Susana Elizabeth López Caracena

Oferta do serviço ecossistêmico de regulação climática em florestas tropicais: o estado da arte e as implicações da conversão da floresta em campo antrópico

The climate regulation ecosystem service supply in tropical forest: the state of the art and the implications of forest conversion into pastureland

São Paulo
2019

Susana Elizabeth López Caracena

A oferta do serviço ecossistêmico de regulação climática em florestas tropicais: o estado da arte e as implicações da conversão da floresta em campo antrópico

The climate regulation ecosystem service supply in tropical forest: the state of the art and the implications of forest conversion into pastureland

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, para a obtenção de Título de Mestre em Ciências, na Área de Ecologia.

Orientador(a): Rozely Ferreira dos Santos

São Paulo

2019

Ficha Catalográfica

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Ficha catalográfica elaborada pelo Serviço de Biblioteca do Instituto de Biociências da USP, com os dados fornecidos pelo autor

López Caracena, Susana Elizabeth
A oferta do serviço ecossistêmico de regulação climática em florestas tropicais: o estado da arte e as implicações da conversão da floresta em campo antrópico / Susana Elizabeth López Caracena; orientadora Rozely Ferreira dos Santos. -- São Paulo, 2019.
73 f.

Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, Departamento de Ecologia.

1. Estoque de carbono; 2. Revisão sistemática. 3. Mudança no uso e cobertura da terra. I.Santos, Rozely Ferreira dos, orient. II. Título.

López Caracena, Susana Elizabeth. **A oferta do serviço ecossistêmico de regulação climática em florestas tropicais**: o estado da arte e as implicações da conversão da floresta em campo antrópico. 2019. 73 f. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2019.

Aprovado em:

Banca Examinadora

_____ _____

Prof(a). Dr(a). Prof(a). Dr(a).

_____

Prof(a). Dr(a).

_____

Prof(a). Dr.(a). Rozely Ferreira dos Santos

Orientador(a)

Dedicatória

Aos meus avós,

David e Maru

Epígrafe

Oh, it's a mystery to me
We have a greed with which we have agreed
And you think you have to want more than you need
Until you have it all you won't be free

Society, you're a crazy breed
Hope you're not lonely without me

When you want more than you have
You think you need
And when you think more than you want
Your thoughts begin to bleed
I think I need to find a bigger place
Because when you have more than you think
You need more space

Society, you're a crazy breed
Hope you're not lonely without me
Society, crazy indeed
Hope you're not lonely without me

There's those thinking more-or-less less is more
But if less is more, how you´re keeping score?
Means for every point you make, your level drops
Kinda like you're starting from the top
You can't do that

Society, you're a crazy breed
Hope you're not lonely without me
Society, crazy indeed
Hope you're not lonely without me

Society, have mercy on me
Hope you're not angry if I disagree
Society, crazy indeed
Hope you're not lonely without me

Eddie Vedder, *Society*
(Compositor: Jerry Hannan)

Agradecimentos

Que haveria acontecido se não tivesse contado com todo o apoio que recebi desde que entrei no Instituto de Biociências, especialmente do Lepac? Que haveria acontecido se não tivesse conhecido minha orientadora e meus amigos? Que haveria sido desta pesquisa sem as saídas para campo e suas disciplinas? E sem o pão de cada dia do bandejão e as trilhas de fim de semana?

Parece incrível que um exercício tão solitário como foi a realização da prova que me abria as portas à pesquisa se tornou uma experiência cheia de protagonistas, histórias e aprendizados. Quero dar a todas e todos as graças por me apoiar em todo o transcurso do mestrado, por compartilhar comigo culturas, línguas, opiniões e perspectivas. Muito obrigada!

Ana, Aníbal, Paloma, Gabriel, Roze, Cata, Sebas, Fil, Greg, Caro, Clarice, Giulia, Giovanni, Fernando, Mariana, Valmir, Sofía, Adrián, Melina, Julia, Noe, André, Lucia, Alexandre, Paulo Inácio, Pablo, Vânia, Glauco, Valéria, Misa, Giu, Thais, Wellington, Mauricio, Vera, Shirlene.

SUMÁRIO

Introdução Geral 07

Capítulo 1. Valoração ecológica do serviço ecossistêmico de regulação climática global das florestas tropicais: uma revisão sistemática 09

Capítulo 2. Mudança na oferta do serviço ecossistêmico de regulação climática na conversão de floresta de Mata Atlântica em campo antrópico 34

Discussão Geral e Conclusões 58

Resumo (GERAL) 59

Abstract 60

Referências Bibliográficas 61

Anexos e Apêndices (opcionais) 63

Introdução Geral

A floresta proporciona uma ampla variedade de serviços ecossistêmicos dos quais populações humanas, tanto na escala regional como global, se beneficiam, especialmente considerando o custo que implicaria provê-los de maneira antrópica (TEEB, 2010). Na escala regional encontramos serviços como purificação da água, polinização, controle de pragas, controle de deslizamento de terras e inundações, entre outros. Já na escala global, o serviço ecossistêmico de regulação climática global (SERCG), nomeado assim pelo Common International Classification of Ecosystem Services (CICES v5.1), se destaca pelo papel crucial que possui na mitigação da mudança climática (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2017).

A última análise do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas quantifica em aproximadamente 1ºC o aumento da temperatura devido às atividades humanas como a queima de combustíveis fósseis ou mudanças no uso do solo (IPCC, 2018). Ademais, ressalta que para o ano 2030 o aumento da temperatura se elevará provavelmente a 1.5ºC e, se o aumento continuar na mesma taxa, para o ano 2050 a medida seria de até 2º C. De acordo com o IPCC, esse aumento de temperatura deve implicar em fortes precipitações em varias regiões e probabilidade de seca e déficit de precipitação em outros locais. Tais advertências vêm acompanhadas de modelos que destacam a importância de medidas como a conversão de campos antrópicos em 9,5 km2 de floresta, de maneira a aumentar o armazenamento de carbono atmosférico e garantir que o aumento na temperatura global não supere 1,5º C global.

Por outro lado, entre 2000 e 2012 o Brasil foi o país que experimentou a maior perda de área florestal em escala pan-tropical devido ao desenvolvimento agroindustrial (TYUKAVINA et al., 2015). Processos de continuo desmatamento afetam a capacidade dos ecossistemas naturais de sequestrar e armazenar o carbono através do crescimento vegetal, passando de atuar como sumidouros a fontes de carbono (BACCINI et al., 2017), gerando maior impacto sobre a mudança climática quando acontece em florestas tropicais pelo seu alto potencial de ofertar SERCG em comparação com outros tipos de florestas (ANDERSON-TEIXEIRA et al., 2012).

Entre as florestas brasileiras, a Mata Atlântica vêm sofrendo perdas da cobertura nativa em função do uso intensivo das terras para a produção de commodities como carne, polpa de celulose e madeira (RIBEIRO et al., 2009; FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA/INPE, 2018). Existem alguns trabalhos que relacionaram mudanças no uso da terra com alterações em alguns compartimentos do ciclo do carbono na Mata Atlântica (GROENEVELD et al., 2009), mas não o suficiente para debatermos sobre o efeito das interferências humanas nos processos que modificam a captura de carbono nessas paisagens alteradas. Reconhecer como as florestas nativas e as mudanças no uso da terra impactam, positiva ou negativamente, o sequestro de carbono da atmosfera e seus estoques em diferentes compartimentos é fundamental para subsidiar as tomadas de decisão em face à atual condição de aquecimento global.

Amparado nesses argumentos, este estudo tem por objetivo apresentar uma síntese do conhecimento sobre a valoração ecológica do SERCG em paisagens florestais tropicais, bem como valorar, por meio de pesquisa empírica, a oferta desse serviço em paisagens atlânticas que substituíram as florestas nativas por campos antrópicos em diferentes proporções do território.

Assim, esta dissertação está organizada em dois capítulos. O primeiro, “Valoração ecológica do serviço ecossistêmico de regulação climática global das florestas tropicais: uma revisão sistemática” apresenta uma revisão sistemática da literatura acadêmica internacional disponível sobre o tema nos últimos 20 anos, de acordo com uma abordagem exploratória qualitativa. O segundo capítulo “Mudança na oferta do serviço ecossistêmico de regulação climática na conversão de floresta de Mata Atlântica em campo antrópico” avalia a oferta do serviço por meio dos seguintes objetivos específicos: (1) calcular a biomassa acima do solo da floresta em estado sucessional inicial e intermediário-avançado e de campo antrópico, (2) analisar como a configuração da paisagem influência na biomassa florestal de cada tipo de sucessão ecológica e (3) calcular o potencial de estoque de carbono em bacias hidrográficas em diferentes combinações de percentuais de cobertura florestal e campo antrópico.

Este estudo mostra-se relevante tanto de uma perspectiva acadêmica como aplicada por ampliar o conhecimento necessário para estabelecer uma relação adequada entre serviços de regulação e provisão e garantir a manutenção dos processos ecológicos. Tal relevância se amplia diante dos desafios profundos para uma gestão sustentável das demandas humanas principalmente em países do Sul global cujas economias, com previsão de crescimento para os próximos anos, se baseiam na exportação de commodities (IPCC, 2018; DORNINGER; EISENMENGER, 2016) que avançam sobre as florestas e ameaçam a oferta do serviço de regulação climática global.

CAPÍTULO 1

Ecological valuation of global climate regulation ecosystem service in tropical forests: a systematic review

Abstract: In 2000 the Millennium Ecosystem Assessment highlighted the consequences on ecosystem services (ESs) of replacing natural ecosystems with human uses. This has boosted research on the ability of forests to mitigate global warming through carbon stocking and sequestration, a capacity identified as global climate regulation ecosystem service (GCRES). Since then, other definitions have emerged, such as the one proposed by CICES, which emphasizes an ecological perspective on ES, differentiating it from the utilitarian view. Considering that recognizing the value of ESs requires the understanding of biophysical interactions, this study aims to analyse the attributes that characterize research on the ecological valuation of GCRES in tropical and subtropical forests. For this, we have performed a systematic review of the literature in the last 20 years, considering scientific databases. We obtained 734 results among which 12 articles were selected according to thematic and geographic precision. From the evaluation of these studies, we grouped the 12 articles into three categories: (1) carbon stock quantification; (2) trade-off and synergy relations with other ESs and (3) analysis of factors that influence GCRES. We verified that tropical forests carbon stock estimates show high variability, GCRES has more synergy than trade-off relations with other ESs and the most recurrent factors in the literature that influence GCRES are land use change and species richness. We conclude that there is still a long way to go to make the results of the studies comparable and to clarify the justifications of the synergy relations between GCRES and other ESs in order to facilitate governmental decision-making processes on the potential of tropical forests in conservation strategies.

Keywords: carbon stock, CICES, trade-off relations, synergy relations, land use, species richness

Valoração ecológica do serviço ecossistêmico de regulação climática global das florestas tropicais: uma revisão sistemática

Resumo: Nos anos 2000 o *Millennium Ecosystem Assessment* destacou através de seu programa as consequências da substituição dos ecossistemas naturais por usos humanos sobre os serviços ecossistêmicos (SEs). Isto impulsou a pesquisa sobre a capacidade das florestas em mitigar o aquecimento global através do seu desempenho em sequestrar e estocar carbono, identificado como o serviço ecossistêmico de regulação climática global (SERCG). Desde então, outras concepções têm surgido, como o CICES, que ressalta a perspectiva ecológica dos SEs, diferenciando-a da visão utilitarista. Considerando que a compreensão sobre o valor de um SE requer o entendimento das interações biofísicas, esta pesquisa tem por objetivo analisar os atributos que caracterizam as pesquisas que focam valoração ecológica do SERCG das florestas tropicais e subtropicais. Para tanto, realizamos uma revisão sistemática dessa literatura nos últimos 20 anos, considerando bases de dados *científicos*. Obtivemos 734 resultados dentre os quais foram selecionados 12 artigos em função da precisão temática e geográfica. A partir da avaliação desses estudos, agrupamos os 12 artigos em três categorias: quantificação de estoque de carbono; relações de *trade-off* e sinergia com outros SEs e análise dos fatores que impactam o SERCG. Verificamos que as estimativas de estoque de carbono das florestas tropicais apresentam alta variabilidade, que o SERCG possui maior número de relações de sinergia que de *trade-off* com outros SEs e que os fatores de influência sobre o SERCG mais recorrentes na literatura são as mudanças no uso da terra e a riqueza de espécies. Concluímos que ainda há um longo caminho para tornarmos os resultados dos estudos comparáveis, explorarmos as justificativas das relações de sinergia entre o SERCG e outros SEs e facilitarmos processos políticos de decisão governamentais sobre o potencial das florestas tropicais nas estratégias de conservação.

