naranjo, Cortina-Villar, Reyna-Hurtado, & Mendoza, 2019).

Contrário ao que esperávamos as áreas em estudo com os maiores tamanhos médios de fragmentos de vegetação nativa, foram responsáveis pelas menores proporções de carbono armazenado nas espécies vulneráveis. Esse padrão é possível de ser observado, pois os maiores fragmentos de vegetação nativa em estudo são áreas de Floresta Estacional Decidual. Conforme discutido anteriormente, essas áreas demonstram ter poucas espécies que dependem da fauna para continuar se dispersando e recrutando, logo poucas espécies vulneráveis. Assim, embora detenha os maiores fragmentos de vegetação nativa, há um predomínio de espécies dispersas abioticamente, o que implica em baixa proporção de carbono armazenado em espécies vulneráveis devido à perda de dispersores de grande massa corpórea. Porém, a proporção de carbono armazenado em espécies vulneráveis está positivamente relacionada à quantidade de cobertura de vegetação nativa, demonstrando que quanto maior a quantidade de vegetação nativa maior a disponibilidade de recursos para os dispersores de sementes e melhor a qualidade do habitat para a manutenção dessas espécies animais (Fontúrbel, Jordano, & Medel, 2017; Jorge, Galetti, Ribeiro, & Ferraz, 2013). A temperatura e a precipitação (eixo 1 PCA) também demonstraram forte relação com o carbono armazenado em espécies vulneráveis, visto que estão relacionadas aos padrões de dispersão por animais (Zhao *et al*,

2018) e também ao diâmetro dos frutos (Almeida-Neto, Campassi, Galetti, Jordano, & Oliveira-Filho, 2008). Reforçando a influência do clima na vulnerabilidade do carbono, nós encontramos que as maiores perdas de carbono por defaunação, ocorrem em áreas de climas mais úmidos e temperaturas mais elevadas. Áreas essas que coincidem justamente, com aquelas que possuem mais espécies arbóreas com sementes grandes e que dependem de grandes dispersores para sua sobrevivência (Almeida-Neto, Campassi, Galetti, Jordano, & Oliveira-Filho, 2008; Zhao *et al.*, 2018).

5 | Implicações para conservação e manejo do carbono

A fragilidade dos ecossistemas tropicais devido ao processo de defaunação tem sido evidenciada por diversos estudos, demonstrando que além de processos como a fragmentação e incêndios florestais, a extinção de grandes frugívoros tem seu impacto sobre o armazenamento de carbono (Bello *et al.*, 2015; Bovendorp *et al.*, 2018; Galetti *et al.*, 2016; Harrison *et al.*, 2013; Jorge, Galetti, Ribeiro, & Ferraz, 2013). Nossos resultados reforçam essa fragilidade, demonstrando que a perda de grandes vertebrados dispersores de sementes pode afetar cerca de 20% do carbono armazenado na biomassa acima do solo, agravando a crise climática do planeta. Diante do atual cenário de fragmentação, evidenciamos a importância da conservação do maior número de fragmentos, de forma a englobar a maior quantidade de cobertura vegetal nativa, para que o carbono armazenado nas espécies dispersas por animais seja conservado. Considerar a interação planta-animal nas estratégias de conservação que visam o estoque de carbono como serviços ecossistêmicos para regulação climática local e global, como nas proposta do REDD+, é de suma importância (Parker, Mitchell, Trivedi, Mardas, & Sosis, 2009). Para reverter os possíveis efeitos no funcionamento ecossistêmico provocados pelas impactos das “florestas vazias”, práticas como o uso de corredores ecológicos, dispersores substitutos, dispersão assistida por humanos, uso de matrizes permeáveis, devem ser adotadas (Howe, 2016; Tucker *et al.*, 2018). A implementação dessas práticas possibilitará a dispersão de espécies arbóreas dependentes de grandes vertebrados, assegurando a oferta dos serviços ecossistêmicos providos pela estocagem de carbono através das espécies dispersas por animais.

Referências

- Agrawal, A., Nepstad, D. & Chhatre, A. (2011). Reducing emissions from deforestation and forest degradation. *Annu. Rev. Environ. Resources*, 36, 373–396. doi: 10.1146/annurev-environ-042009-094508
- Akaike, H. (1973). Information Theory and an Extension of the Maximum Likelihood Principle. In B. N. Petrov, & F. Csaki (Eds.), *Proceedings of the 2nd International Symposium on Information Theory* (pp. 267-281). Budapest: Akademiai Kiado.
- Almeida-Neto, M., Campassi, F., Galetti, M., Jordano, P., & Oliveira-Filho, A. (2008). Vertebrate dispersal syndromes along the Atlantic forest: broad-scale patterns and macroecological correlates. *Global Ecology and Biogeography*, 17(4), 503–513. doi:10.1111/j.1466-8238.2008.00386.x
- Alves, R.R.N., Feijó, A., Barboza, R.R.D., Souto, W.M.D., Fernandes-Ferreira, H., Cordeiro-Estrela, P. & Langguth, A. (2016) Game mammals of the Caatinga biome. *Ethnobiol Conserv* 5:1–51. doi: 10.15451/ec2016-7-5.5-1-51
- Baccini, A., Goetz, S. J., Walker, W. S., Laporte, N. T., Sun, M., Sulla-Menashe, D., ... Houghton, R. A. (2012). Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. *Nature Climate Change*, 2(3), 182–185. doi:10.1038/nclimate1354
- Baccini, A., Walker, W., Carvalho, L., Farina, M., Sulla-Menashe, D., & Houghton, R. A. (2017). Tropical forests are a net carbon source based on aboveground measurements of gain and loss. *Science*, 358(6360), 230–234. doi:10.1126/science.aam5962
- Bagchi, R., Swamy, V., Latorre Farfan, J.-P., Terborgh, J., Vela, C. I. A., Pitman, N. C. A., & Sanchez, W. G. (2018). Defaunation increases the spatial clustering of lowland Western Amazonian tree communities. *Journal of Ecology*, 106(4), 1470–1482. doi:10.1111/1365-2745.12929
- Barroso, G. M., Morim, M. P, Peixoto, A. L. & ICHASO, C. L. F. (1999). *Frutos e Sementes, Morfologia aplicada a Dicotiledôneas* (3rd ed). Viçosa, MG: Ed. UFV.
- Barton, K (2018). MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.42.1. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., & Walker, S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1-48. doi:10.18637/jss.v067.i01.
- Bello, C., Galetti, M., Pizo, M. A., Magnago, L. F. S., Rocha, M. F., Lima, R. A. F., ... Jordano, P. (2015). Defaunation affects carbon storage in tropical forests. *Science Advances*, 1(11), e1501105–e1501105. doi:10.1126/sciadv.1501105
- Bivand, R. S., & Wong, D. W. S. (2018). Comparing implementations of global and local indicators of spatial association. *TEST*, 27 (3), 716–748. doi:10.1007/s11749-018-0599-x
- Bogoni, J. A., Cherem, J. J., Hettwer Giehl, E. L., Oliveira-Santos, L. G., de Castilho, P. V., Picinatto Filho, V., ... Graipel, M. E. (2016). Landscape features lead to shifts in communities of medium- to large-bodied mammals in subtropical Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy*, 97(3), 713–725. doi:10.1093/jmammal/gyv215

- Bogoni, J. A., Pires, J. S. R., Graipel, M. E., Peroni, N., & Peres, C. A. (2018). Wish you were here: How defaunated is the Atlantic Forest biome of its medium- to large-bodied mammal fauna? *PLOS ONE*, 13(9), e0204515. doi:10.1371/journal.pone.0204515
- Bovendorp, R. S., Brum, F. T., McCleery, R. A., Baiser, B., Loyola, R., Cianciaruso, M. V., & Galetti, M. (2018). Defaunation and fragmentation erode small mammal diversity dimensions in tropical forests. *Ecography*, 42, 23–35. doi:10.1111/ecog.03504
- Brancalion, P. H. S., Bello, C., Chazdon, R. L., Galetti, M., Jordano, P., Lima, R. A. F., ... Reid, J. L. (2018). Maximizing biodiversity conservation and carbon stocking in restored tropical forests. *Conservation Letters*, 11(4), e12454. doi:10.1111/conl.12454
- Brodie, J. F. (2016). How Monkeys Sequester Carbon. *Trends in Ecology & Evolution*, 31(6), 414–416. doi:10.1016/j.tree.2016.03.019
- Brodie, J. F. (2017). Evolutionary cascades induced by large frugivores. *PNAS*, 114(45), 11998–12002. doi:10.1073/pnas.1710172114
- Burnham, K. P., Anderson, D. R., & Huyvaert, K. P. (2011). AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: some background, observations, and comparisons. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 65(1), 23–35. doi:10.1007/s00265-010-1029-6
- Carrillo, N., Naranjo, E. J., Cortina-Villar, S., Reyna-Hurtado, R., & Mendoza, E. (2019). Measuring Landscape Connectivity for Baird's Tapir Conservation in Fragmented Areas of Calakmul, Mexico. *Tropical Conservation Science*, 12, 1–15. doi.org/10.1177/1940082919834148
- Caughlin, T. T., Ferguson, J. M., Lichstein, J. W., Zuidema, P. A., Bunyavejchewin, S., & Levey, D. J. (2014). Loss of animal seed dispersal increases extinction risk in a tropical tree species due to pervasive negative density dependence across life stages. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1798), 20142095–20142095. doi:10.1098/rspb.2014.2095
- Chaplin-Kramer, R., Ramler, I., Sharp, R., Haddad, N. M., Gerber, J. S., West, P. C., ... King, H. (2015). Degradation in carbon stocks near tropical forest edges. *Nature Communications*, 6(1). doi:10.1038/ncomms10158
- Chave, J., Réjou-Méchain, M., Búrquez, A., Chidumayo, E., Colgan, M. S., Delitti, W. B. C., ... Vieilledent, G. (2014). Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology*, 20(10), 3177–3190. doi:10.1111/gcb.12629
- Cribari-Neto, F. Zeileis, A. (2010). Beta Regression in R. *Journal of Statistical Software* 34(2), 1-24. doi: 10.18637/jss.v034.i02
- Culot, L., Bello, C., Batista, J. L. F., do Couto, H. T. Z., & Galetti, M. (2017). Synergistic effects of seed disperser and predator loss on recruitment success and long-term consequences for carbon stocks in tropical rainforests. *Scientific Reports*, 7(1). doi:10.1038/s41598-017-08222-4
- Curtis, P. G., Slay, C. M., Harris, N. L., Tyukavina, A., & Hansen, M. C. (2018). Classifying drivers of global forest loss. *Science*, 361(6407), 1108–1111. doi:10.1126/science.aau3445

- De Lima, R. F., Olmos, F., Dallimer, M., Atkinson, P. W., & Barlow, J. (2013). Can REDD+ Help the Conservation of Restricted-Range Island Species? Insights from the Endemism Hotspot of São Tomé. *PLoS ONE*, 8(9), e74148. doi:10.1371/journal.pone.0074148
- De Paula, M., Xerente, V., & Pezzuti, J. (2017). Hunting and Monitoring: Community-Based Research in Xerente Indigenous Land, Brazilian Cerrado. *Human Ecology Review*, 23(1), 23-44.
- De Sá Júnior, A., de Carvalho, L. G., da Silva, F. F., & de Carvalho Alves, M. (2012). Application of the Köppen classification for climatic zoning in the state of Minas Gerais, Brazil. *Theoretical and Applied Climatology*, 108(1-2), 1–7. doi:10.1007/s00704-011-0507-8
- Eriksson, O. (2014). Evolution of angiosperm seed disperser mutualisms: the timing of origins and their consequences for coevolutionary interactions between angiosperms and frugivores. *Biological Reviews*, 91(1), 168–186. doi:10.1111/brv.12164
- FAO (2015). *Global Forest Resources Assessment 2015: How have the world's forests changed?* (2nd ed.). Rome, Italy, FAO.
- Farwig, N., & Berens, D. G. (2012). Imagine a world without seed dispersers: A review of threats, consequences and future directions. *Basic and Applied Ecology*, 13(2), 109–115. doi:10.1016/j.baae.2012.02.006
- Ferrari, S., & Cribari-Neto, F. (2004). Beta Regression for Modelling Rates and Proportions. *Journal of Applied Statistics*, 31(7), 799–815. doi:10.1080/0266476042000214501
- Fick, S. E., & Hijmans, R. J. (2017). WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 37(12), 4302–4315. doi:10.1002/joc.5086
- Flora do Brasil 2020 under construction. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Available at: < <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> >. Accessed on: 23 Mar. 2018
- Fonseca, C. R., & Venticinque, E. M. (2018). Biodiversity conservation gaps in Brazil: A role for systematic conservation planning. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 16(2), 61–67. doi:10.1016/j.pecon.2018.03.001
- Fontúrbel, F. E., Jordano, P., & Medel, R. (2017). Plant-animal mutualism effectiveness in native and transformed habitats: Assessing the coupled outcomes of pollination and seed dispersal. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 28, 87–95. doi:10.1016/j.ppees.2017.09.003
- Freitas, F. L. M., Englund, O., Sparovek, G., Berndes, G., Guidotti, V., Pinto, L. F. G., & Mörtberg, U. (2018). Who owns the Brazilian carbon? *Global Change Biology*, 24(5), 2129–2142. doi:10.1111/gcb.14011
- Galetti, M., Brocardo, C. R., Begotti, R. A., Hortenci, L., Rocha-Mendes, F., Bernardo, C. S. S., ... Siqueira, T. (2016). Defaunation and biomass collapse of mammals in the largest Atlantic forest remnant. *Animal Conservation*, 20(3), 270–281. doi:10.1111/acv.12311
- Galetti, M., Guevara, R., Cortes, M. C., Fadini, R., Von Matter, S., Leite, A. B., ... Jordano, P. (2013). Functional Extinction of Birds Drives Rapid Evolutionary Changes in Seed Size. *Science*, 340(6136), 1086–1090. doi:10.1126/science.1233774

- Griz, L. M. S., & Machado, I. C. S. (2001). Fruiting phenology and seed dispersal syndromes in caatinga, a tropical dry forest in the northeast of Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 17(02), 303–321. doi:10.1017/s0266467401001201
- Grothendieck, G. (2013). nls2: Non-linear regression with brute force. R package version 0.2. <https://CRAN.R-project.org/package=nls2>
- Harrison, R. D., Tan, S., Plotkin, J. B., Slik, F., Detto, M., Brenes, T., ... Davies, S. J. (2013). Consequences of defaunation for a tropical tree community. *Ecology Letters*, 16(5), 687–694. doi:10.1111/ele.12102
- Hothorn, T., Bretz, F., & Westfall, P. (2008). Simultaneous Inference in General Parametric Models. *Biometrical Journal*, 50(3), 346–363. doi:10.1002/bimj.200810425
- Houghton, R. A. (2008). Biomass. In: S. E. Jørgensen & B. D. Fath (Eds.), *Encyclopedia of Ecology* (pp. 448-453). Amsterdam: Elsevier B.V. ISBN 9780080454054
- Houghton, R. (2012). Carbon emissions and the drivers of deforestation and forest degradation in the tropics. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 4(6), 597–603. doi:10.1016/j.cosust.2012.06.006
- Howe, H. F. (2016). Making dispersal syndromes and networks useful in tropical conservation and restoration. *Global Ecology and Conservation*, 6, 152–178. doi:10.1016/j.gecco.2016.03.002
- Huettmann, F. (2018). Climate Change Effects on Terrestrial Mammals: A Review of Global Impacts of Ecological Niche Decay in Selected Regions of High Mammal Importance. *Encyclopedia of the Anthropocene*, 123–130. doi:10.1016/b978-0-12-809665-9.10297-6
- IBGE (Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). (2018) Território e ambiente. Rio de Janeiro, Volume 4.3.18.2. <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/panorama>
- Jardim, A. V. F., & Batalha, M. A. (2009). Dispersal syndromes related to edge distance in cerrado sensu stricto fragments of central-western Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 52(5), 1167–1177. doi:10.1590/s1516-89132009000500014
- Jorge, M. L. S. P., Galetti, M., Ribeiro, M. C., & Ferraz, K. M. P. M. B. (2013). Mammal defaunation as surrogate of trophic cascades in a biodiversity hotspot. *Biological Conservation*, 163, 49–57. doi:10.1016/j.biocon.2013.04.018
- Keinath, D. A., Doak, D. F., Hodges, K. E., Prugh, L. R., Fagan, W., Sekercioglu, C. H., ... Kauffman, M. (2016). A global analysis of traits predicting species sensitivity to habitat fragmentation. *Global Ecology and Biogeography*, 26(1), 115–127. doi:10.1111/geb.12509
- Kuznetsova, A., Brockhoff, P., B., & Christensen, R., H., B. (2017). “lmerTest Package: Tests in Linear Mixed Effects Models. *Journal of Statistical Softwar*, 82(13), pp. 1-26. doi: 10.18637/jss.v082.i13
- Lang, S., Tiede, D.,(2003): vLATE Extension für ArcGIS - vektorbasiertes Tool zur quantitativen Landschaftsstrukturanalyse, ESRI Anwenderkonferenz Innsbruck.
- Leal, I. R., Lopes, A. V., Machado, I. C., & Tabarelli, M. (2017). Plant–Animal Interactions in the Caatinga: Overview and Perspectives. In: J.M.C. Silva, I.R. Leal, M. Tabarelli (Eds) *Caatinga* (pp. 255–278). Springer, Cham. doi:10.1007/978-3-319-68339-3_9

- Lewis, S. L., Lopez-Gonzalez, G., Sonke, B., Affum-Baffoe, K., Baker, T. R., Ojo, L. O.,... Woll, H. (2009). Increasing carbon storage in intact African tropical forests. *Nature*, 457, 1003–1006. doi:10.1038/nature07771
- Magnago, L. F. S., Magrath, A., Laurance, W. F., Martins, S. V., Meira-Neto, J. A. A., Simonelli, M., & Edwards, D. P. (2015). Would protecting tropical forest fragments provide carbon and biodiversity cobenefits under REDD+? *Global Change Biology*, 21(9), 3455–3468. doi:10.1111/gcb.12937
- Magnago, L. F. S., Rocha, M. F., Meyer, L., Martins, S. V., & Meira-Neto, J. A. A. (2015). Microclimatic conditions at forest edges have significant impacts on vegetation structure in large Atlantic forest fragments. *Biodiversity and Conservation*, 24(9), 2305–2318. doi:10.1007/s10531-015-0961-1
- Magnago, L. F. S., Magrath, A., Barlow, J., Schaefer, C. E. G. R., Laurance, W. F., Martins, S. V., & Edwards, D. P. (2017). Do fragment size and edge effects predict carbon stocks in trees and lianas in tropical forests? *Functional Ecology*, 31(2), 542–552. doi:10.1111/1365-2435.12752
- Mittermeier, R. A., Turner, W. R., Larsen, F. W., Brooks, T. M., & Gascon, C. (2011). Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots. In: F.E. Zachos & J.C. Habel (Eds.), *Biodiversity Hotspots*, 3–22. Springer, Berlin, Heidelberg. doi:10.1007/978-3-642-20992-5_1
- Morellato, L. P. C., Talora, D. C., Takahasi, A., Bencke, C. C., Romera, E. C., & Zipparro, V. B. (2000). Phenology of Atlantic Rain Forest Trees: A Comparative Study1. *Biotropica*, 32(4b), 811–823. doi:10.1111/j.1744-7429.2000.tb00620.x
- Muñoz, M. C., Schaefer, H. M., Böhning-Gaese, K., & Schleuning, M. (2017). Importance of animal and plant traits for fruit removal and seedling recruitment in a tropical forest. *Oikos*, 126(6), 823–832. doi:10.1111/oik.03547
- Nogueira, E. M., Yanai, A. M., Fonseca, F. O. R., & Fearnside, P. M. (2015). Carbon stock loss from deforestation through 2013 in Brazilian Amazonia. *Global Change Biology*, 21(3), 1271–1292. doi:10.1111/gcb.12798
- Noojipady, P., Morton, C. D., Macedo, N. M., Victoria, C. D., Huang, C.,...& Bolfe, L. E. (2017). Forest carbon emissions from cropland expansion in the Brazilian Cerrado biome. *Environmental Research Letters*, 12(2), 025004. doi:10.1088/1748-9326/aa5986
- Oliveira-Filho, A. T., & Fontes, M. A. L. (2000). Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate1. *BIOTROPICA*, 32(4), 793. doi:10.1646/0006-3606(2000)032[0793:pofdaa]2.0.co;2
- Onstein, R. E., Baker, W. J., Couvreur, T. L. P., Faurby, S., Herrera-Alsina, L., Svenning, J.-C., & Kissling, W. D. (2018). To adapt or go extinct? The fate of megafaunal palm fruits under past global change. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285(1880), 20180882. doi:10.1098/rspb.2018.0882
- Osuri, A. M., Ratnam, J., Varma, V., Alvarez-Loayza, P., Hurtado Astaiza, J., Bradford, M., ... Sankaran, M. (2016). Contrasting effects of defaunation on aboveground carbon storage across the global tropics. *Nature Communications*, 7, 11351. doi:10.1038/ncomms11351