Palavras-chave: estoque de carbono, CICES, relação de *trade-off*, relação de sinergia, uso da terra, riqueza de espécies

1. Introdução

O aumento da liberação de CO2 e outros gases de efeito estufa devido à ação antrópica, como o desmatamento e a degradação dos ecossistemas, tem impulsionado uma grande quantidade de estudos que exploram a potencialidade dos sistemas naturais em mitigar as mudanças climáticas (ENEJI; OBINNA; AZUA et al., 2014; WOLFF et al., 2018). Nesse sentido, as florestas são reconhecidas por sua capacidade de regular a composição química da atmosfera através do sequestro e estoque de carbono na biomassa, além de ofertar outros serviços ecossistêmicos (SEs) (LEE; LAUTENBACH, 2016; ALAMGIR et al., 2016ª; HAINES-YOUNG e POTSCHIN, 2017). As florestas tropicais correspondem a 46% das reservas de carbono terrestre em nível mundial, desempenhando um papel fundamental no ciclo global de carbono orgânico, graças a sua complexidade estrutural, alta produtividade primária e diversidade de espécies (SOEPADMO, 1993). Apesar disso, o aumento da demanda por matérias primas como extração de madeira, óleo de palma, borracha e produção de alimentos, entre outros, tem gerado nas últimas décadas uma forte pressão sobre as florestas, em particular, na região tropical (VAN DER LAAN et al., 2018; CARVALHO e DOMINGUES, 2016), com a expectativa de aumento da demanda desses produtos de aproximadamente 50% até o ano de 2050 (GIBBS et al., 2010).

Regiões não tropicais como América do Norte, Europa, a antiga União Soviética e China vêm recuperando as áreas florestais perdidas no passado através de reflorestamentos e expansão das florestas remanescentes desde 1950, no entanto, as emissões de carbono na atmosfera não diminuíram porque a taxa de desmatamento das florestas tropicais continua avançando (HOUGHTON; NASSIKAS, 2017). Considerando esse cenário frente ao objetivo proposto pelas Nações Unidas, ou seja, de limitar o aumento da temperatura global abaixo de 2°C (UNFCCC, 2015), a análise do SE de regulação da composição química da atmosfera advinda das florestas nos trópicos é indispensável para gerir adequadamente os recursos florestais hoje existentes.

O Millenium Ecosystem Assesment (MEA) impulsionou a pesquisa sobre os SEs e as consequências de sua perda dentro de um marco teórico que define SEs como os benefícios que a humanidade recebe direta ou indiretamente da natureza (HACKBART; LIMA; SANTOS, 2017; MEA, 2005). Desde aquele impulso outros sistemas de classificação foram surgindo com o intuito de aprimorar as referências teóricas e facilitar estudos comparativos (TEEB 2010; LA NOTTE et al., 2017; POTSCHIN e HAINES-YOUNG, 2017). Entre eles, o Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) propõe que os SEs são os processos dos ecossistemas que geram uma mudança no bem-estar humano (POTSCHIN e HAINES-YOUNG, 2016) e distingue serviços de bens ecossistêmicos diferente do proposto pelo MEA. No CICES, os SEs se referem à estrutura biofísica e funcional dos fluxos ecológicos, ao passo que os bens ecossistêmicos compõem a esfera socioeconômica e são resultado da transformação dos serviços através de um input humano (LA NOTTE et al., 2017).

Atualmente existem diferentes conotações sobre SEs que vêm sendo atribuídas por novos marcos teóricos e tipologias sobre os serviços, sempre na tentativa de aprimoramento e detalhamento do conceito, apresentando contra-argumentos sobre as definições originais. Assim, por exemplo, a capacidade dos ecossistemas de regular as concentrações de gases na atmosfera em escala global é denominada pelo CICES como SE de regulação do clima global (SERCG) e se distingue do SE de regulação de temperatura e umidade no nível micro e regional que, no entanto, é englobado pelo MEA na mesma definição de SE de regulação atmosférica (HAINES-YOUNG e

POTSCHIN, 2017). Esse debate não parece afetar substancialmente o caminho metodológico para obter resultados que expliquem o efeito da perda de florestas sobre as mudanças climáticas.

As proxies mais comumente utilizadas para quantificar o efeito regulatório das florestas são os indicadores de fluxo (sequestro de carbono) e de volume (estoque de carbono) da biomassa (CZÚCZ et al., 2018; VIHERVAARA et al., 2018), que permitem monitorar o estado ecológico do SERCG, comparar sistemas naturais e compensar deficiências de dados, fornecendo estimativas onde faltam observações (BROWN et al., 2014; MEA, 2005). Esses indicadores informam o processo biofísico desse serviço, permitindo sua valoração ecológica e reconhecendo a contribuição desses ecossistemas naturais para a sobrevivência dos seres vivos na terra, entre eles do ser humano (FARBER; COSTANZA; WILSON, 2002). Para efetivar processos políticos de decisão sobre regulação climática baseados nessas estimativas é, então, crucial que elas forneçam valores ecológicos compreensivos, repetitivos, robustos e representativos dos mais diferentes contextos de paisagens florestadas.

Este estudo questiona e debate sobre a real contribuição do conjunto de informações existentes em literatura nas últimas duas décadas para a concretização dessa interface conhecimento-aplicação. Para tanto, conduzimos uma revisão sistemática, analisando os atributos que caracterizam as pesquisas sobre a valoração ecológica do SERCG das florestas tropicais e que pressupõem uma contribuição para a discussão das mudanças climáticas. Nossos resultados objetivam apontar a contribuição atual das pesquisas, explorar as lacunas existentes e as oportunidades de avanço nesse campo do conhecimento.

2. Revisão da literatura

Critério de seleção de artigos

Estabelecemos que os artigos incluídos na análise devessem atender os seguintes requisitos: (i) associar o potencial das florestas tropicais em regular a composição química da atmosfera e ao termo "serviço ecossistêmico", de acordo com referenciais teóricos como MEA (2005), TEEB (2010) e CICES (HAINES-YOUNG e POTSCHIN, 2017); (ii) realizar valoração ecológica, entendido como o estudo de atributos ecossistêmicos ou biofísicos dos ecossistemas naturais, conforme Hackbart, Lima e Santos (2017) e Farber, Costanza e Wilson (2002); (iii) abranger sistemas florestais tropicais e subtropicais.

Na base de dados bibliográficos *Scopus* e *ISI Web of Science* exploramos os termos[1] relacionados ao conceito do SERCG e intersectamos com aqueles que se referem aos processos ecológicos desse serviço (Quadro 1). Considerando o sistema de classificação internacional CICES V5.1, decidimos incluir o termo "função" além de "serviço" na busca. Esses termos foram aplicados nos campos título e/ou resumo e/ou palavras chave para buscar artigos publicados em inglês, português ou espanhol nos últimos 20 anos, de

[1] Termos da busca booleana: (TITLE-ABS-KEY (*"Regulation of the chemical composition of the Atmosphere"* OR *"climate regulat*"* OR *"regulat* service*"* OR *"regulat* ecosystem service*"* OR *"regulat* ecosystem function*"* OR *"climate-regulat* service*"*) AND TITLE-ABS-KEY (*"ecological valuation"* OR *"carbon stock*"* OR *"carbon stor*"* OR *"carbon sequest*"* OR "aboveground biomass" OR "biomass" OR "tropic* forest" OR "tropic*" OR "forest" OR "subtropical" OR "rainforest" OR "jungle" OR "climate change" OR "carbon dioxide")) AND DOCTYPE (ar) AND PUBYEAR > 1997 AND PUBYEAR < 2019 AND (LIMIT-TO (LANGUAGE, "English") OR LIMIT-TO (LANGUAGE, "Spanish") OR LIMIT-TO (LANGUAGE, "Portuguese")) AND (LIMIT-TO(SRCTYPE, "j"))

janeiro de 1998 a junho de 2018. Verificamos, previamente, sobre a existência de revisões com foco na valoração ecológica do SERCG em florestas tropicais na mesma base de dados a partir dos termos “literature review” OR “systematic review” OR “review”. Porém, não encontramos nenhum resultado que se ajustara ao nosso objetivo de pesquisa.

Quadro 1.Termos utilizados nas bases de dados para a seleção de artigos para a revisão sistemática.

SERCG	**Intersecção**	***Processos ecológicos e região de estudo***
“Regulation of the chemical composition of the Atmosphere” OR "climate regulat" OR "regulat* service*" OR "regulat* ecosystem service*" OR "regulat* ecosystem function*" OR "climate-regulat* service*"*	AND	*“ecological valuation” OR "carbon stock*" OR "carbon stor*" OR "carbon sequest*" OR "aboveground biomass" OR "biomass" OR "tropic* forest" OR “tropic*” OR “forest” OR “subtropical” OR “rainforest” OR “jungle” OR "climate change" OR "carbon dioxide"*

Documentos duplicados foram identificados por meio da avaliação paralela entre títulos e subtraídos desse total. Também através dos títulos, resumos e palavras chave, excluímos os artigos que abordavam valoração econômica, socioeconômica, ética e/ou mista do SERCG (HACKBART; LIMA; SANTOS, 2017). Além disso, descartamos aqueles com foco na compensação de emissões de carbono pelas tecnologias de energias renováveis e por reflorestamento. Consideramos pertinentes para a revisão aqueles estudos realizados em florestas tropicais e subtropicais ombrófilas, descartando as florestas de restinga e manguezal. Estudos realizados em outras regiões ou em escala global sem especificar resultados para a região tropical foram descartados.

Com esse procedimento, identificamos os artigos que contemplavam a valoração ecológica do SERCG nas florestas tropicais. Os conteúdos dos documentos selecionados foram avaliados e os artigos foram agrupados em três linhas de pesquisa, considerando: a variabilidade da estimativa de estoque ou sequestro de carbono acima do solo, o método aplicado, as características da área amostral, as relações explicitas ou potenciais entre o SERCG e outros SEs e os fatores naturais ou antrópicos que influenciam o SERCG.

3. Resultados

Nos últimos 20 anos foram publicados 734 estudos que fazem referência ao SERCG, porém somente 31 dos artigos contemplavam esse serviço associado a valoração ecológica e apenas 12 entre eles (38%) tratavam de florestas tropicais e subtropicais, ou seja, cerca de 1,6% da produção total (Tabela 1).

Considerando os critérios adotados puderam ser agrupados os 12 artigos em três categorias: a primeira compreende os artigos que focam na quantificação do estoque de carbono, a segunda se refere a estudos que exploram as relações de *trade-off* ou sinergia entre o SERCG e outros SEs e a terceira abrange a análise dos fatores (bióticos, abióticos e antrópicos) que afetam o serviço de regulação climática. Distinguimos que um terço dos artigos se enquadra em duas das categorias, ao passo que os demais em apenas uma delas e que a proporção de artigos em cada categoria é, aproximadamente, a mesma, ou seja, entre 29,4% e 35,3%.

Observamos que aproximadamente a metade dos artigos selecionados (58%) trabalha com dados primários e em escala local (D'ALBERTAS et al., 2018; LE CLEC'H et al., 2018; ALAMGIR et al., 2016a; ALAMGIR et al., 2016b; MENSAH et al., 2016; FONGNZOSSIE et al., 2014; GRIMALDI et al., 2014). Em contrapartida, os estudos que utilizaram dados secundários realizaram-no em escala regional, nacional ou global (ALAMGIR et al., 2018; VALLET et al., 2016; RODRIGUEZ; ARMENTERAS; RETANA, 2015; TYUKAVINA et al., 2015), excetuando-se Lee e Lautenbach (2016), cuja revisão incluiu artigos que abrangem todas as escalas. Apesar de o tema central ser o SERCG, as medições mais citadas são a precipitação anual e a altitude. Somente um terço dos artigos informou da temperatura.

Tabela 1- Artigos sobre a valoração ecológica do SERCG em florestas tropicais, agrupados em estudos que: quantificam o estoque de carbono acima do solo (preto); exploram as relações entre o SERCG e outros SEs (cinza); focam nos fatores que influenciam o SERCG (cinza claro).

Título	Autoria	Periódico	Ano de publicação
Lack of evidence of edge age and additive edge effects on carbon stocks in a tropical forest	d'Albertas, F., Costa, K., Romitelli, I., Barbosa, J.M., Vieira, S.A., Metzger, J.P.	Forest Ecology and Management	2018
Aboveground carbon loss in natural and managed tropical forests from 2000 to 2012	Tyukavina, A., Baccini, A., Hansen, M.C., Potapov, P.V., Stehman, S.V., Houghton, R. A., Krylov, A.M., M.C., Turubanova, S., Goetz, S.J.	Environmental Research Letters	2015
Above-ground carbon assessment in the Kom-Mengamé forest conservation complex, South Cameroon: Exploring the potential of managing forests for biodiversity and carbon	Fongnzossie, E.F., Sonwa, D.J., Kemeuze, V., Auzel, P., Nkongmeneck, B.-A.	Natural Resources Forum	2014
Aboveground biomass and carbon in a South African Mistbelt forest and the relationships with tree species diversity and forest structures	Mensah, S., Veldtman, R., Du Toit, B., Kakaï, R.G., Seifert, T.	Forests	2016
National ecosystems services priorities for planning carbon and water resource management in Colombia	Rodríguez, N., Armenteras, D., Retana, J.	Land Use Policy	2015
Dynamics of ecosystem services during forest transitions in Reventazón, Costa Rica	Vallet, A., Locatelli, B., Levrel, H., Manlay, R., Oszwald, J.	PLoS ONE	2016
A quantitative review of relationships between ecosystem services	Lee, H.,Lautenbach, S.	Ecological Indicators	2016
Ecosystem services capacity across heterogeneous forest types: understanding the interactions and suggesting pathways for sustaining multiple ecosystem services	Alamgir, M., Turton, S.M., Macgregor, C.J., Pert, P.L.	Science of the Total Environment	2016a
Assessing regulating and provisioning ecosystem services in a contrasting tropical forest landscape	Alamgir, M., Turton, S.M., Macgregor, C.J., Pert, P.L.	Ecological Indicators	2016b
Ecosystem services of regulation and support in Amazonian pioneer fronts: Searching for landscape drivers	Grimaldi M., Oszwald J., Dolédec S., Hurtado M.P., Miranda I.S., de Sartre X. A., de Assis W. S., Castañeda E., Desjardins T., Dubs F., Guevara E., Gond V., Lima T.T.S., Marichal R., Michelotti F., Mitja D., Noronha N.C., Oliveira M.N.D., Ramírez B., Rodríguez G., Sarrazin M., da SilvaJr. M.L., Costa L.G.S., de Souza S.L., Veiga I.,Velasquez E., Lavelle P	Landscape Ecology	2014
Spatial congruence and divergence between ecosystem services and biodiversity in a tropical forested landscape	Alamgir, M., Turton, S.M., Campbell, M.J., Macgregor, C.J., Pert, P.L.	Ecological Indicators	2018
From Field Data to Ecosystem Services Maps: Using Regressions for the Case of Deforested Areas Within the Amazon	Le Clec'h, S., Jégou, N., Decaens, T., Grimaldi, M., Oszwald, J.	Ecosystems	2018

- **Estudos que focam a quantificação do estoque de carbono acima do solo**

Quatro estudos, 23,5%, quantificam o estoque de carbono em florestas tropicais naturais (Tabela 2). Um quinto artigo se relaciona apenas indiretamente com esta categoria ao calcular a perda de estoque de carbono (TYUKAVINA et al., 2015) e, por isso, não foi considerado na tabela. Em particular, os indicadores sugeridos para estudar o processo ecológico do SERCG são tanto o estoque como o sequestro de carbono (MEA, 2005), não obstante, os estudos somente contemplam a estimativa de estoque. O 50% dos estudos não informa uma medida de dispersão associada ao valor médio de estoque de carbono calculado (RODRIGUEZ; ARMENTERAS; RETANA, 2015) ou os valores apresentados não são contrastáveis (MENSAH et al., 2016), dificultando assim a análise comparativa entre eles (Barde e Barde, 2012). Por esta razão, calculamos o DP a partir do valor do EPM reportado por Mensah et al., (2016), a fim de compará-lo com Fongnzossie et al. (2014) e D'Albertas et al. (2018), conforme a equação 1.

$$\sigma_M = \frac{s}{\sqrt{n}}$$, (Equação 1)

Onde σ_M = EPM (erro padrão da média); s = DP (desvio padrão da amostra); n = tamanho da amostra (30 réplicas).

As estimativas de estoque de carbono de D'Albertas et al. (2018) e de Mensah et al. (2016) são, respectivamente, 41.27 ± 23,00 Mg ha^{-1} e 179 ± 87.09 Mg ha^{-1} mas possuem um DP que abrange praticamente a metade dos valores médios. A estimativa calculada por Fongnzossie et al. (2014), 240 ± 204,35Mg ha^{-1}, apresenta um DP que abarca praticamente a totalidade do valor médio estimado. Esses estudos utilizam diferentes modelos de equação alométrica para o cálculo de biomassa de árvores acima do solo, de acordo com as características da floresta onde realizaram as mensurações. Em particular, Mensah et al. (2016) e D'Albertas et al. (2018), escolhem equações cujas variáveis preditivas são o diâmetro à altura do peito (DAP) e a altura, diferente de Fongnzossie et al. (2014) que aplica uma equação caracterizada pelo DAP e densidade específica da madeira. Contudo, os valores médios de estoque de carbono são mais próximos entre si nas florestas africanas que na floresta brasileira, sendo aproximadamente quatro vezes inferior.

Na amostragem, os estudos consideram DAP maior que 10 cm (FONGNZOSSIE et al., 2014; RODRIGUEZ; ARMENTERAS; RETANA, 2015; D'ALBERTAS et al., 2018), salvo Mensah et al. (2016) que, em uma fração da área do *plot* amostral, medem também as árvores entre 5 e 10 cm. Em particular, as pesquisas de D'Albertas et al. (2018) e de Fongnzossie et al. (2014) também se preocupam em identificar a categoria de DAP das árvores onde se concentra a maior parte do estoque de carbono, concluindo que são os diâmetros menores os responsáveis pela maior parte do estoque. D'Albertas et al. (2018) destacam que a maior parte do estoque de carbono está entre os diâmetros 10 e 30 cm, ao passo que Fongnzossie et al. (2014) indicam DAP menor que 40 cm. Ambos salientam que o contexto histórico da região de estudo, onde sucederam as perturbações antrópicas, causou a redução da abundância de árvores de grande porte, o que explicaria suas constatações.

O trabalho de Tyukavina et al. (2015) possui um objetivo que não pode ser comparado com os demais porque quantifica a perda média de estoque de carbono e não o estoque em si. Encontram que existe um valor médio de perda de 588 Mg ano^{-1}(EEM = 49) entre 2000 e 2012 na região pantropical devido ao desmatamento. Especificamente, a América Latina é a região que concentra maior perda de carbono (43%), sendo o Brasil o país mais afetado, com uma perda de 25.1 ± 3.8 Mha durante esse período, implicando em um decréscimo de estoque de carbono acima do solo de 266±18 Mg ano^{-1}. Essa perda ocorreu principalmente na bacia hidrográfica do rio Amazonas, estimada em 76 ± 14 Mg ano^{-1}. Ademais, concluem que a perda anual de carbono acima do solo de floresta na região pantropical representa 11% das emissões de CO_2 do ano 2012 em escala global.

Tabela 2 - Estimativas do estoque de carbono acima do solo em florestas tropicais, características da área amostral e métodos utilizados. [1]A variabilidade de precipitação inclui todas as regiões colombianas.

Características	D'Albertas et al. (2018)	Mensah et al. (2016)	Rodríguez, Armenteras e Retana (2015)	Fongnzossie et al. (2014)
Estimativa da média de estoque de C (Mg ha^{-1})	41,27	179,00	Regiões tropicais colombianas: Pacífico: 60,30 Amazônica: 120,90	240,00
Medida de variabilidade	DP = 23,00	EPM = 15,90 DP=87 (elaborado por este estudo)	-	DP = 204,35
País de estudo	Brasil	África do Sul	Colômbia	Camarões e Gabão
Temperatura (ºC ano^{-1})	15-22 (Variação da temperatura média anual)	-	-	23.8 - 26.1 (Variação da temperatura média mensal)
Precipitação (mm ano^{-1})	1350-2000 (Variação da precipitação anual)	600-1800 (Variação da precipitação média anual)	100-6000[1] (Variação da precipitação anual)	1710 (A precipitação média anual)
Altitude (m)	700-1700	1050-1800	-	530-840
Área amostrada (ha)	6,25	2,25	Nacional e regional	43,45
Tipo de dados	Primários	Primários	Secundários (Fonte: Phillips et al., 2011)	Primários
DAP mínimo (cm)	10	5 ou 10 em diferentes áreas do plot amostral	10	10
Fonte da equação alométrica (AGB)	Scatena et al. (1993)	Mensah et al. (2016)	Phillips et al. (2011) adaptado de Álvarez *et al.* (2012)	Chave et al. (2005)
Componentes da equação alométrica	- DAP; - Altura.	- DAP; - Altura.	- DAP; - Densidade específica da madeira.	- DAP; - Densidade específica da madeira.

- **Relações entre o serviço ecossistêmico de regulação climática e outros SEs**

Seis estudos, 35,3%, exploram as interações do SERCG com outros SEs (Tabela 3). Parte deles não especifica o marco teórico utilizado para definir os serviços (VALLET et al., 2016; GRIMALDI et al., 2014), enquanto os demais empregam classificações diversas: MEA (ALAMGIR et al., 2016a; ALAMGIR et al., 2016b), TEEB (RODRÍGUEZ, ARMENTERAS E RETANA, 2015) e CICES V 4.3. (LEE e LAUTENBACH, 2016). Consideramos o quadro conceitual proposto pelo CICES V5.1

para padronizar os resultados (HAINES-YOUNG e POTSCHIN, 2017), uma vez que esse trabalho tem o objetivo específico de universalizar as informações sobre serviços, nomeando-os segundo a categorização por classe (T.S.1).

Nesse conjunto de estudos, constatamos doze relações entre o SERCG e serviços de regulação, manutenção e provisão. A maioria dos trabalhos encontram tanto relações de *trade-off* como de sinergia, no entanto, denotaram que as relações de sinergia são as dominantes. O método mais utilizado para avaliar as interações entre serviços é a análise multivariada e, em menor proporção, as análises de correlação. Observa-se que os padrões das relações encontradas não implicam efeito de causalidade.

Identificamos nos estudos nove combinações sinérgicas, ou seja, serviços que sob a influência de um fator respondem de forma semelhante, mudando na mesma direção e evidenciando a interação entre eles (BENNETT; PETERSON; GORDON, 2009; LEE; LAUTENBACH, 2016). Algumas relações de sinergia com o SERCG são relatadas em mais de um artigo. Lee e Lautenbach (2016) e Alamgir et al. (2016a) identificam sinergia entre o SERCG e o SE de manutenção de populações e habitats, justificando que a existência de uma cobertura florestal densa com árvores de grande porte aumenta provavelmente a ofertar este serviço (ALAMGIR et al., 2016a). Grimaldi et al. (2014) e Rodríguez, Armenteras e Retana (2015) verificam correlação positiva entre o SERCG e o SE de regulação do ciclo hidrológico e explicam que a capacidade de infiltração no solo proporcionada pelas florestas tropicais disponibiliza água para as plantas e abastece aquíferos, evitando assim o aumento do escoamento superficial. Alamgir et al. (2016a; 2016b) encontram relação sinérgica entre o SERCG e o SE de provisão de plantas como fonte de energia, argumentando que a presença da floresta em pé implica na oferta de recursos energéticos.

Somente Alamgir et al. (2016b) encontram sinergia com o SE de provisão de fibras e outros materiais de plantas, explicando-a da mesma maneira que a relação com SE de provisão de plantas como fonte de energia. As demais relações de sinergia com o SERCG são apenas citadas: SE de regulação de temperatura e umidade, incluindo ventilação e transpiração, SE de regulação de controle de taxa de erosão (ALAMGIR et al., 2016a), SE de provisão de fibras e outros materiais de plantas, fungos, algas e bactérias cultivadas para uso ou processamento direto (ALAMGIR et al., 2016b), SE de manutenção dos processos de intemperismo e seus efeitos na qualidade do solo (LEE e LAUTENBACH, 2016), SE de provisão de água de superfície para beber e SE de regulação de *buffering* e atenuação do movimento de massa (RODRÍGUEZ, ARMENTERAS e RETANA, 2015).

Por outro lado, três das relações identificadas são de tipo *trade-off*, ou seja, quando o aumento de um serviço ocorrer direta ou indiretamente ao custo de outro (BENNETT; PETERSON; GORDON, 2009; LEE; LAUTENBACH, 2016). A relação de *trade-off* mais recorrente nos estudos é entre o SERCG e o SE de regulação de processos de decomposição e fixação e seus efeitos na qualidade do solo (ALAMGIR et al., 2016a; ALAMGIR et al., 2016b; GRIMALDI et al., 2014). Esses estudos concluem que a morte de árvores, seja natural ou como resultado de corte e queima parcial de um fragmento florestal para expandir o campo antrópico, implica na redução da capacidade do lugar em sequestrar carbono da atmosfera. Porém, o resultado dessa morte promove a decomposição da matéria orgânica, melhorando assim a qualidade do solo.

Quanto à interação de *trade-off* com o SE de provisão de plantas terrestres cultivadas para fins nutricionais, Vallet et al. (2016) averiguam que a produção de alimentos na Costa Rica apresenta uma relação de contraposição ao SERCG porque as áreas de cultivo se localizam onde antes houve floresta tropical. Da mesma forma, Lee e Lautenbach (2016) concluem que o SERCG possui uma correlação negativa com o SE de provisão de fibras e outras matérias-primas de plantas, fungos, algas e bactérias cultivadas para uso ou processamento direto, pois há necessidade de decidir entre manter a floresta para armazenar carbono ou utilizá-la como recurso.

Tabela 3 - Relações entre o SERCG e outros SEs em condições diversas de amostragem e métodos. 1A variabilidade de precipitação inclui todas as regiões colombianas.