- Pan, Y., Birdsey, R. A., Jingyun F., Houghton, R., Kauppi, P. E., Kurz, W. A.,... Hayes, D. (2011). A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. *Science*, 333 (6045), 988-993. doi: 10.1126/science.1201609
- Parker, C., Mitchell, A., Trivedi, M., Mardas, N., Sosis, K. (2009). *The Little REDD+ Book* (3rd ed.). Oxford OX2 8QJ, UK: Global Canopy Programme.
- Paschoal, A. M. O., Massara, R. L., Bailey, L. L., Doherty, P. F., Santos, P. M., Paglia, A. P., ... Chiarello, A. G. (2018). Anthropogenic Disturbances Drive Domestic Dog Use of Atlantic Forest Protected Areas. *Tropical Conservation Science*, 11, 194008291878983. doi:10.1177/1940082918789833
- Peres, C. A., Emilio, T., Schiatti, J., Desmoulière, S. J. M. & Levi, T. (2016). Dispersal limitation induces long-term biomass collapse in overhunted Amazonian forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(4), 892–897. doi:10.1073/pnas.1516525113
- Phillips, O. L. (1997). The changing ecology of tropical forests. *Biodiversity and Conservation*, 6(2), 291–311. doi:10.1023/a:1018352405482
- Projeto MapBiomias – Coleção 3.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil, accessed on October 22, 2018 through the link: http://mapbiomas.org/pages/database/mapbiomas_collection
- R Development Core Team. (2017). *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Razafindratsima, O. H., Gentles, A., Drager, A. P., Razafimahaimodison, J.-C. A., Ralazampirenena, C. J., & Dunham, A. E. (2018). Consequences of Lemur Loss for Above-Ground Carbon Stocks in a Malagasy Rainforest. *International Journal of Primatology*. doi:10.1007/s10764-018-0042-x
- Rempel, R.S., Kaukinen, D., & Carr, A.P. (2012) *Patch Analyst and Patch Grid*. Ontario Ministry of Natural Resources, Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Thunder Bay. <http://www.cnfer.on.ca/SEP/patchanalyst/>
- Ribeiro, J. F., & Walter, B. M. T. (2008). Fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: Sano, S. M, Almeida, S. P, Ribeiro, J. F. *Ecologia e flora* (pp. 152-212). Brasília: Embrapa.
- Ribeiro, M. C., Martensen, A. C., Metzger, J. P., Tabarelli, M., Scarano, F., & Fortin, M.-J. (2011). The Brazilian Atlantic Forest: A Shrinking Biodiversity Hotspot. In: F.E. Zachos & J.C. Habel (Eds.), *Biodiversity Hotspots*, 405–434. Springer, Berlin, Heidelberg. doi:10.1007/978-3-642-20992-5_21
- Rocha, E. C., Brito, D., Silva, P. M. e, Silva, J., Bernardo, P. V. dos S., & Juen, L. (2018). Effects of habitat fragmentation on the persistence of medium and large mammal species in the Brazilian Savanna of Goiás State. *Biota Neotropica*, 18(3). doi:10.1590/1676-0611-bn-2017-0483
- Rocha-Santos, L., Pessoa, M. S., Cassano, C. R., Talora, D. C., Orihuela, R. L. L., Mariano-Neto, E., ... Cazetta, E. (2016). The shrinkage of a forest: Landscape-scale deforestation leading to overall changes in local forest structure. *Biological Conservation*, 196, 1–9. doi:10.1016/j.biocon.2016.01.028

- Rochedo, P. R. R., Soares-Filho, B., Schaeffer, R., Viola, E., Szklo, A., Lucena, A. F. P., ... Rathmann, R. (2018). The threat of political bargaining to climate mitigation in Brazil. *Nature Climate Change*, 8(8), 695–698. doi:10.1038/s41558-018-0213-y
- Rueda, M., Godoy, O., & Hawkins, B. A. (2017). Spatial and evolutionary parallelism between shade and drought tolerance explains the distributions of conifers in the conterminous United States. *Global Ecology and Biogeography*, 26(1), 31–42. doi:10.1111/geb.12511
- Sansevero, J. B. B., Prieto, P. V., de Moraes, L. F. D., & Rodrigues, P. J. P. (2011). Natural Regeneration in Plantations of Native Trees in Lowland Brazilian Atlantic Forest: Community Structure, Diversity, and Dispersal Syndromes. *Restoration Ecology*, 19(3), 379–389. doi:10.1111/j.1526-100x.2009.00556.x
- Scarano, F. R., & Ceotto, P. (2015). Brazilian Atlantic forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. *Biodiversity and Conservation*, 24(9), 2319–2331. doi:10.1007/s10531-015-0972-y
- Scolforo, H. F., Scolforo, J. R. S., Mello, C. R., Mello, J. M., & Ferraz Filho, A. C. (2015). Spatial Distribution of Aboveground Carbon Stock of the Arboreal Vegetation in Brazilian Biomes of Savanna, Atlantic Forest and Semi-Arid Woodland. *PLOS ONE*, 10(6), e0128781. doi:10.1371/journal.pone.0128781
- Seto, K. C., Guneralp, B., & Hutyrá, L. R. (2012). Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(40), 16083–16088. doi:10.1073/pnas.1211658109
- Silva, J. M. C. da, & Barbosa, L. C. F. (2017). Impact of Human Activities on the Caatinga .In: J.M.C. Silva, I.R. Leal, M. Tabarelli (Eds) *Caatinga* (pp. 359–368). Springer, Cham. doi:10.1007/978-3-319-68339-3_13
- Sousa, J. A. C., & Srbek-Araujo, A. C. (2017). Are we headed towards the defaunation of the last large Atlantic Forest remnants? Poaching activities in one of the largest remnants of the Tabuleiro forests in southeastern Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189(3). doi:10.1007/s10661-017-5854-1
- Strassburg, B. B. N., Brooks, T., Feltran-Barbieri, R., Iribarrem, A., Crouzeilles, R., Loyola, R., ... Balmford, A. (2017). Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology & Evolution*, 1(4), 0099. doi:10.1038/s41559-017-0099
- Thornton, D., Branch, L., & Sunquist, M. (2011). Passive sampling effects and landscape location alter associations between species traits and response to fragmentation. *Ecological Applications*, 21(3), 817–829. doi:10.1890/10-0549.1
- Tucker, M. A., Böhning-Gaese, K., Fagan, W. F., Fryxell, J. M., Van Moorter, B., Alberts, S. C., ... Mueller, T. (2018). Moving in the Anthropocene: Global reductions in terrestrial mammalian movements. *Science*, 359(6374), 466–469. doi:10.1126/science.aam9712
- Van der Pijl, L. (1982). *Principles of Dispersal in Higher Plants* (3rd ed.). Springer -Verlag Berlin Heidelberg. doi: 10.1007/978-3-642-87925-8
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis* (2nd ed.). New York: Springer-Verlag. doi 10.1007/978-3-319-24277-4

- Young, H. S., McCauley, D. J., Galetti, M., & Dirzo, R. (2016). Patterns, Causes, and Consequences of Anthropocene Defaunation. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 47(1), 333–358. doi:10.1146/annurev-ecolsys-112414-054142
- Zanne, A.E., Lopez-Gonzalez, G., Coomes, D.A., Ilic, J., Jansen, S., Lewis, S.L., Chave, J. (2009). Global wood density database. Dryad. Identifier: <http://hdl.handle.net/10255/dryad.235>
- Zhao, Y., Cao, H., Xu W., Chen, G., Lian, J., Du, Y., & Ma, K. (2018). Contributions of precipitation and temperature to the large scale geographic distribution of fleshy- fruited plant species: Growth form matters. *Scientific Reports*, 8(17017). doi:10.1038/s41598-018-35436-x

MATERIAL SUPLEMENTAR

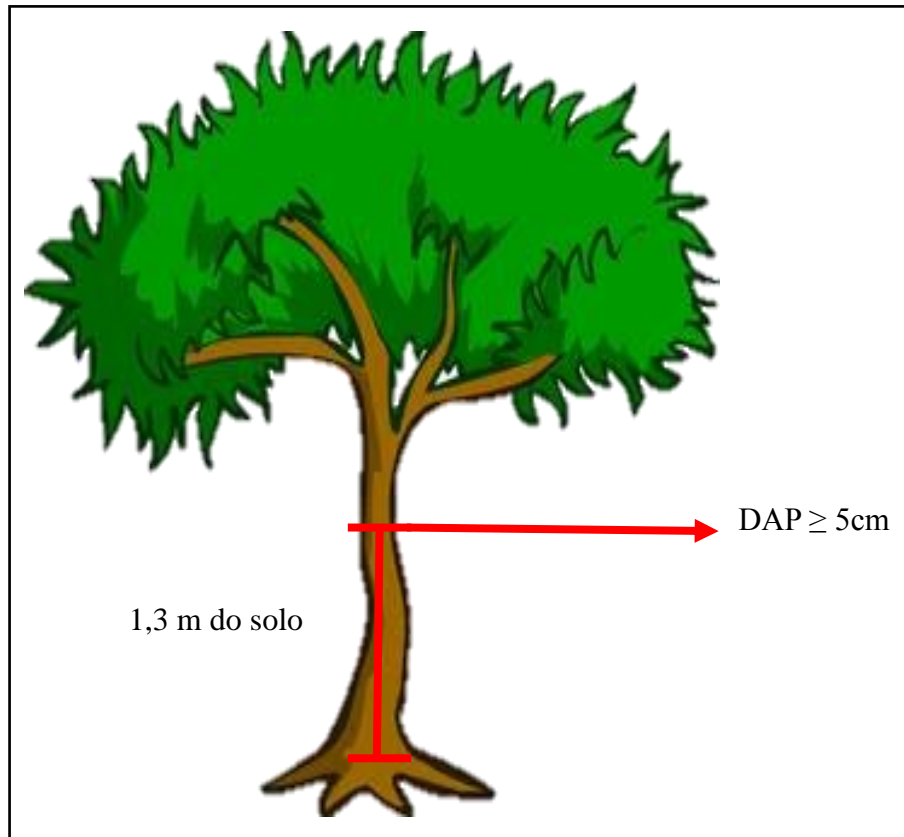


Figura S1. Metodologia de amostragem do diâmetro das espécies arbóreas. Foram amostradas todas as espécies arbóreas que a 1,30 m do solo possuíam mais de 5 cm de diâmetro.