Características		Vallet et al. (2016)	Alamgir et al. (2016a)	Alamgir et al. (2016b)	Lee e Lautenbach (2016)	Rodríguez, Armenteras e Retana (2015)	Grimaldi et al. (2014)
SE de regulação climática possui	Relação de *trade-off* com	- SE de provisão de plantas terrestres cultivadas (incluindo fungos, algas) para fins nutricionais	- SE de regulação de processos de decomposição e fixação e seus efeitos na qualidade do solo	- SE de regulação de processos de decomposição e fixação e seus efeitos na qualidade do solo	- SE de provisão de fibras e outros materiais de plantas, fungos, algas e bactérias cultivadas para uso ou processamento direto (excluindo materiais genéticos).	-	- SE de regulação de processos de decomposição e fixação e seus efeitos na qualidade do solo
	Relação de sinergia com	-	- SE de provisão de plantas cultivadas (incluindo fungos, algas) como fonte de energia; - SE de regulação de temperatura e umidade, incluindo ventilação e transpiração; -SE de regulação de controle de taxas de erosão; -SE de manutenção de populações e habitats (incluindo proteção de pool genético).	- SE de provisão de plantas cultivadas (incluindo fungos, algas) como fonte de energia; - SE de provisão de fibras e outros materiais de plantas, fungos, algas e bactérias cultivadas para uso ou processamento direto (excluindo materiais genéticos).	-SE de manutenção de populações e habitats (incluindo proteção de pool genético). - SE de manutenção dos processos de intemperismo e seus efeitos na qualidade do solo.	-SE de provisão de água de superfície para beber; - SE de regulação do ciclo hidrológico e do fluxo de água. - SE de regulação de *buffering* e atenuação do movimento de massa (Regulamento de perigos e eventos extremos)	- SE de regulação do ciclo hidrológico e do fluxo de água
Referência da classificação dos SEs		-	*Millenium Ecosystem Assesment* (MEA, 2005)	*Millenium Ecosystem Assesment* (MEA, 2005)	*Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V 4.3* (Haines-Young e Potschin, 2013)	The Economics of Ecosystems and Biodiversity initiative (TEEB, 2010)	-
Método		Análise multivariada	Análise multivariada	Teste de correlação de Spearman	Revisão quantitativa (Test T)	- Teste de correlação de Pearson;	Análise multivariada

					- Análise multivariada.	
País de estudo	Costa Rica	Austrália	Austrália	Região pantropical	Colômbia	Brasil e Colômbia
Temperatura (ºC ano^{-1})	-	17-31 (Variação da temperatura média anual)	24-26 (Variação da temperatura média anual)	-	-	-
Precipitação (mm ano^{-1})	1500-7000 (Variação da precipitação média anual)	1200-4000 (Variação da precipitação média anual)	1000-3000 (Variação da precipitação anual total)	-	100-6000[1] (Variação da precipitação anual)	- Brasil: 1700; - Colômbia: 3300. (Precipitação média anual)
Altitude (m)	268-3087	12-1000	12-1000	-	-	- Brasil: 350; - Colômbia: 1100. (Temperatura média anual)
Área amostrada (ha)	-	3.2	3.3	-	-	67.5
Tipo de dados	Secundários (fonte: Vallet et al., 2016)	Primários	Primários	Secundários (fonte: Václavik et al., 2013)	Secundários (fonte: Phillips et al., 2011)	Primários

- **Fatores que influenciam o SE de regulação climática**

Seis dos estudos, 35,3%, avaliam os fatores bióticos, abióticos e antrópicos que produzem aumento ou diminuição na oferta do SERCG pelas florestas tropicais (Tabela 4). Os fatores estudados bem como os métodos empregados diferem entre os artigos. O único trabalho que utilizou uma perspectiva qualitativa (ALAMGIR et al., 2018), realizou uma consulta a especialistas. Os demais artigos realizaram análises quantitativas a partir de dados primários, usando métodos estatísticos como análise de regressão e variância (ANOVA) (LE CLEC'H et al., 2018), estatística multivariada (ALAMGIR et al., 2016b), análise bivariada e regressão linear múltipla *(*MENSAH et al., 2016*), modelo linear generalizado* (GRIMALDI et al., 2014) e teste de correlação de Spearman (FONGNZOSSIE et al., 2014).

Verificamos que 50% dos estudos destacam os fatores "uso da terra" e "riqueza de espécies", sendo então os mais recorrentes. No caso do uso da terra, Le Clec'h et al. (2018) e Grimaldi et al. (2014) consideram que a diminuição da cobertura florestal em detrimento do campo antrópico ou áreas de cultivo influi de forma negativa na oferta de SERCG. Alamgir *et al*. (2018) sinalizam que o histórico de desmatamento e o contexto sociopolítico e socioeconômico são forças que incentivam a intensificação das atividades humanas que induzem a fragmentação do ecossistema natural, que por sua vez determinam a condição de pressão sobre serviço ao longo do tempo.

Alamgir et al. (2018), Mensah et al. (2016) e Fongnzossie et al. (2014) destacam a riqueza de espécies, entendida como o número de espécies presentes em uma área dada. Segundo esses autores, esse é um fator biótico que impacta positivamente a capacidade das florestas de oferecer o SERCG. Alamgir et al. (2018) encontram congruência na distribuição espacial entre o SERCG e a riqueza de espécies no interior de áreas não perturbadas de floresta tropical. Fongnzossie et al. (2014) e Mensah et al. (2016) constatam uma correlação positiva e significativa com esse fator biótico, com um coeficiente de determinação $R^2 = 0,13$ e $R^2 = 0,53$, respectivamente. Ambos enfatizam que tanto o tipo de espécie como a classe de diâmetro influi na contribuição do estoque de carbono. Porém, Mensah et al. (2016) reconhecem que há outras características com maior correlação positiva com o estoque de carbono na vegetação acima do solo que a riqueza de espécies, como a área basal, a área basal das 10 espécies mais importantes e das árvores de maior porte (DAP > 60 cm). Por outro lado, Fongnzossie et al. (2014) não encontram correlação significativa com a abundância de espécies estimada através do índice de diversidade alfa de Fisher.

Le Clec'h et al.(2018) e Grimaldi et al.(2014) realizam sua pesquisa na mesma região amazônica brasileira (Pará). Ambos assinalam o tipo de solo como fator abiótico que afeta o SERCG. Grimaldi et al. (2014) concluem que as diferenças quantitativas na oferta do serviço entre regiões amazônicas (Pará e El Caquetá) são dadas pelas propriedades inerentes do solo, que diferem em profundidade e composição.

Os estudos de Alamgir et al. (2018; 2016b) utilizam perspectivas metodológicas diferentes para avaliação do SERCG em uma mesma região (Queensland, Austrália), mas chegam a conclusões similares sobre os efeitos dos ciclones, que podem diminuir a oferta do serviço por gerar perturbações na floresta. Alamgir et al. (2016b) verificam que as florestas em altitudes elevadas correm menor risco de ser alcançadas pelo impacto dos ciclones e, portanto, são as áreas de maior potencial para estocar carbono.

Por outro lado, ressalvam que o aumento de precipitação e temperatura reduz a capacidade de armazenar carbono nas florestas tropicais.

Tabela 4 - Fatores que influenciam o SERCG nas florestas tropicais em condições diversas de amostragem e métodos.
[1] Entende-se riqueza de espécies como número de espécies.

Características		**Le Clec'h et al. (2018)**	**Alamgir et al. (2018)**	**Alamgir et al. (2016b)**	**Mensah et al. (2016)**	**Grimaldi et al. (2014)**	**Fongnzossie et al. (2014)**
Fatores	**Bióticos**	-	- Riqueza de espécies[1]	-	-Área basal; -Área basal das árvores maiores (DAP > 60cm); -Riqueza de espécies; - Área basal de árvores de médio porte (DAP = 30 - 60 cm); -Área basal das 10 espécies mais importantes.	-	- Riqueza de espécies
	Abióticos	- Tipo de solo	- Perturbações por ciclones	- Precipitação; - Temperatura; - Altitude.	-	- Textura e capacidade de troca catiônica do solo	
	Antrópicos	- Uso da terra; - Contexto histórico e sociopolítico de desmatamento	- Uso da terra	-	-	- Uso da terra; - Dinâmica da composição do mosaico da cobertura da terra.	
Método		- Análise de regressão; - Análise de variância (ANOVA).	- Mapas LULC; - Entrevistas semi-estruturadas.	- Análise de *cluster*	- Análise *bivariada;* *- Regressão linear múltipla.*	- Modelo linear generalizado (GLM)	- Test de correlação de Spearman
País de estudo		Brasil	Austrália	Austrália	África do Sul	Brasil e Colômbia	Camarões e Gabão
Temperatura (^{o}C ano^{-1})		-	-	24-26 (Variação da temperatura média anual)	-	-	23.8 - 26.1 (Variação da temperatura média mensal)
Precipitação (mm ano^{-1})		-	-	1000-3000 (Variação da precipitação anual total)	600-1800 (Variação da precipitação média anual)	1700 - Brasil; 3300 - Colômbia. (A precipitação média anual)	1710 (A precipitação média anual)
Altitude (m)		-	-	12-1000	1050-1800	350 - Brasil; 1100 - Colômbia.	530-840
Área amostrada (ha)		10,80	-	3,30	2,25	67,5	43,45
Tipo de dados		Primários	Secundários (Mapas LULC; Fonte: WTMA, 2014)	Primários	Primários	Primários	Primários

4. Discussão

Levando-se em conta que desde 2005 o uso do conceito "serviço ecossistêmico" vem sendo fortalecido no âmbito acadêmico e político devido ao estímulo do MEA (HACKBART; DE LIMA; DOS SANTOS, 2017), consideramos que a quantidade de estudos dirigidos à valoração ecológica do SERCG nas florestas tropicais é muito pequena, inferior a uma publicação por ano. Nosso levantamento indica que os esforços de pesquisa sobre esse serviço estejam direcionados a outros tipos de valoração (e.g. valoração econômica), como já apontado por Hackbart, de Lima e dos Santos (2017) em sua revisão sobre o SE hídrico. Um dos incentivos que poderia estar motivando a pesquisa deste tipo de valoração do SERCG é o marco de Redução de Emissões de efeito estufa provenientes do Desmatamento e da Degradação florestal (REDD+), cujo objetivo é recompensar financeiramente os países em desenvolvimento que realizam manejo sustentável de florestas e que conservam e aumentam os estoques de carbono florestal (SALLES; SALINAS; PAULINO, 2017). Porém, qualquer valoração econômica de um benefício ecológico deve se embasar em uma análise biofísica previa (ADMIRAAL et al., 2013). Nesse sentido, a escassez de estudos sobre os fluxos ecológicos que geram o SERCG e os fatores que o influenciam pode resultar em generalizações pouco fundamentadas e estratégias políticas errôneas que provoquem mudanças nos processos bióticos e desequilíbrios.

Apesar da grande propagação e importância atual do conceito de SE, observamos que parte da literatura estuda a biomassa ou o estoque de carbono nas florestas tropicais sem associar estes processos ecológicos ao termo SE. É o caso de artigos que geram ou validam equações alométricas para o cálculo de biomassa arbórea ou quantificam a biomassa sem transformá-la em estoque de carbono (EKOUNGOULOU et al., 2014; RUTISHAUSER et al., 2013; ÁLVAREZ et al., 2012; VAN BREUGEL et al., 2011; VIEIRA et al., 2008). Também reconhecemos os estudos que exploram os fatores que influenciam a biomassa ou o estoque de carbono que tampouco os relacionam ao termo SE (MELITO; METZGER; DE OLIVEIRA, 2018; POORTER et al., 2016; ANDERSON-TEIXEIRA et al., 2012; ÁLVAREZ et al., 2012). Por essa razão, uma avaliação que contemple esses trabalhos e traduzam os valores encontrados em termos de SERCG implicaria em uma contribuição complementar para a compreensão da valoração ecológica do serviço.

Um fato é que nem todos os artigos que quantificam o valor médio de estoque de carbono incluem a medida de variabilidade correspondente ou utilizam medidas contrastáveis, dificultando a comparação entre os estudos. Segundo Barde e Barde (2012), o DP e o EPM não são medidas intercambiáveis e, portanto, seu uso dependerá do tipo de parâmetro que se queira reportar. Essa consideração dificultou sobremaneira a confrontação entre os estudos. Tal situação poderia ser evitada se os periódicos onde são publicados esses artigos exigissem parâmetros estatísticos coerentes com a metodologia dos estudos (BARDE e BARDE, 2012), facilitando a compreensão dos dados e possibilitando comparações robustas entre estudos de diferentes fontes (VIHERVAARA et al., 2018)

Em relação às medidas climatológicas, apenas um quarto dos artigos informam sobre a variabilidade da temperatura local. Considerando que a temperatura é um fator abiótico que junto à precipitação e a altitude podem influir no SERCG (ALAMGIR et al., 2016[b];

GUEDES et al., 2001), a falta dessa informação também enfraquece a interpretação do potencial das florestas de diferentes regiões tropicais em oferecer o serviço.

Uma importante apreciação desta análise é que os estudos evidenciam alta variabilidade nos valores estimados de estoque de carbono. Apesar do pequeno número de artigos, que impede uma comparação efetiva, identificamos que a extrapolação desses valores para a escala global encontra limitações na diversidade de fatores que governam cada localidade: regimes climáticos e altitude (ALAMGIR et al., 2016[b]), o "efeito do lugar" (LE CLEC'H *et al.,* 2018) ou o uso da terra (ALAMGIR et al., 2018; GRIMALDI et al., 2014) entre outros, que podem estar influenciando o estoque de carbono de uma região.

Consideramos que há uma tendência dada pela literatura de que a maioria das relações entre o SERCG e outros SEs nas florestas tropicais são sinérgicas, como já constatado por Lee e Lautenbach (2016) em sua revisão. Em consequência, espera-se que os esforços dirigidos a preservar essas florestas atingem a manutenção de outros processos ecológicos (KUKKALA ; MOILANEN, 2017). Porém, as relações de *trade-off* entre o SERCG e os SE de provisão de alimentos e outros recursos como matérias primas, requerem estudos que procurem compreender quais são os limiares dos sistemas naturais em oferecer esses serviços, quais as relações entre sua oferta e as demandas que não prejudiquem, de forma irreversível, os fluxos ecológico e os fluxos de serviços (SERNA-CHAVEZ et al., 2014).
Grande parte dos artigos exploraram relações entre serviços nas escalas local e nacional, resultado que coincide com o mapeamento de SE múltiplos de Malinga et al. (2015).Estudos nessas escalas podem subsidiar políticas públicas ao fortalecer o conhecimento sobre as relações de *trade-off* e sinergia no nível correspondente à tomada de decisão, permitindo prever as consequências ecológicas de exercer pressão sobre um determinado tipo de SE.