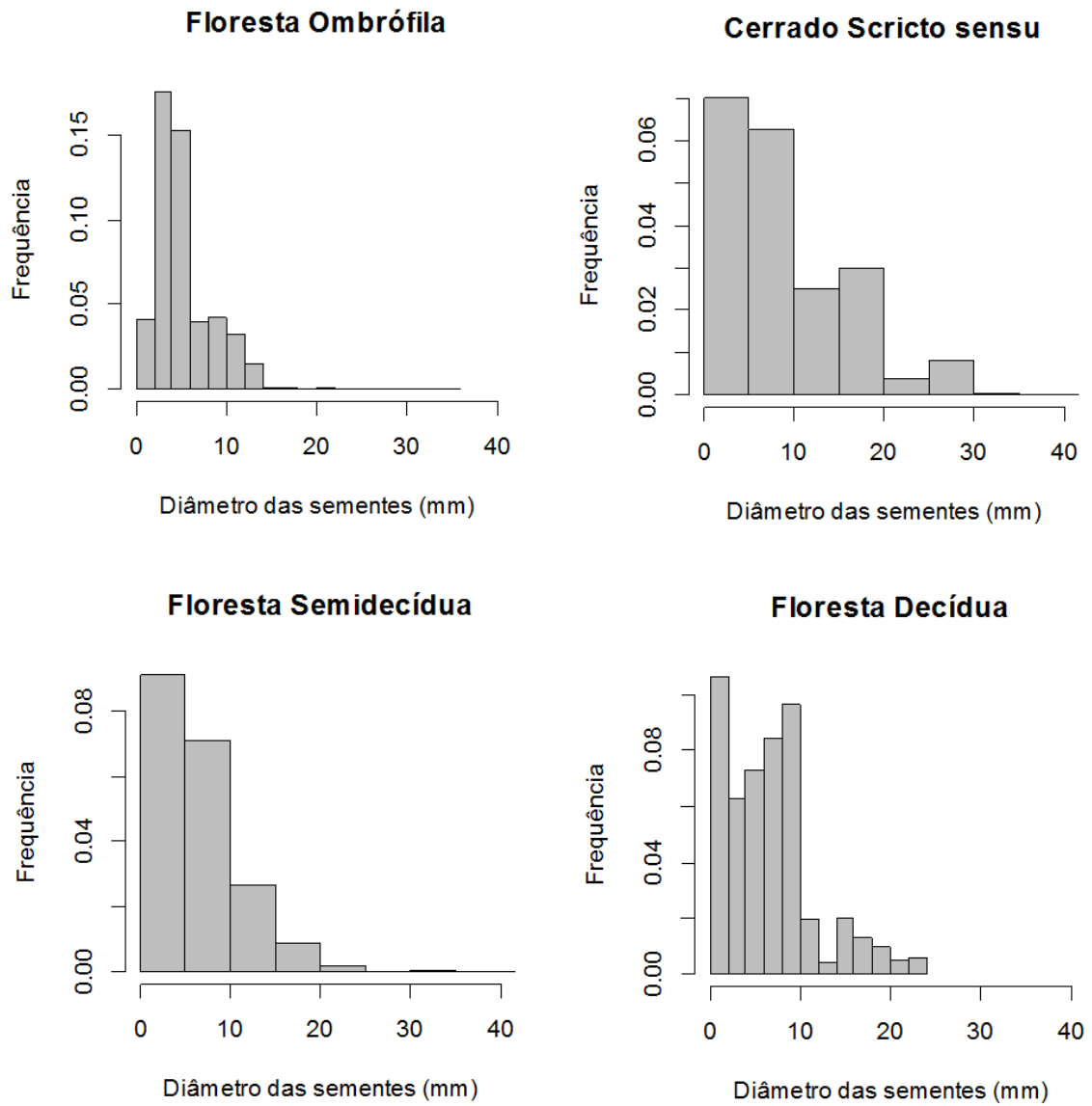


Figura S2. Histograma de frequência com a distribuição dos diâmetros das sementes dispersas por animais para cada uma das fitofisionomias em estudo. Floresta Ombrófila ($5,39 \pm 3,26$ mm), Cerrado Sensu Stricto ($9,93 \pm 6,70$ mm), Floresta Estacional Semidecídua ($6,86 \pm 4,48$ mm) e Floresta Estacional Decídua ($6,94 \pm 5,03$ mm).

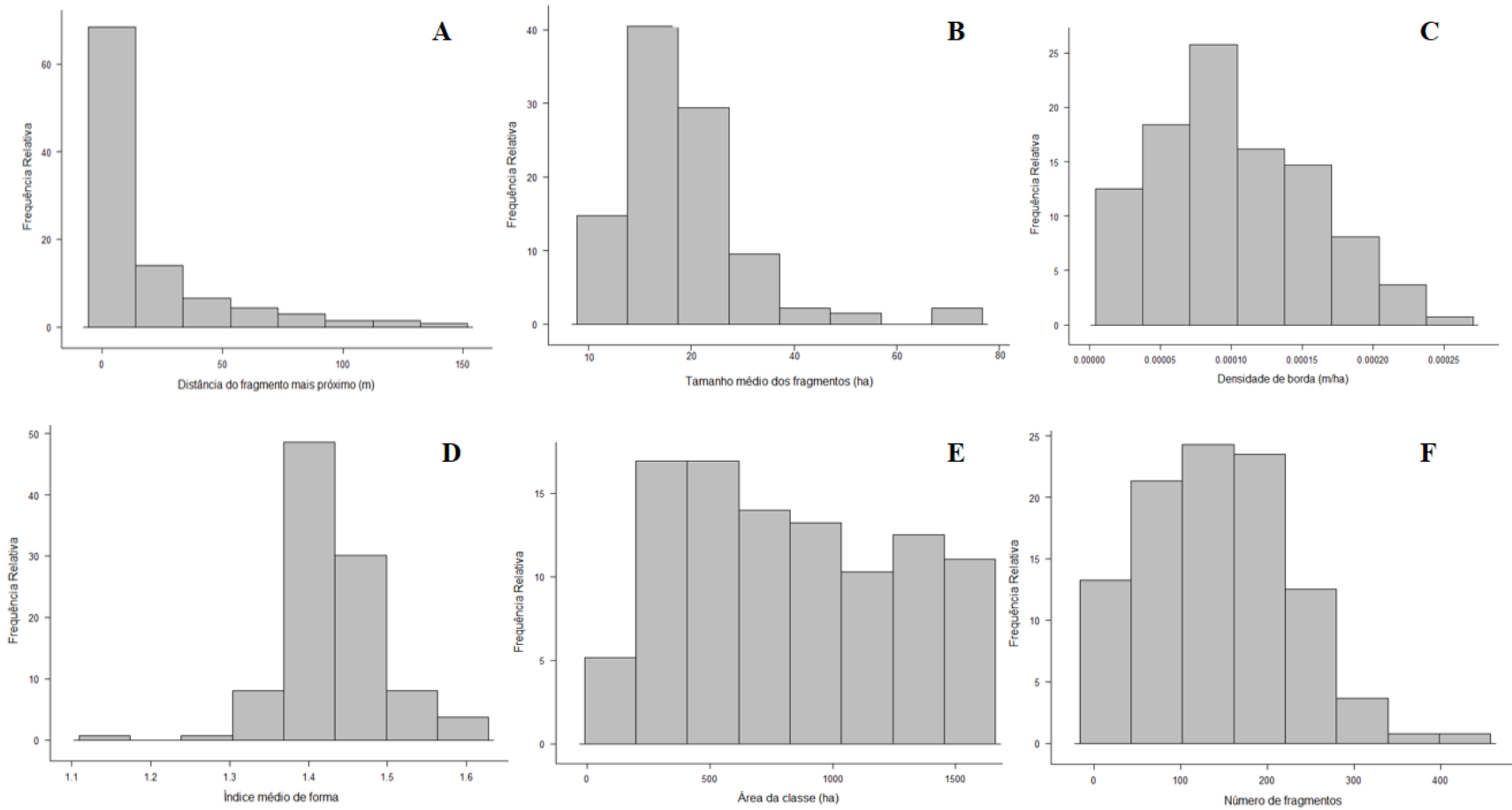


Figura S3. Histograma de frequência com a distribuição da variáveis relacionadas à configuração da paisagem e a composição da paisagem.

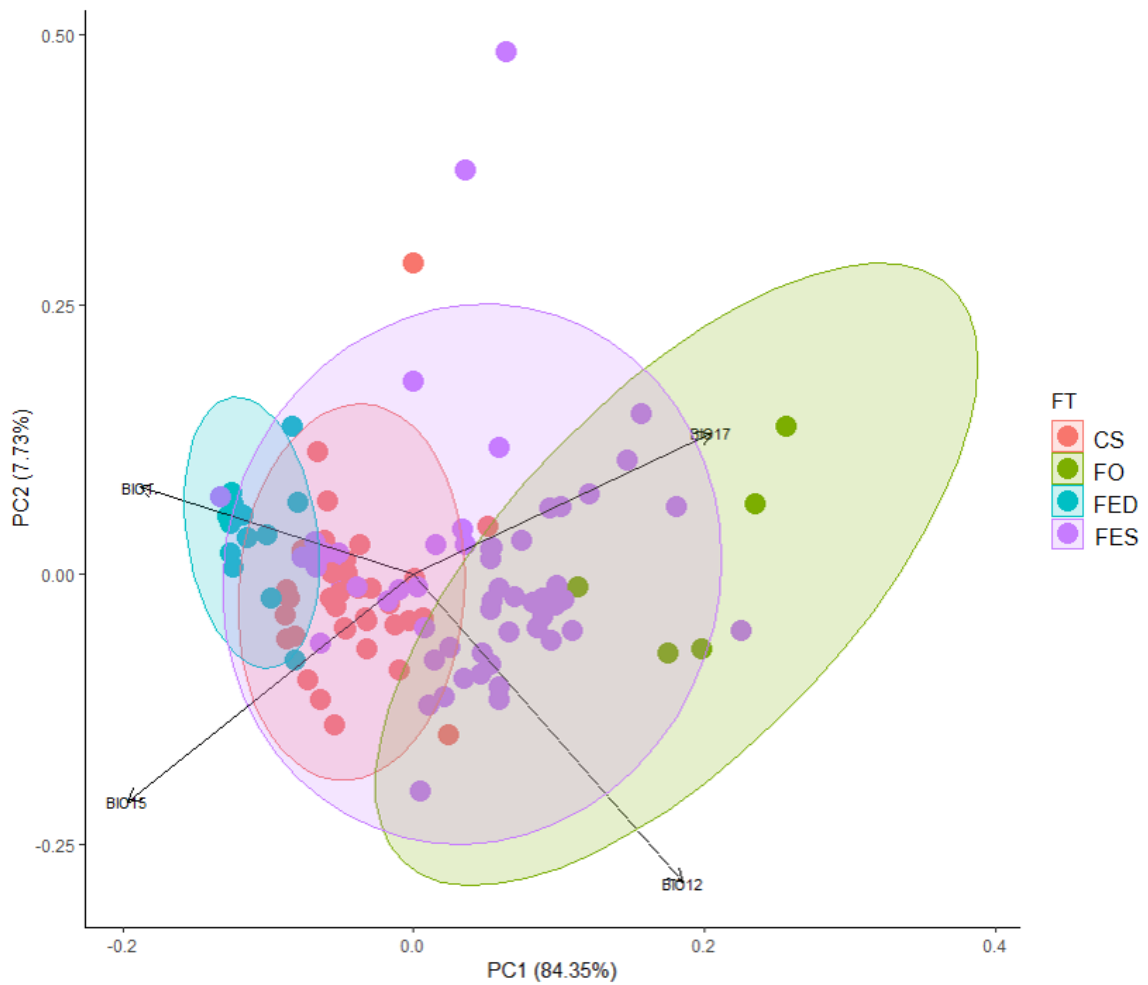


Figura S4. Análise de componentes principais (PCA) para as variáveis climáticas: temperatura média anual (BIO1), precipitação anual (BIO12), sazonalidade de precipitação (BIO15) precipitação do trimestre mais seco (BIO17). Cada uma das cores representa uma fitofisionomia (FT), demonstrando que as variações climáticas são diferentes entre cada uma delas. CS = Cerrado Sensu Stricto, FO = Floresta Ombrófila, FED = Floresta Estacional Decidual e FES = Floresta Estacional Semidecidual.

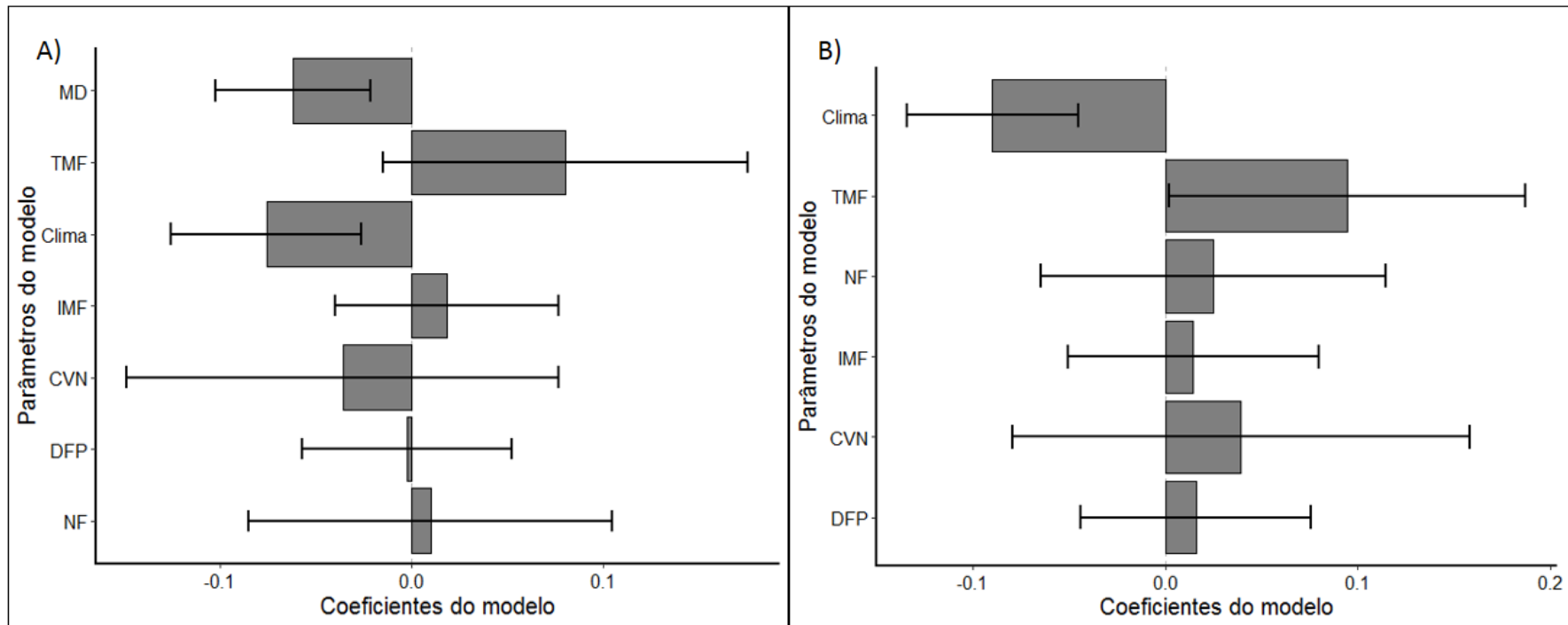


Figura S5. A) Efeito das variáveis ambientais, do clima e da distância sobre a quantidade absoluta de carbono total independente da sobreposição de áreas. Clima = temperatura média anual + precipitação anual + sazonalidade de precipitação + precipitação do trimestre mais seco, TMF = tamanho médio dos fragmentos, NF = número de fragmentos, IMF = índice médio de forma, CVN= cobertura de vegetação nativa, e DFP = Distância do fragmento mais próximo. **B)** Efeito das variáveis ambientais, do clima e da distância sobre a quantidade absoluta de carbono total considerando a sobreposição de áreas. MD = matriz de distância, TMF = tamanho médio dos fragmentos, Clima = temperatura média anual + precipitação anual + sazonalidade de precipitação + precipitação do trimestre mais seco, IMF = índice médio de forma, CVN= cobertura de vegetação nativa, DFP = Distância do fragmento mais próximo e NF = número de fragmentos.

Tabela S1. Identificação, fitofisionomias e coordenadas dos fragmentos estudados. Identificação = código atribuído a cada fragmento amostrado. Floresta Estacional Decidual (FED), Floresta Estacional Semidecidual (FES), Cerrado Sensu Stricto (CS) e Floresta Ombrófila (FO). (Continua)

Identificação	Fitofisionomia	Latitude	Longitude
AGU	FES	18° 29' 52.908" S	48° 23' 7.188" W
BM	FED	15° 33' 0.720" S	44° 42' 3.600" W
BO2	FO	22° 13' 3.000" S	44° 32' 20.040" W
BURIT	FES	17° 20' 1.000" S	45° 10' 53.040" W
CARI	FES	14° 19' 8.000" S	43° 49' 32.880" W
CAS	FES	18° 53' 26.916" S	48° 12' 0.396" W
CM	FES	21° 21' 5.040" S	44° 36' 29.160" W
COF	FES	21° 7' 27.930" S	45° 20' 21.280" W
COI	FES	21° 6' 39.600" S	45° 27' 54.000" W
COP	FED	16° 45' 38.880" S	43° 40' 17.040" W
CQ	FES	21° 9' 19.080" S	45° 28' 17.040" W
CR	FO	21° 36' 43.560" S	44° 36' 43.200" W
CRU	FES	18° 40' 26.004" S	48° 24' 32.004" W
ECM	FED	14° 15' 58.680" S	44° 6' 24.480" W
GLO	FES	18° 57' 5.796" S	48° 12' 17.280" W
IMC	FES	20° 25' 7.874" S	44° 37' 45.271" W
ING	FES	21° 24' 35.280" S	44° 53' 34.440" W
IRA	FES	19° 8' 44.988" S	48° 8' 45.780" W
IT	FES	21° 21' 9.000" S	44° 36' 33.840" W
ITA	FES	22° 21' 55.000" S	44° 48' 32.000" W
LA	FED	14° 29' 30.840" S	44° 11' 2.760" W
LAG	FES	21° 13' 10.200" S	44° 58' 48.720" W
LUM	FES	21° 29' 51.720" S	44° 54' 48.240" W
MD	FES	21° 29' 3.120" S	44° 22' 32.160" W
MIN	FES	21° 36' 25.000" S	44° 33' 25.000" W
MON	FES	18° 44' 54.312" S	47° 30' 46.476" W
MS	FED	14° 28' 22.080" S	44° 11' 30.120" W
PAN	FES	19° 10' 8.580" S	48° 23' 37.716" W
PAR	FES	16° 34' 57.000" S	45° 7' 9.840" W
PB	FES	21° 19' 45.120" S	44° 58' 18.120" W
PER	FES	18° 55' 46.488" S	48° 3' 52.884" W
PERRAVI	FED	15° 7' 35.000" S	44° 8' 47.000" W
PI	FES	21° 29' 18.240" S	44° 6' 2.160" W
S01	FES	20° 26' 51.374" S	43° 11' 3.245" W
S010	FES	17° 8' 56.584" S	42° 45' 53.090" W
S0104	CS	19° 12' 54.238" S	49° 8' 36.340" W
S0108	FES	16° 7' 40.894" S	41° 3' 53.056" W
S0109	CS	16° 38' 22.476" S	41° 13' 29.235" W
S011	CS	17° 20' 49.123" S	43° 47' 46.272" W

Identificação	Fitofisionomia	Latitude	Longitude
S0110	FED	16° 54' 38.875" S	42° 6' 36.188" W
S0113	FES	22° 13' 22.452" S	45° 58' 4.883" W
S0114	FES	17° 52' 39.451" S	42° 31' 41.586" W
S0117	FES	16° 36' 18.440" S	43° 59' 46.827" W
S0118	CS	16° 36' 14.628" S	44° 0' 4.087" W
S0119	CS	15° 28' 47.471" S	42° 9' 51.971" W
S012	CS	17° 17' 55.274" S	43° 46' 26.439" W
S0121	CS	17° 24' 10.372" S	43° 53' 4.896" W
S0122	CS	17° 23' 36.543" S	43° 53' 23.510" W
S0123	FES	19° 53' 13.287" S	47° 25' 32.250" W
S0124	FES	22° 0' 29.123" S	46° 15' 6.738" W
S0125	FO	22° 32' 51.649" S	45° 21' 26.248" W
S0127	FO	22° 8' 52.030" S	44° 43' 43.262" W
S013	CS	17° 44' 16.346" S	42° 46' 4.264" W
S0130	FES	18° 32' 45.126" S	42° 45' 14.208" W
S0131	FES	18° 29' 36.230" S	42° 4' 12.197" W
S0132	FES	19° 9' 58.946" S	43° 25' 30.216" W
S0133	FES	19° 50' 50.703" S	43° 7' 1.141" W
S0137	FES	19° 29' 16.583" S	46° 41' 16.500" W
S0138	FES	20° 58' 44.241" S	43° 54' 11.253" W
S0139	FES	17° 59' 34.775" S	43° 23' 49.637" W
S0140	FES	17° 1' 16.068" S	40° 50' 6.236" W
S0141	FES	21° 15' 21.334" S	43° 6' 24.358" W
S0142	FES	18° 57' 29.640" S	49° 25' 41.429" W
S0143	CS	16° 19' 39.501" S	45° 34' 44.989" W
S0144	FED	15° 26' 24.106" S	42° 59' 5.661" W
S0145	FES	21° 5' 1.584" S	42° 25' 46.725" W
S0146	FES	19° 10' 20.427" S	47° 47' 13.640" W
S0147	CS	15° 50' 19.781" S	46° 10' 1.427" W
S0148	FED	15° 17' 36.800" S	43° 54' 45.527" W
S0150	FED	14° 51' 16.380" S	43° 49' 8.400" W
S016	FED	16° 14' 11.423" S	42° 15' 50.828" W
S0172	FED	14° 58' 36.984" S	43° 54' 16.488" W
S018	FO	21° 42' 34.793" S	43° 53' 5.676" W
S02	FES	20° 42' 6.654" S	43° 20' 10.333" W
S021	CS	16° 8' 32.108" S	42° 7' 4.323" W
S022	CS	17° 24' 8.369" S	47° 16' 18.615" W
S023	FES	16° 42' 31.929" S	47° 10' 44.797" W
S029	FES	20° 9' 7.828" S	45° 46' 23.607" W
S030	FES	20° 0' 11.385" S	45° 37' 24.407" W
S031	FES	20° 21' 0.318" S	46° 17' 28.658" W
S032	FES	19° 17' 13.974" S	45° 8' 14.618" W
S034	CS	19° 24' 18.370" S	44° 37' 59.587" W