A relação de sinergia entre o SERCG e os SEs de provisão de plantas cultivadas como fonte de energia e provisão de fibras e outros recursos como matérias primas é justificada por Alamgir et al. (2016[a]; 2016[b]) a partir do conceito de "uso potencial" do recurso. Essa perspectiva do SE é utilitarista, enfatizando o uso final do beneficio em lugar do processo ecossistêmico subjacente, sendo oposta ao conceito de SE sugerido pelo CICES (LA NOTTE et al., 2017). Como consequência esta visão gera resultados contraditórios se comparados, por exemplo, com Lee e Lautenbach (2016), em cuja revisão encontram uma relação de *trade-off* entre o SERCG e SE de provisão de fibras e outros recursos considerando que o uso dos recursos madeireiros reduz o SERCG devido ao corte de árvores e, inclusive, aumentando os gases de efeito estufa na atmosfera devido à queima de biomassa. Consideramos que é necessário cuidado com a justificativa de "uso potencial" porque ela ameniza a contradição existente entre o consumo de recursos e a deterioração das florestas, podendo assim guiar decisões públicas inadequadas à mitigação dos efeitos climáticos.

Apesar de poucos estudos, a maioria indica que a conversão da floresta em outros usos é um fator significativo que impacta negativamente o SERCG. Essa influência negativa é explicada pela intensificação das atividades humanas nos espaços naturais, gerando fragmentação e desmatamento na floresta tropical (LE CLEC'H et al., 2018; ALAMGIR et al., 2018). A expansão da agricultura e da pecuária, a produção de biocombustíveis e recursos madeireiros, entre outros serviços de provisão, forma um conjunto de demandas atuais de escala global abastecida pela floresta tropical a

expensas da oferta de outros SEs como o de regulação climática. Essa demanda, que prevê um aumento nas próximas décadas, indica a necessidade de otimizar o uso dos espaços antropizados para evitar o aumento do desmatamento e, assim, a perda do potencial de estoque de carbono das florestas (STRASSBURG et al., 2014; TILMAN et al., 2011).

Também, os artigos coincidem em que o fator biótico "riqueza de espécies" possui uma correlação positiva com SERCG, porém destacam que não todas as espécies vegetais possuem o mesmo potencial para armazenar carbono (FONGNZOSSIE et al., 2014; MENSAH et al., 2016). Mensah et al. (2016) sinalizam que a relação positiva encontrada com a riqueza de espécies não era robusta e que apenas 8 das 50 espécies identificadas contribuem com 80% do estoque de carbono, sugerindo a possível existência de padrões de dominância. Do mesmo modo, Ferreira et al. (2018) mostram que as florestas com maior riqueza de espécies não estão associadas à maior quantidade de estoque de carbono nas florestas tropicais. Segundo esse estudo, as florestas primárias, menos perturbadas, possuem quantidades elevadas de estoque de carbono, mas não registram a maior biodiversidade, ao contrário das florestas secundárias, cujos valores de estoque de carbono são menores, mas possuem maior riqueza. Portanto, diferente do sugerido por Fongnzossie et al. (2014) os objetivos de conservação da biodiversidade e de proteção das florestas com maior potencial de estoque de carbono y riqueza de espécies provavelmente demandam estratégias e investimentos específicos para cada um deles.

5. Conclusão

Nesta revisão sistemática reconhecemos que a literatura com foco em valoração ecológica do SERCG nas florestas tropicais é pouca e inconclusiva e que as três linhas de estudo sugerem: (a) alta variabilidade das estimativas de estoque de carbono, (b) predominância das relações sinérgicas entre o SERCG e outros SEs e (c) o "uso da terra" e "riqueza de espécies" como principais fatores que influenciam o SERCG. Essa avaliação esta apoiada nas seguintes considerações:

(a) A partir da avaliação das tendências evidenciamos que as estimativas de estoque de carbono entre florestas podem ser muito diferentes entre si e com altos valores de dispersão que, inclusive, nem sempre são análogos ou mesmo apresentados, dificultando a compreensão dos resultados e comparação entre estudos. Por outro lado, existe uma fração inestimável de estudos que quantifica e analisa os fatores que influenciam o estoque de carbono das florestas sem associar estas interações ecológicas ao termo SE, resultando em uma perda de oportunidade para o avanço desse conhecimento. Em síntese, necessitamos de estudos que relatem as medidas de incerteza associadas aos valores de estoque de carbono estimados e somem as informações de biomassa existentes, fortalecendo a parca compreensão sobre a valoração ecológica do SERCG.

(b) Os estudos ressaltam um maior número de relações sinérgicas entre o SERCG e outros SEs que relações de trade-off, o que implica que o esforço investido na conservação das florestas tropicais em função do SERCG também resulta no acréscimo da oferta de outros SEs. Porém, há controvérsias sobre se em

determinadas condições representam relações de sinergia ou t*rade-off*. Precisamos uniformizar o entendimento sobre o significado dessas relações.

(c) Por outro lado, identificamos que o uso da terra é apontado recorrentemente como fator que diminui o SERCG, enquanto que a riqueza de espécies vegetais, entendendo-a como o número de espécies, possui uma correlação positiva com o SERCG. Porém, estudos apontam que as florestas com maior estoque de carbono não apresentam necessariamente maior riqueza de espécies, deixando essa questão ainda em aberto para futuras avaliações.

6. Agradecimentos

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio financeiro.

7. Referências

ADMIRAAL, J. F.; WOSSINK, A.; DE GROOT, W.; DE SNOO, G. R. More than total economic value: how to combine economic valuation of biodiversity with ecological resilience. **Ecological Economics**, v. 89, p. 115–122, 2013.

ALAMGIR, M.; TURTON, S.M.; MACGREGOR, C.J.; PERT, P.L. Assessing regulating and provisioning ecosystem services in a contrasting tropical forest landscape. **Ecological Indicators**, v. 64, p. 319-334, 2016a.

ALAMGIR, M.; TURTON, S.M.; MACGREGOR, C.J.; PERT, P.L. Ecosystem services capacity across heterogeneous forest types: understanding the interactions and suggesting pathways for sustaining multiple ecosystem services. **Science of the Total Environment**, v. 566-567, p. 584-595, 2016b.

ALAMGIR, M.; TURTON, S.M.; CAMPBELL, M.J.; MACGREGOR, C.J.; PERT, P.L. Spatial congruence and divergence between ecosystem services and biodiversity in a tropical forested landscape. **Ecological Indicators**, v. 93, p. 173-182, 2018.

ALVAREZ, E.; DUQUE, A.; SALDARRIAGA, J.; CABRERA, K.; DE LAS SALAS, G.; DEL VALLE, I.; LEMA, A.; MORENO, F.; ORREGO, S.; RODRÍGUEZ, L. Tree above-ground biomass allometries for carbon stocks estimation in the natural forests of Colombia**. Forest Ecology and Management**, v. 267, pp. 297-308, 2012.

ANDERSON-TEIXEIRA, K. J.; SNYDER, P. K.; TWINE, T. E,; CUADRA, S. V.; COSTA, M. H.; DE LUCIA, E. H. Climate-regulation services of natural and agricultural ecoregions of the Americas. **Nature Climate Change**, v. 2, p.177–181, 2012.

BARDE, M. P.; BARDE, P. J. What to use to express the variability of data: Standard deviation or standard error of mean? **Perspectives in clinical research**, v. 3, n. 3,p. 113–116, 2012.

BENNETT, E. M.; PETERSON, G. D.; GORDON, L. J. Understanding relationships among multiple ecosystem services. **Ecology letters**, v.12, n.12, p. 1394-1404, 2009.

BROWN, C.; REYERS, B.; INGWALL-KING, L.; MAPENDEMBE, A.; NEL, J.; O'FARRELL, P.; DIXON, M.; BOWLES-NEWARK, N. J. **Measuring ecosystem services**: guidance on developing ecosystem service indicators. Cambridge, UK: UNEP- World Conservation Monitoring Centre, 2014.

CARVALHO, T. S.; DOMINGUES, E.P. Economic and deforestation scenario for the Brazilian amazon between 2006 and 2030. **Nova Economia**, v. 26, n. 2, p. 585-621, 2016.

CHAVE, J.; ANDALO, A.; BROWN, S.; CAIRNS, M. A.; CHAMBERS, J. Q.; EAMUS, D.; FÖLSTER, H.; FROMARD, F.; HIGUCHI, N.; KIRA, T.; LESCURE, J. P.; NELSON, B.W.; OGAWA, H.; PUIG, H.; RIERA, B.; YAMAKURA, T. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oceologia,** v. 145, n. 1, p. 87-99, 2005.

CZÚCZ, B.; ARANY, I.; POTSCHIN-YOUNG, M.; BERECZKI, K.; KERTÉSZ, M.; KISS, M.; ASZALÓS, R.; HAINES-YOUNG, R. Where concepts meet the real world: a systematic review of ecosystem service indicators and their classification using CICES. **Ecosystem Services**, v.29, p. 145–157, 2018.

D'ALBERTAS, F.; COSTA, K.; ROMITELLI, I.; BARBOSA, J.M.; VIEIRA, S.A.; METZGER, J.P. Lack of evidence of edge age and additive edge effects on carbon stocks in a tropical forest. **Forest Ecology and Management**, v. 407, p. 57-65, 2018.

EKOUNGOULOU, R.; LIU, X.; LOUMETO, J. J.; IFO, S. A.; BOCKO, Y. E.; KOULA, F. E.; NIU, S. Tree allometry in tropical forest of Congo for carbon stocks estimation in above-ground biomass. **Open journal of forestry**, v.4, p. 481 – 491, 2014.

ENEJI, I. S.; OBINNA, O; AZUA, E. T. Sequestration and Carbon Storage Potential of Tropical Forest Reserve and Tree Species Located within Benue State of Nigeria. **Journal of Geoscience and Environment Protection**, v. 2, p. 157-166, 2014.

FARBER, S. C.; COSTANZA, R.; WILSON, M. A. Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. **Ecological Economics**, v. 41, n. 3, p. 375–392, 2002.

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

FONGNZOSSIE, E. F.; SONWA, D. J.; KEMEUZE, V.; AUZEL, P.; NKONGMENECK, B. A. Above-ground carbon assessment in the Kom-Mengamé forest conservation complex, South Cameroon: exploring the potential of managing

forests for biodiversity and carbon. **Natural Resources Forum**, v. 38, n. 3, p. 220-232, 2014.

GUEDES, B.; ARGOLA, J.; PUNÁ, N; MICHONGA, E.; MONTEIRO, J. **Estudo da biomassa florestal numa floresta aberta de miombo no distrito de Barué, Manica.** Moçambique: Universidade Eduardo Mondlane, Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal. pt. 2. Relatório das atividades de Julho de 2001, 2001.

GIBBS, H. K.; RUESCH, A. S.; ACHARD, F.; CLAYTON, M. K.; HOLMGREN,P.; RAMANKUTTY, N. ;FOLEY, J. A. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. **Proceedings of the National Academy of the United Science of America**, v. 107, n. 38, p. 16732-16737, 2010.

GRIMALDI, M.; OSZWALD, J.; DOLÉDEC, S.; HURTADO, M. P.; MIRANDA, I. S.; DE SARTRE, X. A.; DE ASSIS, W. S.; CASTAÑEDA, E.; DESJARDINS, T.; DUBS, F.; GUEVARA, E.; GOND, V.; LIMA, T. T. S.; MARICHAL, R.; MICHELOTTI, F.; MITJA, D.; NORONHA, N. C.; OLIVEIRA, M. N. D.; RAMÍREZ, B.; RODRÍGUEZ, G.; SARRAZIN, M.; DA SILVA, JR. M. L.; COSTA, L. G. S.; DE SOUZA, S. L.; VEIGA, I.; VELASQUEZ, E.; LAVELLE, P. Ecosystem services of regulation and support in Amazonian pioneer fronts: Searching for landscape drivers. **Landscape Ecology**, v. 29, n. 2, p. 311-328, 2014.

HACKBART, V. C. S.; DE LIMA, G. T. N. P.; DOS SANTOS, R. F. Theory and practice of water ecosystem services valuation: where are we going? **Ecosystem Services**, v 23, p. 218-227, 2017.

HAINES-YOUNG, R.; POTSCHIN, M. B. **Common international classification of ecosystem services (CICES)**: consultation on version 4, August–December 2012. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003, 2013.

HAINES-YOUNG, R.; POTSCHIN, M. B. **Common international classification of ecosystem services (CICES)** V5.1 and guidance on the application of the revised structure. Nottingham, UK: Fabis-Consulting Ltd., 2017.

HOUGHTON, R. A.; NASSIKAS, A. A. Global and regional fluxes of carbon from land use and land cover change 1850–2015.**Global Biogeochem Cycles**, v. 31, p. 456-472, 2017.

KUKKALA, A.S.; MOILANEN, A. Core concepts of spatial prioritisation in systematic conservation planning. **Biological Reviews**, v. 88, p. 443-464, 2013.

LA NOTTE, A.; D'AMATO, D.; MÄKINEN, H.; PARACCHINI, M. L.; LIQUETE, C.; EGOH, B.; GENELETTI, D.; CROSSMAN, N. D. Ecosystem services classification: a systems ecology perspective of the cascade framework. **Ecological Indicators**, v. 74, p. 392-402, 2017.