Identificação	Fitofisionomia	Latitude	Longitude
S035	CS	19° 23' 25.032" S	44° 29' 50.235" W
S037	CS	19° 14' 10.451" S	44° 33' 1.011" W
S038	CS	18° 58' 20.632" S	45° 21' 46.494" W
S039	CS	18° 57' 52.077" S	44° 59' 4.051" W
S040	FES	18° 23' 52.653" S	46° 1' 42.637" W
S041	FES	18° 27' 59.162" S	44° 21' 15.122" W
S042	CS	18° 26' 17.195" S	44° 22' 4.433" W
S043	CS	18° 25' 14.875" S	44° 22' 0.907" W
S044	FES	17° 53' 3.655" S	44° 31' 36.143" W
S045	FES	17° 57' 3.667" S	44° 33' 11.008" W
S046	CS	17° 32' 15.285" S	44° 40' 38.215" W
S048	CS	16° 32' 6.075" S	44° 48' 46.914" W
S050	FES	17° 3' 14.558" S	44° 47' 55.053" W
S051	FES	16° 46' 55.341" S	44° 58' 28.617" W
S052	FES	16° 47' 25.778" S	44° 57' 29.839" W
S054	FES	17° 9' 40.492" S	44° 37' 37.021" W
S056	CS	16° 56' 34.509" S	45° 51' 38.188" W
S057	CS	16° 56' 44.889" S	45° 50' 1.140" W
S058	CS	16° 56' 28.892" S	45° 49' 8.916" W
S063	CS	17° 56' 38.766" S	46° 4' 51.739" W
S065	CS	17° 44' 55.004" S	46° 32' 35.385" W
S066	FES	16° 12' 3.143" S	45° 10' 23.726" W
S067	CS	16° 23' 57.019" S	45° 41' 22.241" W
S069	FES	16° 13' 38.610" S	45° 32' 18.145" W
S070	CS	15° 20' 17.939" S	44° 58' 4.713" W
S071	CS	15° 36' 33.861" S	45° 24' 59.808" W
S072	CS	14° 55' 38.781" S	44° 36' 51.071" W
S073	CS	15° 36' 30.911" S	44° 50' 55.282" W
S075	CS	15° 20' 7.259" S	45° 14' 13.097" W
S076	FED	15° 35' 52.381" S	44° 42' 35.118" W
S077	FED	14° 49' 23.241" S	43° 55' 55.711" W
S078	FED	14° 48' 47.077" S	43° 55' 54.942" W
S08	FES	21° 22' 9.770" S	46° 16' 49.622" W
S080	CS	14° 36' 39.284" S	44° 33' 9.741" W
S081	FED	14° 59' 8.897" S	43° 31' 15.172" W
S082	FED	14° 44' 47.822" S	43° 49' 6.454" W
S083	FED	15° 4' 3.036" S	43° 45' 38.084" W
S084	CS	15° 42' 55.376" S	44° 4' 12.441" W
S085	FES	21° 56' 9.583" S	45° 19' 19.807" W
S086	CS	15° 59' 19.558" S	42° 37' 50.704" W
S087	FES	20° 37' 10.658" S	42° 24' 43.204" W
S089	CS	14° 59' 46.633" S	45° 24' 54.531" W
S09	FES	20° 31' 5.659" S	46° 34' 5.543" W

Tabela S1. Identificação, fitofisionomias e coordenadas dos fragmentos estudados. Identificação = código atribuído a cada fragmento amostrado. Floresta Estacional Decidual (FED), Floresta Estacional Semidecidual (FES), Cerrado Sensu Stricto (CS) e Floresta Ombrófila (FO). (Conclusão).

Identificação	Fitofisionomia	Latitude	Longitude
S090	CS	17° 1' 49.322" S	45° 50' 46.491" W
S091	CS	17° 38' 23.078" S	46° 34' 51.396" W
S092	CS	16° 20' 18.451" S	44° 42' 20.671" W
S093	FES	19° 16' 4.935" S	45° 15' 47.091" W
S094	CS	15° 6' 10.526" S	42° 21' 4.191" W
S096	CS	16° 54' 59.349" S	43° 15' 55.004" W
S097	FO	22° 53' 13.440" S	46° 3' 29.967" W
S098	CS	18° 52' 45.328" S	45° 26' 38.455" W
SAO	FES	18° 51' 37.584" S	48° 13' 49.224" W
SE	FES	21° 13' 20.280" S	44° 57' 45.720" W
UBE	FES	19° 40' 32.808" S	48° 2' 2.040" W

Tabela S2. Modelos hipsométricos construídos a partir das alturas amostradas em campo para estimar a altura dos demais indivíduos para cada uma das fitofisionomias. Floresta Estacional Decidual (FED), Floresta Estacional Semidecidual (FES), Cerrado Sensu Stricto (CS) e Floresta Ombrófila (FO).

Modelos Utilizados	FED	FES	CS	FO
$H = A * (DAP^k)$	X	X	X	
$H = A * (1 - c * \exp(-k * DAP))$	X	X	X	X
$H = A * (1 - \exp(-k * DAP))$	X	X	X	X
$H = A / (1 + c * \exp(-k * DAP))$	X	X	X	X
$H = A * \exp(-c * \exp(-k * DAP))$	X	X	X	X
$H = A * \exp(-k / (DAP))$	X	X	X	X
$H = A * (DAP / (1 + DAP))^k$	X	X	X	X
$H = A * (1 - \exp(-k * (DAP^c)))$		X		X
$H = A * (DAP / (1 + DAP))^2$				X
Modelos selecionados				
$H = 2,552633 * (DAP^{0,423720}) + 1,977$	X			
$H = 22,18 * (1 - (0,8240 * \exp(-0,02997 * DAP))) + 2,658$		X		
$H = 1,849847 * (DAP^{0,436775}) + 1,587$			X	
$H = 21,665119 * (1 - 0,872554 * \exp(-0,031226 * DAP)) + 2,816$				X

Tabela S3. Valores mínimo, máximo, média e desvio padrão das variáveis de configuração e composição da paisagem, amostradas em buffers de 4x4 km nas 136 áreas de Mata Atlântica brasileira, Cerrado e Caatinga.

Métricas da paisagem	Mín	Máx	Média	SD
Configuração				
Distância do fragmento mais próximo (m)	0	146.114	18.58	27.87
Tamanho médio dos fragmentos(ha)	1.06	160	45.65	235.14
Densidade de borda (m/ha)	0.000014	0.000261	0.000102	5.43291e ⁻⁰⁵
Índice médio de forma	1.13	1.61	1.43	0.065
Composição				
Cobertura vegetal nativa (ha)	51.40	1600	822.65	443.29
Número de fragmentos	1	440	144.04	86.15

Tabela S4. Coeficiente de correlação de Spearman para cada uma das variáveis da paisagem utilizadas neste estudo, Consideramos como altamente correlacionadas aquelas com coeficiente $\geq 0,7$. DFP = Distância média do fragmento mais próximo (m); IMF = índice médio de forma; DB = densidade de borda (m/ha); TMF = tamanho médio dos fragmentos (m²); NF = número de fragmentos; CVN = Área da classe vegetação nativa (m²).

	DFP	IMF	DB	TMF	NF	CVN	Clima
DFP	1						
IMF	-0,09	1					
DB	-0,61	0,18	1				
TMF	0,21	-0,43	-0,26	1			
NF	-0,54	-0,12	0,84	-0,29	1		
CVN	-0,44	0,05	0,48	0,29	0,11	1	
Clima	0,34	0,14	-0,35	-0,21	-0,29	-0,41	1

Tabela S5. Importância de cada um dos eixos da análise de componentes principais para as variáveis climáticas: temperatura média anual, precipitação anual, sazonalidade de precipitação e precipitação do trimestre mais seco.

	PC1	PC2	PC3	PC4
Standard deviation	1,8368	0,55597	0,52589	0,20108
Proportion of Variance	0,8435	0,07728	0,06914	0,01011
Cumulative Proportion	0,8435	0,92075	0,98989	1

Tabela S6. Comparação da quantidade absoluta de carbono entre as fitofisionomias. Consideramos como diferença significativa $p < 0,05$. Cerrado Sensu Stricto (CS), Floresta Ombrófila (FO), Floresta Estacional Decidual (FED) e Floresta Estacional Semidecidual (FES).

Carbono Total			
Fitofisionomia	Estimativa	SE	p
CS - FO	10,799	0,3057	0,00203
CS - FED	10,778	0,1756	<.0001
CS - FES	11,193	0,1432	<.0001
FO - FED	-0,0021	0,3168	1,0
FO - FES	0,0394	0,2722	0,99882
FED - FES	0,0415	0,1736	0,99475
Carbono armazenado nas espécies dispersas por animais			
Fitofisionomia	Estimativa	SE	p
CS - FO	132,711	0,35936	0,00127
CS - FED	0,02770	0,20155	0,99897
CS - FES	127,617	0,16911	<0,001
FO - FED	-129,941	0,38566	0,00380
FO - FES	-0,05094	0,31600	0,99835
FED - FES	124,847	0,21646	<0,001
Carbono armazenado nas espécies vulneráveis			
Fitofisionomia	Estimativa	SE	p
CS - FO	-0,71463	0,14946	<0,001
CS - FED	0,04532	0,27081	0,99803
CS - FES	-0,68359	0,14404	<0,001
FO - FED	0,75995	0,23605	0,00489
FO - FES	0,03104	0,04892	0,90843
FED - FES	-0,72890	0,23269	0,00710

Tabela S7. Comparação da proporção de carbono entre as fitofisionomias. Consideramos como diferença significativa $p < 0,05$. Cerrado Sensu Stricto (CS), Floresta Ombrófila (FO), Floresta Estacional Decidual (FED) e Floresta Estacional Semidecidual (FES).

Carbono armazenado nas espécies dispersas por animais			
Fitofisionomia	Estimativa	SE	p
CS - FO	-0,2468	0,01070	<.0001
CS - FED	0,2102	0,00779	<.0001
CS - FES	-0,1971	0,00761	<.0001
FO - FED	0,4570	0,00985	<.0001
FO - FES	0,0496	0,00795	<.0001
FED - FES	-0,4074	0,00617	<.0001
Carbono armazenado nas espécies vulneráveis			
Fitofisionomias	Estimativa	SE	p
CS - FO	-0,0151	0,01209	0,5946
CS - FED	0,1112	0,01205	<.0001
CS - FES	0,0058	0,00943	0,9272
FO - FED	0,1263	0,01135	<.0001
FO - FES	0,0209	0,00826	0,0550
FED - FES	-0,1054	0,00853	<.0001

Tabela S8. Resultados da seleção de modelos baseados em teorias da informação para os impactos das variáveis de configuração e composição da paisagem e do clima no carbono. Apresentamos todos os modelos selecionados. Carbono_Zoo = Carbono armazenado nas espécies dispersas por animais, Carbono_Vul = Carbono armazenado nas espécies vulneráveis, Carbono_Tot = carbono total, CVN = Cobertura vegetal nativa, DFP = Distância do fragmento mais próximo, TMF = Tamanho médio dos fragmentos, IMF = Índice médio de forma, NF = Número de fragmentos, Clima = temperatura média anual + precipitação anual + sazonalidade de precipitação + precipitação do trimestre mais seco e MD = Matriz de distância. AICc = Critério de informação de Akaike para amostras pequenas; Δ AICc = Diferença entre o AICc de um dado modelo e aquele do melhor modelo; e Peso AICc = pesos de Akaike (com base no AIC corrigido para tamanhos de amostra pequenos). (Continua)

Modelo Global: Carbono_Zoo ~ CVN + DFP + TMF + IMF + NF + Clima + MD										
Intercepto	CVN	Cilma	TMF	IMF	DFP	NF	MD	AICc	Δ AICc	Peso AICc
-0.2307		0.402				0.2637	0.1969	-116	0	0.173
-0.2301		0.416			-0.0742	0.2279	0.2013	-114.9	1.1	0.1
-0.2302		0.409		-0.0389		0.2593	0.1937	-114.2	1.78	0.071
-0.2304	0.02283	0.404				0.2623	0.2068	-113.9	2.07	0.061
-0.2305		0.403	0.01262			0.271	0.2015	-113.9	2.17	0.058
-0.2236		0.561				0.2865		-113.8	2.23	0.057
-0.229		0.428		-0.0556	-0.0884	0.2145	0.1972	-113.5	2.53	0.049
-0.2302	-0.007835	0.416			-0.0778	0.2267	0.1981	-112.7	3.31	0.033
-0.2302		0.416	-0.0067		-0.0754	0.2235	0.1989	-112.7	3.32	0.033
-0.2226		0.578			-0.0689	0.2535		-112.5	3.49	0.03
-0.2299	0.03034	0.413		-0.0432		0.2571	0.2066	-112.2	3.8	0.026
-0.2235		0.567		-0.0462		0.2814		-112.2	3.81	0.026
-0.2301		0.41	0.0109	-0.0386		0.2658	0.1978	-112	3.99	0.024
Modelo Global = Carbono_Vul ~ CVN + DFP + TMF + IMF + NF + Clima +MD										
Intercepto	CVN	Clima	TMF	IMF	DFP	NF	MD	AICc	Δ AICc	Peso AICc
-2.269	0.3413	0.292	-0.3754					-381.2	0	0.178
-2.268	0.3548	0.291	-0.3719	-0.0839				-380.6	0.58	0.133
-2.271	0.405	0.289	-0.4232		0.07541			-379.6	1.62	0.079

Modelo Global = Carbono_Vul ~ CVN + DFP + TMF + IMF + NF + Clima +MD										
Intercepto	CVN	Clima	TMF	IMF	DFP	NF	MD	AICc	ΔAICc	Peso AICc
-2.269	0.3206	0.279	-0.3502				0.0557	-379.5	1.7	0.076
-2.269	0.3344	0.293	-0.3639			0.01		-379	2.18	0.06
-2.27	0.4071	0.289	-0.4117	-0.0797	0.063			-378.8	2.42	0.053
-2.267	0.3391	0.282	-0.3546	-0.0782			0.0386	-378.6	2.58	0.049
-2.268	0.3879	0.285	-0.4238	-0.0923		-0.047		-378.5	2.68	0.047
-2.271	0.3811	0.277	-0.3966		0.06975		0.0511	-377.8	3.44	0.032
-2.271	0.3866	0.293	-0.3879		0.082	0.0345		-377.4	3.77	0.027
-2.269	0.317	0.279	-0.3442			0.0053	0.0555	-377.3	3.92	0.025

Modelo Global: Carbono_Tot ~ CVN + DFP + TMF + IMF + NF + Clima + MD										
Intercepto	CVN	Clima	TMF	IMF	DFP	NF	MD	AICc	ΔAICc	Peso AICc
3.639			-0.128			-0.2273	0.4239	1242.4	0	0.088
3.643						-0.1438	0.469	1242.4	0	0.088
3.64	-0.09377					-0.1449	0.4262	1242.9	0.5	0.069
3.642		0.073				-0.137	0.4239	1243.7	1.31	0.046
3.638		0.058	-0.1186			-0.2162	0.3903	1244	1.64	0.039
3.639	-0.08998	0.065				-0.139	0.3863	1244.3	1.99	0.033
3.639			-0.1321	-0.0262		-0.2352	0.4199	1244.4	2.02	0.032
3.643				-0.0218		-0.149	0.4662	1244.4	2.05	0.032
3.651							0.5281	1244.5	2.11	0.031
3.639			-0.1321		-0.0178	-0.2382	0.4255	1244.5	2.13	0.03
3.643					0.00716	-0.1404	0.4677	1244.5	2.15	0.03
3.639	-0.01992		-0.1089			-0.215	0.4216	1244.5	2.16	0.03
3.64	-0.1104				-0.0395	-0.1633	0.4256	1244.8	2.45	0.026
3.64	-0.09257			-0.0143		-0.148	0.4251	1245	2.64	0.024
3.648	-0.08762						0.4888	1245.1	2.78	0.022

Tabela S8. Resultados da seleção de modelos baseados em teorias da informação para os impactos das variáveis de configuração e composição da paisagem e do clima no carbono. Apresentamos todos os modelos selecionados. Carbono_Zoo = Carbono armazenado nas espécies dispersas por animais, Carbono_Vul = Carbono armazenado nas espécies vulneráveis, Carbono_Tot = carbono total, CVN = Cobertura vegetal nativa, DFP = Distância do fragmento mais próximo, TMF = Tamanho médio dos fragmentos, IMF = Índice médio de forma, NF = Número de fragmentos, Clima = temperatura média anual + precipitação anual + sazonalidade de precipitação + precipitação do trimestre mais seco e MD = Matriz de distância. AICc = Critério de informação de Akaike para amostras pequenas; $\Delta AICc$ = Diferença entre o AICc de um dado modelo e aquele do melhor modelo; e Peso AICc = pesos de Akaike (com base no AIC corrigido para tamanhos de amostra pequenos). (Conclusão)

Modelo Global: Carbono_Tot ~ CVN + DFP + TMF + IMF + NF + Clima + MD										
Intercepto	CVN	Clima	TMF	IMF	DFP	NF	MD	AICc	$\Delta AICc$	Peso AICc
3.649		0.086					0.4699	1245.4	3.02	0.02
3.645	-0.1699		0.118				0.461	1245.6	3.2	0.018
3.649					0.06547		0.5027	1245.6	3.24	0.017
3.641		0.077		-0.0297		-0.1433	0.4173	1245.6	3.29	0.017
3.642		0.073			0.00051	-0.1367	0.4239	1245.8	3.5	0.015
3.638		0.064	-0.1236	-0.034		-0.2256	0.3809	1245.9	3.57	0.015
3.638		0.059	-0.1228		-0.0203	-0.2284	0.3915	1246.1	3.79	0.013
3.638	-0.02631	0.059	-0.0936			-0.2001	0.3864	1246.2	3.82	0.013
3.646	-0.0825	0.078					0.4367	1246.3	3.91	0.013
3.638	-0.1079	0.068			-0.0436	-0.1594	0.3837	1246.3	3.92	0.012

Tabela S9. Efeito das variáveis de configuração e composição da paisagem, do clima e da matriz de distância no carbono. Carbono_Zoo = Carbono armazenado nas espécies dispersas por animais, Carbono_Vul = Carbono armazenado nas espécies vulneráveis, Carbono_Tot = carbono total, CVN = Cobertura vegetal nativa, DFP = Distância do fragmento mais próximo, TMF = Tamanho médio dos fragmentos, IMF = Índice médio de forma, NF = Número de fragmentos, Clima = temperatura média anual + precipitação anual + sazonalidade de precipitação + precipitação do trimestre mais seco e MD = Matriz de distância. (Continua).

Modelo Global: Carbono_Zoo ~ CVN + DFP + TMF + IMF + NF + Clima + MD				
Variáveis	Estimativa	Erro Padrão	Z	Pr(> z)
Intercepto	-0,22922	0,057968	3,954	7,68E-05
Clima	0,433517	0,108558	3,993	6,51E-05
NF	0,254007	0,071869	3,534	0,000409
MD	0,199259	0,093555	2,13	0,033183
DFP	-0,07703	0,072482	1,063	0,28788
IMF	-0,04457	0,06189	0,72	0,471481
CVN	0,01602	0,070072	0,229	0,819165
TMF	0,006722	0,085325	0,079	0,93721
Modelo Global = Carbon_Vul ~ CVN + DFP + TMF + IMF + NF + Clima + MD				
Variáveis	Estimativa	Erro Padrão	Z	Pr(> z)
Intercepto	-226,917	0,081368	27,888	< 2e-16
CVN	0,357507	0,113277	3,156	0,001599
Clima	0,287793	0,0754	3,817	0,000135
TMF	-0,38083	0,122227	3,116	0,001835
IMF	-0,08353	0,074656	1,119	0,263212
DFP	0,071948	0,093606	0,769	0,442117
MD	0,050283	0,07472	0,673	0,500979
NF	-0,00333	0,131142	0,025	0,979727
Modelo Global: Carbon_tot ~ CVN + DFP + TMF + IMF + NF + Clima + MD				
Variáveis	Estimativa	Erro Padrão	Z	Pr(> z)
Intercepto	3,641,537	0,076256	47,317	< 2e-16
TMF	-0,10771	0,130789	0,818	0,414
NF	-0,17684	0,108555	1,616	0,106
MD	0,43651	0,101224	4,277	1,89E-05
CVN	-0,08776	0,107118	0,813	0,416
Clima	0,068587	0,106063	0,641	0,522
IMF	-0,02415	0,078344	0,305	0,76
DFP	-0,00697	0,100852	0,069	0,945
Modelo Global = Carbon_tot ~ CVN + DFP + TMF + IMF + NF + Clima				
Variáveis	Estimativa	Erro Padrão	Z	Pr(> z)
Intercepto	367,368	0,07772	46,83	< 2e-16
CVN	-0,21048	0,11219	1,86	0,06287
Clima	0,254	0,08958	2,809	0,00496
NF	-0,27837	0,1272	2,174	0,02968

Tabela S9. Efeito das variáveis de configuração e composição da paisagem, do clima e da matriz de distância no carbono. Carbono_Zoo = Carbono armazenado nas espécies dispersas por animais, Carbono_Vul = Carbono armazenado nas espécies vulneráveis, Carbono_Tot = carbono total, CVN = Cobertura vegetal nativa, DFP = Distância do fragmento mais próximo, TMF = Tamanho médio dos fragmentos, IMF = Índice médio de forma, NF = Número de fragmentos, Clima = temperatura média anual + precipitação anual + sazonalidade de precipitação + precipitação do trimestre mais seco e MD = Matriz de distância. (Conclusão).