LE CLEC'H, S.; JÉGOU, N.; DECAENS, T.; GRIMALDI, M.; OSZWALD, J. From field data to ecosystem services maps: using regressions for the case of deforested areas within the amazon. **Ecosystems**, v. 21, n. 2, p. 216-236, 2018.

LEE, H.; LAUTENBACH, S.A quantitative review of relationships between ecosystem services. **Ecological Indicators**, v. 66, p. 340-351, 2016.

MALINGA, R.; GORDON, L. J.; JEWITT, G.; LINDBORG, R. Mapping ecosystem services across scales and continents: a review. **Ecosystem Services**, v. 13, p. 57-63, 2015.

MELITO, M.; METZGER, J. P.; DE OLIVEIRA, A. A. Landscape-level effects on aboveground biomass of tropical forests: a conceptual framework. **Global change biology**, v. 24, n. 2, p. 597-607, 2018.

MENSAH, S.; VELDTMAN, R.; DU TOIT, B.; KAKAÏ, R.G.; SEIFERT, T. Aboveground biomass and carbon in a South African Mistbelt forest and the relationships with tree species diversity and forest structures. **Forests**, v. 7, n. 4, p. 79, 2016.

MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT . **Ecosystems and human well-being**: synthesis. Washington, DC: Island Press, 2005.

PHILLIPS, J. F.; DUQUE, A. J.; YEPES, A. P.; CABRERA, K. R.; GARCIA, M.C.; NAVARRETE, D. A.; ALVAREZ, E.; CARDENAS, D. **Estimación de las reservas actuales (2010) de carbono almacenadas en la biomasa aérea en bosques naturales de Colombia**. Estratificación, alometría y métodos analíticos**.** Bogotá, DC.: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, 2011.

POORTER, L.; BONGERS, F.; MITCHELL, A. T.; ZAMBRANO, A. M. A.; BALVANERA, P.; BECKNELL, J. M.; BOUKILI, V.; BRANCALION, P. H. S.; BROADBENT, E. N.; CHAZDON, R. L.; CRAVEN, D.; DE ALMEIDA-CORTEZ, J. S.; CABRAL, G. A. L.; DE JONG, B. H. J.; DENSLOW, J. S.; DENT, D. H.; DEWALT, S. J.; DUPUY, J. M.; DURÁN, S. M.; ESPÍRITO-SANTO, M. M.; FANDINO, M. C.; CÉSAR, R. G.; HALL, J. S.; HERNANDEZ-STEFANONI, J. L.; JAKOVAC, C. C.; JUNQUEIRA, A. B.; KENNARD, D.; LETCHER, S. G.; LICONA, J. C.; LOHBECK, M.; MARÍN-SPIOTTA, E.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; MASSOCA, P.; MEAVE, J. A.; MESQUITA, R.; MORA, F.; MUÑOZ, R.; MUSCARELLA, R.; NUNES, Y. R. F.; OCHOA-GAONA, S.; DE OLIVEIRA, A. A.; ORIHUELA-BELMONTE, E.; PEÑA-CLAROS, M.; PÉREZ-GARCÍA, E. A.; PIOTTO, D.; POWERS, J. S.; RODRÍGUEZ-VELÁZQUEZ, J.; ROMERO-PÉREZ, I. E.; RUÍZ, J.; SALDARRIAGA, J. G.; SANCHEZ-AZOFEIFA, A.; SCHWARTZ, N. B.; STEININGER, M. K.; SWENSON, N. G.; TOLEDO, M.; URIARTE, M.; VAN BREUGEL, M.; VAN DER WAL, H.; VELOSO, M. D. M.; VESTER, H. F. M.; VICENTINI, A.; VIEIRA, I. C. G.; BENTOS, T. V.; WILLIAMSON, G. B.; ROZENDAAL, D. M. A. Biomass resilience of Neotropical secondary forests. **Nature**, v. 530, n. 7589, p. 211, 2016.

POTSCHIN, M.; HAINES-YOUNG, R.; FISH, R.; TURNER, R. K**. Routledge handbook of ecosystem services**. London, UK :Routledge, 2016.

RODRIGUEZ, N.; ARMENTERAS, D.; RETANA, J. National ecosystems services priorities for planning carbon and water resource management in Colombia. **Land Use Policy**, v. 42, p. 609-618, 2015.

RUTISHAUSER, E.; NOOR`AN, F.; LAUMONIER, Y.; HALPERIN, J; HERGOUALC`H, K.; VERCHOT, L. Generic allometric models including height best estimate forest biomass and carbon stocks in Indonesia. **Forest Ecology Management**, v. 307, p. 219–225, 2013.

SALLES, G. P.; SALINAS, D. T. P.; PAULINO, S. R. Execução de projetos de REDD+ no Brasil por meio de diferentes modalidades de financiamento. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 55, n. 3, p. 445-464, 2017.

SCATENA, F. N.; SILVER, W.; SICCAMA, T.; JOHNSON, A.; SANCHEZ, M.J. Biomass and nutrient content of the bisley experimental watersheds, Luquillo-Experimental-Forest, Puerto-Rico, before and after Hurricane-Hugo, 1989**. Biotropica**, v. 25, p. 15-27, 1993.

SERNA-CHAVEZ, H. M.; SCHULP, C. J. E.; VAN BODEGOM, P.M.; BOUTEN, W.; VERBURG, P. H.; DAVIDSON, M. D. A quantitative framework for assessing spatial flows of ecosystem services. **Ecological Indicators**, v. 39, p. 24-33, 2014.

SOEPADMO, E. Tropical rain forests as carbon sinks. **Chemosphere**, v.27, n. 6, p. 1025-1039, 1993.

STRASSBURG, B. B. N.; LATAWIEC, A. E.; BARIONI, L. G.; NOBRE, C. A.; DA SILVA, V. P.; VALENTIM, J. F.; VIANNA, M.; ASSAD, E. D. When enough should be enough: improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil. **Global environmental change-human and policy dimensions**, v. 28, p. 84-97, 2014.

TEEB: the Economics of Ecosystems and Biodiversity. Earthscan, London UK :The Ecological and Economic Foundations, Pushpam Kumar (Ed.), 2010.

TILMAN, D.; BALZER, C.; HILL, J.; BEFORT, B.L. Global food demand and the sustainable intensification of agriculture**. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States**, v. 108, n. 50, pp. 20260-20264, 2011.

TYUKAVINA, A.; BACCINI, A.; HANSEN, M.C.; POTAPOV, P.V.; STEHMAN, S.V.; HOUGHTON, R. A.; KRYLOV, A.M. M.C.; TURUBANOVA, S.; GOETZ, S.J. Aboveground carbon loss in natural and managed tropical forests from 2000 to 2012. **Environmental Research Letters**, v. 10, n. 7, 2015.

UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE (UNFCCC). The Paris Agreement. United Nations, 2015.

VACLAVIK, T.; LAUTENBACH, S.; KUEMMERLE, T.; SEPPELT, R. Mapping global land system archetypes. **Global Environmental Change**, v. 23, n. 6, p. 1637-1647, 2013.

VAN BREUGEL, M.; RANSIJN, J.; CRAVEN, D.;BONGERS, F.; HALL, J. S. Estimating carbon stock in secondary forests: Decisions and uncertainties associated

with allometric biomass models. **Forest Ecology and Management**, v. 262 n. 8, p. 1648-1657, 2011.

VAN DER LAAN, C.; BUDIMAN, A.; VERSTEGEN, J. A.; DEKKER, S. C.; EFFENDY, W.; FAAIJ, A. P. C.; KUSUMA, A. D.; PITA, A. V. Analyses of land cover change trajectories leading to tropical forest loss: Illustrated for the West Kutai and Mahakam Ulu districts, East Kalimantan, Indonesia. **Land**, v. 7, n. 3, p. 108, 2018.

VALLET, A., LOCATELLI, B., LEVREL, H., MANLAY, R.,OSZWALD, J. Dynamics of ecosystem services during forest transitions in Reventazón, Costa Rica. **PLoS ONE**, v.11, n. 7, 2016.

VIEIRA, S. A.; ALVES, L. F.; AIDAR, M. P. M.; ARAÚJO, L. S.; BAKER, T.; BATISTA, J. L. F.; CAMPOS, M. C. R.; CAMARGO, P. B.; CHAVE, J.; DELITTI, W. B.; HIGUCHI, N.; HONÓRIO, E.; JOLY, C. A.; KELLER, M.; MARTINELLI, L. A.; DE MATTOS, E. A.; METZKER, T.; PHILLIPS, O.; SANTOS, F. A. M.; SHIMABUKURO, M. T.; SILVEIRA, M.; TRUMBORE, S. E. Estimation of biomass and carbon stocks: the case of the Atlantic Forest. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 2, 2008.

VIHERVAARA, P.; MONONEN, L.; NEDKOV S.; VIINIKKA, A**. Biophysical mapping and assessment methods for ecosystem services**. Deliverable D3.3 EU Horizon 2020 ESMERALDA Project, Grant agreement No. 642007, 2018.

WOLFF, N. H.; MASUDA, Y. J.; MEIJAARD, E.; WELLS, J. A. Impacts of tropical deforestation on local temperature and human well-being perceptions. **Global Environmental Change**, v. 52, p. 181-189, 2018.

WTMA. **Spatial datasets**. Cairns, Australia: Wet Tropics Management Authority, 2014.

CAPÍTULO 2

Changes in climate regulation ecosystem service supply in the conversion of Brazilian Atlantic Forest into cattle pastures

Abstract: The deforestation process occurred in the Brazilian Atlantic Forest resulted in fragmented landscapes with small remnants immersed in a dominant anthropic matrix, damaging its ecological function of capturing and stocking carbon into plant tissues, recognised as global climate regulation ecosystem service (GCRES). As a consequence, this function that contributes to climate change mitigation can be significantly compromised. This study aims to understand how the loss of forest cover by the expansion of cattle pastures affects the GCRES at watershed scale. In order to achieve this objective, we worked at the Paraiba do Sul Valley region (Sao Paulo, BR), analysing the carbon stock supply of native forest fragments in initial and intermediate-advanced successional stages, as well as in pasture, through aboveground biomass quantification. From the biomass values calculated we estimated the carbon stock: 16.9 ± 7.25 MgC ha^{-1} in initial forest, 34.8 ± 12.05 MgC ha^{-1} in intermediate-advanced forest and 0.53 ± 0.26 MgC ha^{-1} in pasturelands. We analysed whether the variability of biomass forest responds to landscape configuration metrics and calculated the GCRES index for 16 watersheds that presented different percentage combinations between forest and pasture areas. We identify that the distance to the nearest fragment decreases the early-stage forest biomass, while the average area of fragments located within a radius of 500 m around the sampled fragment increases the intermediate-advanced stage forest biomass. In addition, we found that watersheds covered with more than 40% of forested area have greater presence of intermediate-advanced forest fragments in comparison with less conserved basins, suggesting a differentiated contribution frontier of the SERCG supply throughout the different proportions of land use. This suggests a frontier of differentiated contribution to the GCRES supply along the different proportions of land use. We emphasize the importance of small forest fragments maintenance and regeneration that characterize the most degraded watersheds, since the distance among initial forests fragments plays a determinant role in the SERCG supply in those basins.

Keywords: Land use and land cover changes, carbon, tropical forest, deforestation, ecological succession, biomass.

Mudança na oferta do serviço ecossistêmico de regulação climática na conversão de floresta de Mata Atlântica em campo antrópico

Resumo: O histórico de desmatamento da floresta de Mata Atlântica conformou paisagens dominadas por uma matriz antrópica e com pequenos remanescentes de floresta, prejudicando assim o potencial do hábitat nativo na função ecológica de captação e armazenamento de carbono no tecido vegetal. Em consequência, essa função que contribui para a mitigação da mudança climática, reconhecida como o serviço ecossistêmico de regulação climática global (SERCG), pode estar significativamente comprometida. Assim, este estudo visa compreender como a perda de cobertura florestal pela mudança do uso da terra em campo antrópico afeta o SERCG na escala de bacia hidrográfica. Para alcançar esse objetivo, analisamos a oferta de estoque de carbono de florestas nativas em estágios inicial e intermediário-avançado e em campo antrópico na região do Vale do Paraíba do Sul (São Paulo, BR) através da quantificação da biomassa acima do solo. Com os valores de biomassa obtidos estimamos o estoque de carbono: 16.9±7.25 MgC ha^{-1} para a floresta em estágio inicial, 34.8±12.05 MgC ha^{-1} para o estágio intermediário-avançado e 0.53±0.26 MgCha^{-1} para campo antrópico. Analisamos se a variabilidade dos dados de biomassa florestal responde a métricas de configuração da paisagem e calculamos o índice do SERCG para 16 bacias hidrográficas que apresentavam diferentes combinações percentuais entre área florestal e campo. Identificamos que a distância média ao fragmento mais próximo diminui a biomassa das florestas em estágio inicial, enquanto que a área média dos fragmentos localizados em um raio de 500 m ao redor do fragmento amostrado aumenta a biomassa das florestas em estágio intermediário-avançado. Ademais, encontramos que as bacias hidrográficas com mais de 40% de área florestada apresentam um incremento da presença de fragmentos de sucessão intermediária-avançada em comparação com bacias menos conservadas, o que sugere uma fronteira de contribuição diferenciada da oferta do SERCG ao longo das diferentes proporções de uso da terra. Ainda, ressaltamos a importância da manutenção e regeneração dos pequenos fragmentos florestais que caracterizam as bacias mais degradadas, já que no caso das florestas iniciais a distância entre fragmentos tem um papel determinante na oferta do SERCG.

Palavras chave: mudanças do uso e de cobertura da terra, carbono, floresta tropical, desmatamento, sucessão ecológica, biomassa.

1. Introdução

O desmatamento e a degradação florestal em regiões tropicais são processos derivados de pressões antrópicas intimamente ligadas à obtenção de recursos naturais através da transformação do uso da terra (VAN DER WERF et al., 2009). Esse é um fato no Brasil, que entre 2000 e 2012 foi o país que experimentou a maior perda de área de floresta em escala pan-tropical (TYUKAVINA et al., 2015). Esse processo de desmatamento contínuo influencia negativamente a capacidade dos ecossistemas naturais em atuar como sumidouros de carbono porque a função ecológica de armazená-lo a partir do crescimento vegetal não consegue compensar a perda de carbono pelo desmatamento e por perturbações dentro da floresta em pé (BACCINI et al., 2017). Essa função ecológica, que contribui para a mitigação da mudança climática, é reconhecida como serviço ecossistêmico de regulação climática global (SERCG) segundo a Classificação Internacional Comum dos Serviços Ecossistêmicos (CICES v5.1) (HAINES-YOUNG e POTSCHIN, 2017). Dessa forma, a redução da oferta do SERCG pela perda de floresta tropical implica potencialmente na diminuição do sequestro de carbono na atmosfera e, assim, no agravamento da mudança do clima.

O estado de São Paulo, que concentra 21,8% da população brasileira, abrange o bioma da Mata Atlântica, um dos mais fragilizados do país devido ao intenso processo de desmatamento e fragmentação que vem experimentando desde a época da colonização europeia até hoje pela exploração de *commodities* (IBGE, 2017; RIBEIRO et al., 2011). Apesar de reconhecido como um dos 35 *hotspots* de biodiversidade por sua elevada riqueza de espécies e perda de hábitat (MITTERMEIER et al., 2005; RIBEIRO et at., 2011), restam apenas 16,3% da sua cobertura original no estado de São Paulo (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA/INPE, 2018). Ainda que algumas paisagens de Mata Atlântica parecem estar experimentando um processo favorável de transição florestal, prevalece uma matriz de campo antrópico e cultivos (COSTA et al., 2018; LIRA et al., 2012). De fato, Pavani et al. (2018) preveem uma perda de 3.7 milhões Mg de carbono para esta região até o ano de 2030, considerando os cenários mais conservadores de mudanças no uso da terra que seguiriam o atual ritmo de desenvolvimento. A paisagem de Mata Atlântica do norte paulista segue a regra, sendo conformada por pequenos fragmentos remanescentes de floresta secundária em diferentes estágios sucessionais, imersos em matrizes antrópicas (TABARELLI et al., 2012). Os fragmentos se encontram nos topos das montanhas ou ladeiras íngremes, onde a atividade agropecuária é inviável, com a exceção de poucos fragmentos grandes e contínuos (> 100 ha) de Mata Atlântica que correspondem a Reservas Nacionais e Reservas Biológicas (JOLY et al., 2014; MORENO et al., 2003; DEMANBORO et al., 2015). Em particular, a pecuária é a principal atividade econômica da região, ocupando mais de 60% do território, cujos campos apresentam baixa produtividade devido ao estado de degradação das terras pelas frequentes queimadas e pelo pisoteio do gado ao longo do tempo (STRASSBURG et al., 2014; AGEVAP, 2006).

Com base nessa situação, parte das áreas de campo antrópico, caracterizada pela vegetação herbácea, encontra-se abandonada ou subaproveitada (ALVES-PINTO et al., 2017; STRASSBURG et al., 2014). Essa vegetação permanente que substitui a floresta original também estoca carbono, porém possui um menor potencial em relação às florestas (IPCC, 2003; UNFCCC, 2016). Nesse sentido, está ocorrendo uma mudança no fluxo do carbono nessas paisagens como resultado da substituição da floresta nativa para responder a uma demanda deficiente de provisão de alimento. Avaliar e gerenciar

os estoques e fluxos de serviços dos ecossistemas em paisagens espacialmente heterogêneas constitui um dos principais desafios da ciência da sustentabilidade da paisagem (TURNER et al., 2011; WU, 2013). Como avaliar a relação adequada entre esses serviços que garanta a manutenção dos processos ecológicos e dos benefícios igualitariamente distribuídos entre os agentes sociais, ainda é uma pergunta a ser respondida para os tomadores de decisão (FARLEY, 2012; ALBERT et al., 2016).

Um primeiro passo necessário para respondê-la é compreender como a perda de cobertura florestal pela conversão em campo antrópico afeta o SERCG em escala de paisagem. Para alcançá-lo, consideramos: (1) calcular a biomassa acima do solo da floresta em estado sucessional inicial e intermediário-avançado e de campo antrópico, (2) analisar se a configuração da paisagem influencia na biomassa florestal de cada tipo de sucessão ecológica e (3) calcular o potencial de estoque de carbono em bacias hidrográficas com diferentes combinações percentuais de cobertura florestal e campo antrópico.

2. Material e métodos

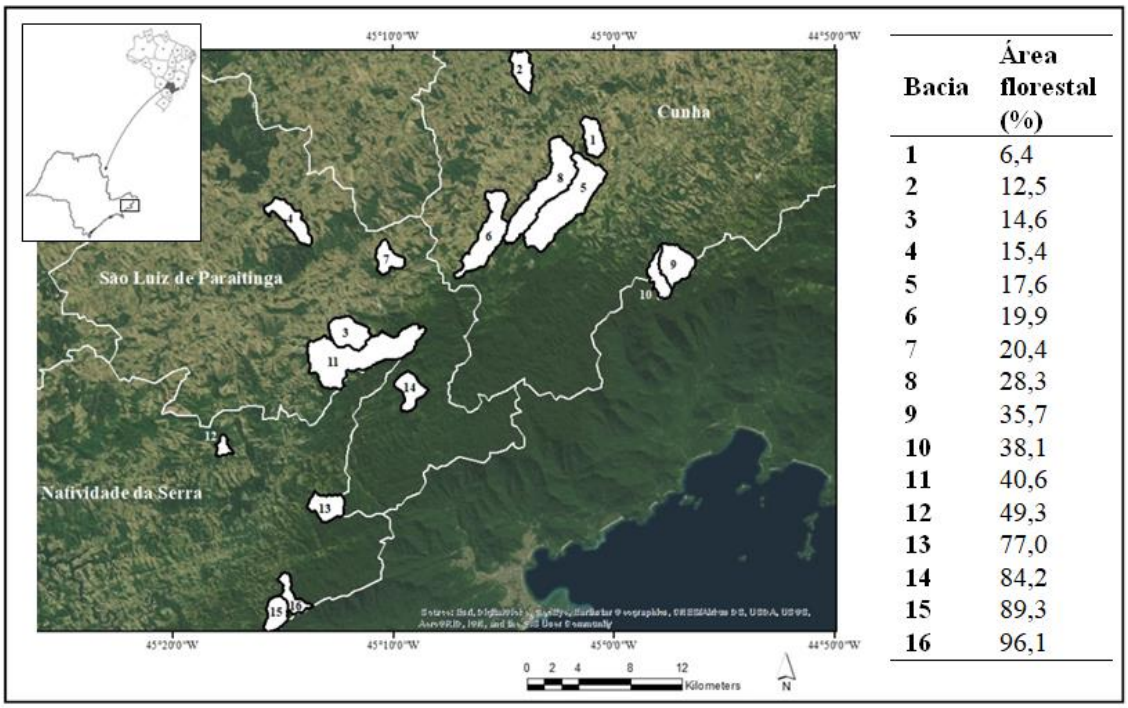
2.1 Área de estudo, bacias hidrográficas e seleção de fragmentos florestais

A área de estudo está inserida no Vale do Paraíba do Sul, ao longo dos municípios de Natividade da Serra, São Luiz de Paraitinga e Cunha (São Paulo, BR). Essa região foi selecionada em virtude de sua importância ambiental e econômica para o país e por haver experimentado um intenso e contínuo processo de ocupação humano, resultando em perdas exacerbadas de recursos naturais (MARENGO; ALVES 2005; CASTILHO et al., 2015; HACKBART, 2016).

Essa região se localiza entre a Serra da Mantiqueira e a Serra do Mar, formando parte da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, com uma extensão de 13.605 km^2 (MARENGO; ALVES, 2005). Possui clima subtropical, com uma temperatura média anual que oscila entre 16 e 23ºC e uma precipitação média anual de 1.400 mm (NUNES; CALBETE, 2000). A Mata Atlântica dessa região se caracteriza como floresta Ombrófila Densa Montana, localizada entre 700 e 1300 m de altitude, sobre solos de tipo Podzólico Vermelho-Amarelo álico e Latossolo Vermelho-Amarelo álico (TARGA, 2009; RADAM BRASIL, 1983). A partir de 1930, o vale do Paraíba do Sul experimentou uma elevada degradação ambiental como consequência do desenvolvimento industrial e urbano, em um processo de descentralização industrial em direção ao interior do Estado. Atualmente, essa localidade compreende uma das áreas industriais mais desenvolvidas do país e, ao mesmo tempo, concentra a maior porcentagem de vegetação remanescente de Mata Atlântica e de Unidades de Conservação da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul (DEMANBORO, 2015; BRAGA et al., 2008). Entretanto, os remanescentes florestais são encontrados em grande parte nas encostas montanhosas das áreas rurais, onde as matrizes predominantes são o campo antrópico, caracterizado por gramíneas para fins pecuários, e a silvicultura de eucalipto. Assim, a composição para Natividade da Serra é 50% de floresta, 26% de campo antrópico e 13% de silvicultura (89% da área total do município); para São Luiz de Paraitinga, 41%, 45% e 11% (97%); e Cunha, 36%, 59% e 4% (99%) (STRASSBURG et al., 2017).

Para estimar a biomassa da floresta e do campo antrópico nessa paisagem rural, consideramos os fragmentos que ocorrem dentro de bacias hidrográficas de rios de 2º e 3º ordem, conforme delimitadas por Hackbart, De Lima e Dos Santos, (2016), caracterizadas por fatores abióticos similares (declividade e tipo de solo). Dessas, selecionamos 16 bacias para representar um gradiente de combinações de 0 a 100% de cobertura florestal nativa complementadas por campo antrópico, sem que outro uso superasse 25% da área total da bacia (Figura 1, Figura S1). Para calcular os percentuais de uso e cobertura da terra nessas bacias foram elaborados mapas por meio da interpretação visual de imagens do satélite SPOT 5 de 2017 (resolução 1:3.000 e DatumSIRGAS 2000) trabalhadas em sistema de informação geográfica *ArcGIS 10.6.1*. Esse conjunto de 16 bacias nos permitiu mostrar como a oferta de estoque de carbono pode variar em função de quantidades relativas de perda de floresta para um determinado tipo de uso da terra, considerando que os remanescentes florestais em seus diversos estágios sucessionais estão sob o mesmo tipo de pressão, há pelo menos nos últimos 15 anos.

Figura 1. Bacias hidrográficas selecionadas no Vale Paraíba do Sul, numeradas pela quantidade de área florestal (%) em relação à área total.



Bacia	Área florestal (%)
1	6,4
2	12,5
3	14,6
4	15,4
5	17,6
6	19,9
7	20,4
8	28,3
9	35,7
10	38,1
11	40,6
12	49,3
13	77,0
14	84,2
15	89,3
16	96,1

2.2 Desenho amostral e coleta de dados

Através da função *random* do *software Excel* aleatorizamos12 fragmentos de floresta em estágio sucessional intermediário-avançado, 11 fragmentos de floresta inicial e 10 fragmentos de campo antrópico que possuíssem um área mínima de 1 ha e fossem logisticamente accessíveis. Em campo, identificamos os fragmentos florestais por meio de GPS Garmin GPSMAP ® 78s e amostramos cada um deles entre junho de 2017 e maio de 2018.

Em cada um dos 23 fragmentos florestais selecionados realizamos uma parcela transversal à área do remanescente de 10 x 100 m, desprezando cerca de 30 m de borda

do fragmento de acordo com a representatividade visual da vegetação no seu conjunto e as condições de acesso, totalizando 2,3 hectares amostrados. Ao longo da parcela medimos o diâmetro à altura do peito (DAP) e a altura de todas as árvores com DAP ≥ 3 cm, incluindo árvores mortas. Utilizamos fita métrica para medir o DAP e trena eletrônica LeicaDISTO^{tm} A5 laser, para medir a altura. Consideramos os caules bifurcados ou múltiplos como apenas um indivíduo para os cálculos de área basal.

Nos 10 fragmentos de campo antrópico, coletamos biomassa viva acima do solo de gramíneas em 40 parcelas de 1 m^2, desconsiderando arbustos ou árvores isoladas. Na região central de cada fragmento estabelecemos um transecto de 141,4 m, evitando as bordas com outros tipos de usos da terra. O comprimento do transecto se definiu a partir do cálculo da diagonal de um quadrado com área de 100 m^2. Ao longo do transecto delimitamos quatro parcelas de 1 m^2 equidistantes, ou seja, a cada 45,7 m, para coletar a biomassa de gramínea (Figura S2).

2.3 Cálculo do estoque de carbono a partir da biomassa acima do solo

Para calcular a biomassa acima do solo (BAS) das árvores utilizamos a equação alométrica proposta por Burger e Delitti (2008), que é determinada pelas variáveis dendrométricas de diâmetro à altura do peito (DAP) e altura e não requer informação sobre a densidade da madeira (Equação1).