Modelo Global = Carbon_tot ~ CVN + DFP + TMF + IMF + NF + Clima				
Variáveis	Estimativa	Erro Padrão	Z	Pr(> z)
DFP	-0,07068	0,10798	0,649	0,51639
IMF	-0,07651	0,08195	0,925	0,35484
TMF	-0,17438	0,15956	1,085	0,27775

Tabela S10. Comparação do balanço (perda/ganho) de carbono entre as fitofisionomias. Consideramos como diferença significativa $p < 0,05$. Cerrado Sensiu Stricto (CS), Floresta Ombrófila (FO), Floresta Estacional Decidual (FED) e Floresta Estacional Semidecidual (FES).

Fitofisionomias	Estimativa	Erro Padrão	Z	Pr(> z)
FO - CS	-0.07589	0.042849	-1.771	0.2701
FED - CS	0.057652	0.02729	2.113	0.1373
FES- CS	-0.08026	0.019441	-4.128	<0.001
FED - FO	0.133542	0.047192	2.83	0.0214
FES - FO	-0.00437	0.041058	-0.106	0.9995
FES - FED	-0.137907	0.027175	-5.075	<0.001

Tabela S11. Efeito das variáveis ambientais, do clima e da distância sobre o balanço (perda/ganho) de carbono. NF = número de fragmentos, Clima = clima, MD = matriz de distância, DFP = Distância do fragmento mais próximo, IMF = índice médio de forma, CVN = área de vegetação nativa e TMF = tamanho médio dos fragmentos.

Variáveis	Estimativa	Erro Padrão	Erro Padrão Ajustado	Valor Z	Pr(> z)
Intercepto	-0.08095	0.008857	0.008939	9.055	<2e-16
Clima	-0.02648	0.009974	0.010062	2.632	0.0085
TMF	0.014754	0.011427	0.011513	1.281	0.2
IMF	0.016398	0.010441	0.010524	1.558	0.1192
CVN	-0.00834	0.011057	0.011145	0.748	0.4543
MD	-0.0055	0.010571	0.010669	0.515	0.6063
NF	0.003727	0.010867	0.010951	0.34	0.7336
DFP	-0.00312	0.010562	0.010649	0.293	0.7693

Código S1. Código utilizado para a simulação da perda de carbono nos cenários defaunado e aleatório. Fonte: Bello et al., 2015.

```

library(plyr)
library(ggplot2)

#### 0. Load Data
data<-read.csv(file="carbon_analysis.csv",sep="," ,header=T,dec=".")
# Community Data
x=read.csv("Data_simulation.csv",na.strings ="NA",stringsAsFactors =F)
x
# calculate biommas

x$Biomass_Mg=(0.0673*(x$Wood.Density*x$DAP*x$Height)^0.976)/1000

# calculate carbon
x$Carbonproxi=0.583*x$Biomass_Mg
names(x)

simulation7porcA=function(x,Carbon.name="Carbonproxi"){

  c=which(names(x)==Carbon.name)
  #remove sp whitout data
  noC=which(is.na(x[,c]))
  if (length(noC)>0){x=x[-noC,]}

  noS=which(is.na(x$seeddiam)|x$seeddiam==0)
  if (length(noS)>0){x=x[-noS,]}

  #inicial carbon

```

```

carbon=sum(x[,c])

#assing weigths
#for the replacements " more abundance spp has more probability to enter in the replacement
game"
# maxN=max(x$N)
# minN=min(x$N)
#
# x$wN=(x$N-minN)/(maxN-minN)
#
#weights for extinction, "larger seed species has more probability to go extinct "
maxseed=max(x$seeddiam,na.rm=T)
minseed=min(x$seeddiam,na.rm=T)

x$wseed=(x$seeddiam-minseed)/(maxseed-minseed)
#x$wseed[which(is.na(x$wseed))]=0

x$nabw=x$DAP/sum(x$DAP)

#Decide if run or not just run for comm with > 10 sp endangered
endangered0=which(x$sindr=="Z"& x$seeddiam>=12)

# generated interval to set endangered ( 12mm +/- 1.1mm )
#interval=round(runif(100, 11,13),3)
interval=unique(x$Diameter_vul)
#define percentage of defauantion
porc=c(10,20,30,40,50,60,70,80,90,100)

#set empty objects to fill in the simulation
sim3=NULL

```

```

#select species to remove from 10% to 100% of the number of endangered species in each
community
for (i in porc){# i number of sps to remove , max remove 100% of endangered sps

  sim4=NULL

  #For each number of species to remove we made 1000 simulations

  for (j in 1:1000){
    #identify endangered zoochoric species at a given value of the interval (seed diameter=
12mm +/- 1.1mm)

    #limit=sample(interval,1)
    limit=interval
    endangered=which(x$sindr=="Z"& x$seeddiam>=limit)
    maxdanger=length(endangered)
    npor=ceiling((maxdanger*i)/100)
    print(paste0(npor,"/",maxdanger,"=",i,"%",limit,unique(x$ID)))

    all.sp=1:nrow(x)

    weightout=x$wseed[endangered]

    #select sps to remove in defanated scenario and in random scenario
    random=sample(all.sp,npor)
    if (length(endangered)==1){defaunated=endangered}else{
      defaunated=sample(endangered,npor,prob=weightout) }

    #created community to replace erase extinct species
    x.replace=all.sp[-defaunated]

```

```

# weights to replace
weight=(1-x$wseed[x.replace]) # big seeds have less prob to replace
# we will replace the same number of ind/ha (DA). and basal area (DoA) from the remain
community
nind=npor#ceiling(sum(x$DA[defaunated]))
nAB=sum(x$DAP[defaunated])
NH=sum(x$Height[defaunated])
ABprom=nAB/nind

#replace community in defaunates scenario
# we select indivuals from the remain community

x.replace2=sample(x.replace,nind,prob=weight,replace=TRUE)
replace.data=as.data.frame(table(x.replace2))
y=x.replace2
y=y[order(y)]

#newdata=x[y,]
newdata=x[y,]
# assing the number of ind and DoA selected for each sp
# newdata$DAP=x$DAP[defaunated] #ABprom#*newdata$DA#nAB*newdata$nw
# newdata$Height=x$Height[defaunated]
#
wDap=newdata$DAP/sum(newdata$DAP)
newdata$DAP=nAB*wDap
wH=newdata$Height/sum(newdata$Height)
newdata$Height=NH*wH

# calculate Biomass by carbon proxi equation wood x DAP x max height
newdata$Biomass_Mg=(0.0673*(newdata$Wood.Density*newdata$DAP*newdata$Height)^0.976)/1000

```

```

#exp(-0.679288+(0.967049*(log(newdata$DoA*newdata$wooden*newdata$Tre.size.max))))

# calculate carbon
newdata$Carbonproxi=(0.5*newdata$Biomass_Mg)

#create a unique community AFTER defaunation extinction
comu.defaunated=x[-defaunated,]
comu.defaunated=rbind(comu.defaunated,newdata)
nrow(comu.defaunated)

#####CONSTRUCT RANDOM COMMUNITY

#nindA=ceiling(sum(x$DA[random]))
nindA=length(random)
nABA=sum(x$DAP[random])
NHA=sum(x$Height[random])
ABpromA=nABA/nindA

#replace community in random scenario
# we select individuals from the replace community
if (length(which(all.sp %in% random))!=0){
  x.replaceA=all.sp[-which(all.sp %in% random)]
}else{x.replaceA=all.sp[-random]}

#weightA=x$wN[x.replaceA]
# Select nindA =ind of the remaining community according to their abundance
x.replace2A=sample(x=x.replaceA,size=nindA,replace=TRUE)#prob=weightA

#replace.dataA=as.matrix(table(x.replace2A))
yA=x.replace2A

```

```

yA=yA[order(yA)]

# Generate subset of replacement species
#newdataA=x[yA,]
newdataA=x[x.replace2A,]
wDapA=newdataA$DAP/sum(newdataA$DAP)
newdataA$DAP=nABA*wDapA
wHA=newdataA$Height/sum(newdataA$Height)
newdataA$Height=NHA*wHA

# calculate Biomass by proxi relation wood x DAP in ton
# I tried DAP and AB and DAP was clouser to Chaves estimations

newdataA$Biomass_Mg=(0.0673*(newdataA$Wood.Density*newdataA$DAP*newdataA$Height)^0.976)/1000
#exp(-0.679288+(0.967049*(log(newdataA$DoA*newdataA$wooden*newdataA$Tre.size.max))))

#          # calculate carbon
newdataA$Carbonproxi=0.583*newdataA$Biomass_Mg

#create a unique community AFTER random extinction
comu.random=x[-random,]
comu.random=rbind(comu.random,newdataA)
nrow(comu.random)

#### carbon in new communities (ton/ha)
carbon.random=sum(comu.random[,c])
carbon.defaunated=sum(comu.defaunated[,c])

```

```

##### Find the diference in carbon respect to the initial community
random.loss=((carbon.random-carbon))
defaunated.loss=((carbon.defaunated- carbon))

# Find the carbon diference between defanated and random scenarios
diference=(carbon.random-carbon.defaunated)#/carbon.random)*100

result.carbon=cbind(i,npor,carbon,
carbon.random,carbon.defaunated,random.loss,defaunated.loss,diference)

sim4=rbind(sim4,result.carbon)

}
sim3=rbind(sim3,colMeans(sim4))
#sim3=rbind(sim3,sim4)

}

return(sim3)

}

## apply simulation
abundance.list=split(x, x$ID)
simulacionesproxi3_1000=ldply(abundance.list, simulation7porcA, Carbon.name="Carbonproxi")

##organize results for graphic
results.carbon2=as.data.frame(simulacionesproxi3_1000)

```



```

randomdata2=results.carbon2[,c(1:4,5,7,9)]#
defaudata2=results.carbon2[,c(1:4,6,8,9)]#

names(randomdata2)=names(defaudata2)=c(".id","i","npor","carbono0","carbon1", "loss","diference")
simdata2=rbind(randomdata2, defaudata2)
simdata2$type=c(rep("random",nrow(randomdata2)),rep("defaunated",nrow(defaudata2)))

simdata2
write.csv(simdata2, "simulation_defaunation.csv", row.names = FALSE)

simdata2=read.csv("simulation_defaunation.csv",na.strings ="NA",stringsAsFactors =F)

## graphic
theme_set(theme_minimal(base_size=14))
colorpicks=c("firebrick2","steelblue")

simdata2$to=paste0(simdata2$.id, "_", simdata2$type)

f=ggplot(simdata2,aes(x=i,y=loss, fill=type))
f+geom_line(aes(group=to,colour=type))+
  geom_smooth(method="glm", colour="black",size=1)+
  geom_hline(yintercept=0, linetype="longdash")+
  #facet_wrap(~.id, ncol=5, scales = "free_y")+ # to show each community
  scale_fill_manual(values=colorpicks)+
  scale_colour_manual(values=colorpicks)+
  theme(panel.grid.major = element_blank(), panel.grid.minor = element_blank(),axis.line =
element_line(colour="black"),panel.border=element_blank())+
  labs(x="Porcentagem de espécies vulneráveis removidas",
       y="Balanço de carbono (Mg/ha)")

```