$\ln B = -3{,}676 + 0{,}951 \times \ln d^2 \times h$ (Equação 1)

Onde: (B) biomassa da árvore, (d) diâmetro da árvore, (h) altura da árvore.

Utilizamos esse modelo porque foi desenvolvido em um sistema florestal similar ao amostrado e próximo à região de estudo, ou seja, em floresta tropical Ombrófila Densa secundária de Mata Atlântica na Serra do Mar do Estado de São Paulo (CROW; SCHLAEGEL, 1988). Ademais, avaliamos a possibilidade de utilizar outras três equações desenvolvidas para florestas tropicais (Tabela S1), mas foram descartadas porque superestimavam a biomassa em relação à equação de Burger e Delitti (2008), considerando as características de nossos fragmentos amostrados (Figura S3).

Calculamos a BAS florestal somando os valores de todas as árvores de cada parcela amostrada, expressada em Mg ha^{-1}. A partir da estimativa de BAS por parcela, obtivemos o valor médio para cada tipo de sucessão, inicial ou intermediária-avançada, e os transformamos em estoque de carbono multiplicando pelo fator 0,5 (PEARSON; BROWN; BIRDSEY, 2007).

Para testar se os conjuntos de dados de BAS florestal agrupados por tipo de sucessão são estatisticamente diferentes realizamos o teste t-Student, com um nível de confiança de 95%. Considerando que a premissa dessa análise requer que a natureza dos dados siga uma distribuição normal e possua homocedasticidade, executamos o teste de Shapiro-Wilk e o teste F de Fisher (SHAPIRO e WILK, 1965; FISHER, 1922)**.**

No que se refere ao cálculo da biomassa das gramíneas do campo antrópico, foram coletadas e armazenadas em sacolas de papel para serem secas em estufa a 60 ºC durante, aproximadamente, uma semana. Quando o peso seco das gramíneas tornou-se constante, o material foi peneirado para isolar restos de solo, raízes e fezes de animais.

Pesamos o material vegetal seco de cada parcela, obtivemos o valor médio da biomassa em Mg ha^{-1} e o multiplicamos pelo fator 0,5 para convertê-lo em estoque de carbono.

2.4 Influência da configuração da paisagem na biomassa florestal

Avaliamos quatro índices numéricos que caracterizam a configuração dos elementos da paisagem, considerando-os como fatores que poderiam influenciar a biomassa amostrada nas parcelas. Como variável resposta avaliamos a biomassa florestal (Mg ha^{-1}) segundo o tipo de sucessão ecológica e como variáveis explicativas analisamos a distância Euclidiana média do vizinho mais próximo ao fragmento coletado (m), o número total de fragmentos e a área média dos fragmentos florestais (ha) localizados em um raio de 500 m ao redor do fragmento amostrado (KAUANO et al., 2013) e a porcentagem do perímetro do fragmento florestal que limita com outro uso da terra como campo antrópico ou silvicultura. Calculamos a distância Euclidiana média do fragmento florestal mais próximo como medida de isolamento, através do *software Fragstats* v 4.2 (Tabela S2) e as variáveis restantes através do *software ArcGIS 10.6.1*.

Para entender como os preditores influenciam na BAS florestal, utilizamos a análise de regressão linear. Para isso, realizamos a análise de correlação de Pearson com o objetivo de descartar as variáveis que possuem uma forte correlação, ou seja, um coeficiente de correlação maior que 0,7 (DORMANN et al., 2013) e, assim, evitar sobreposição de informação e ruído. Em seguida utilizamos a abordagem da seleção de modelos pelo método *Akaike Information Criterion* para pequenas amostras (AICc), que procura definir um subconjunto ótimo de preditores. Escolhemos o método de AICc porque a proporção entre o número de observações e os elementos analisados é menor que 40 (BURNHAM; ANDERSON, 2002). Dessa maneira, podemos obter o modelo mais plausível comparando a probabilidade de todos os modelos que partem do modelo global através da função *dredge* do pacote *MuMIn* versão 1.40.4 para o *software* R versão 3.5.0 (R Core Team, 2018). Para identificar os modelos que possuem um suporte empírico substancial consideramos $\Delta AIC \leq 2$ e os pesos de Akaike (w_i) (BURNHAM; ANDERSON, 2002).

2.5 Cálculo de estoque de carbono em escala de bacia hidrográfica

Uma vez obtidos os valores médios de estoque de carbono das florestas em estágio sucessional inicial e intermediário-avançado e de campo antrópico, expressados em MgC ha^{-1}, calculamos o estoque de carbono das 16 bacias hidrográficas. Para isso multiplicamos os valores médios de estoque de carbono pela área total de cada tipo de cobertura na bacia e dividimos pela área total da bacia correspondente para obter o valor relativo de estoque de carbono. A partir desses valores relativos elaboramos uma representação gráfica das tendências do ganho ou perda de estoque de carbono e analisamos o índice de estoque de carbono ao longo do gradiente decrescente de cobertura florestal, representando o resultado da substituição de floresta por campo antrópico em escala regional (bacias hidrográficas).

3. Resultados

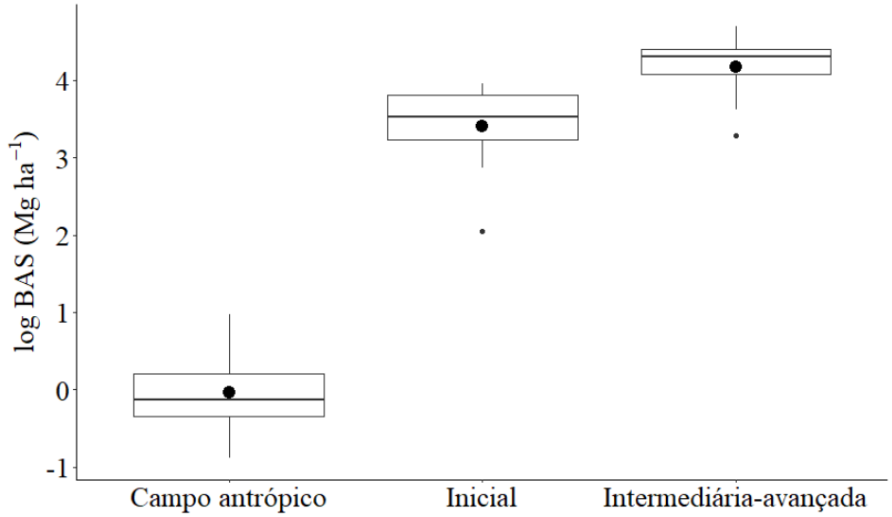
A porcentagem de árvores vivas e mortas amostradas nas florestas de ambos os tipos de sucessão ecológica são similares. Ao longo dos 11 fragmentos de floresta em estágio inicial amostramos 5.695 árvores em 1,1 ha, das quais 95,4% são árvores vivas e 4,6%

mortas. Em relação aos 12 fragmentos de floresta intermediária-avançada, com uma área de 1,2 ha, amostramos 7.373 árvores, sendo 95,3% vivas e 4,7% mortas.

Uma vez contrastada a normalidade dos dados e a igualdade das variâncias da biomassa florestal através dos testes estatísticos (Tabela S3), pudemos constatar que a diferença das médias é estatisticamente significativa com p-valor = 4e-04 < 0,05, t = - 4 e com intervalos de confiança (95%) de -53,1 a -18,6. A biomassa média da floresta intermediária-avançada é 69,6 Mg ha^{-1} e DP = 24,1, aproximadamente o dobro da biomassa média da floresta inicial, com 33,8 Mg ha^{-1} e DP = 14,5. A BAS amostrada é altamente variável entre parcelas em ambos os tipos de sucessão ecológica, compreendendo entre 7,76 a 52,19 Mg ha^{-1} em florestas iniciais e 26,8 a 110,2 Mg ha^{-1} em florestas intermediárias-avançadas.

O valor médio de BAS para campo antrópico estimado é 1,06 Mg ha^{-1}e DP = 0,52. Se compararmos os valores da BAS florestal com os obtidos para campo antrópico (Figura 2), observamos que existe uma grande diferença entre ambos os tipos de cobertura do solo, sendo que o menor valor de BAS florestal amostrado (7,76 Mg ha^{-1}) ainda é três vezes superior ao maior valor encontrado em campo antrópico (2,65 Mg ha^{-1}).

Figura 2. Valores de BAS (Mg ha^{-1}) para campo antrópico, floresta em estágio inicial e em estágio intermediário-avançado. O ponto dentro do diagrama de caixa indica o valor médio para cada conjunto de dados e a linha, o valor da mediana.



Em relação à análise da influência das métricas da configuração da paisagem na biomassa florestal segundo o tipo de sucessão ecológica, contrastamos as variáveis explicativas a partir do método de correlação de Pearson para selecionar as variáveis que formaram o modelo cheio utilizado no método de AICc. Para a biomassa inicial descartamos a variável número de fragmentos porque possui alta correlação com a variável área média dos fragmentos florestais em um raio de 500 m (r = 0,71 > 0,7). Para a biomassa de florestas intermediárias-avançadas excluímos a variável porcentagem do perímetro do fragmento que limita com outro uso da terra porque também possui uma alta correlação com a área média dos fragmentos florestais (r = 0,78 > 0,7). Dessa forma, consideramos tanto relações simples como de interação dupla entre as variáveis explicativas selecionadas no modelo cheio (Tabela 2).

Tabela 2. Modelos cheios utilizados para a seleção de modelos por AICc para a biomassa em estágio inicial e intermediária-avançada.

Tipo de sucessão	Modelo cheio
Inicial	lm(biomassa~m_mancha+m_vizinho+fronteira+m_mancha:m_vizinho+m_vizinho:fronteira+m_mancha:fronteira, data=ini)
Intermediária-avançada	lm(biomassa~m_mancha+m_vizinho+numfrag+m_mancha:m_vizinho+m_vizinho:numfrag+m_mancha:numfrag, data=int)

Encontramos através do método AICc que o melhor modelo para a biomassa de floresta inicial considera o efeito simples da distância Euclidiana média ao fragmento florestal mais próximo do fragmento amostrado (Tabela 3). Já o melhor modelo para a biomassa de floresta intermediária-avançada considera o efeito simples da área média dos fragmentos florestais localizados em um raio de 500 m ao redor do fragmento amostrado (Tabela 4).

Tabela 3. Modelos relacionados à influência das métricas da paisagem na biomassa de floresta em estágio inicial. Em negrito, o melhor modelo explicativo.

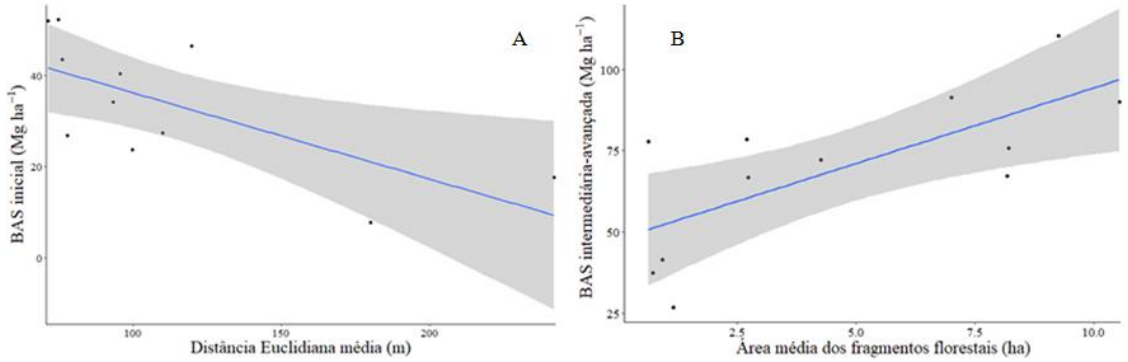
Biomassa florestal estágio inicial ~	Intercepto	df	logLIK	AICc	Delta	Peso
Distância Euclidiana média ao fragmento mais próximo	**55,2**	**3**	**-40,9**	**91,2**	**0,00**	**0,642**
Nulo	33,8	2	-44,5	94,4	3,22	0,129
Perímetro do fragmento + Distância Euclidiana média ao fragmento mais próximo	58,6	4	-40,5	95,6	4,40	0,071
Perímetro do fragmento	46,0	3	-43,3	96,0	4,76	0,060
Distância Euclidiana média ao fragmento mais próximo + Área média fragmento	55,2	4	-40,9	96,5	5,24	0,047
Área média fragmento	38,6	3	-44,1	97,6	6,40	0,026
Perímetro do fragmento + Distância Euclidiana média ao fragmento mais próximo + Perímetro do fragmento: Área média fragmento	129,6	5	-38,7	99,4	8,22	0,011
Perímetro do fragmento + Área média fragmento	54,3	4	-42,4	99,5	8,25	0,010
Perímetro do fragmento + Distância Euclidiana média ao fragmento mais próximo + Área média fragmento	59,8	5	-40,4	102,8	11,59	0,002
Distância Euclidiana média ao fragmento mais próximo + Área média fragmento + Distância Euclidiana média ao fragmento mais próximo: Área média fragmento	33,6	5	-40,6	103,3	12,06	0,002
Perímetro do fragmento + Área média fragmento + Perímetro do fragmento: Área média fragmento	41,9	5	-41,2	104,5	13,26	0,001
Perímetro do fragmento + Distância Euclidiana média ao fragmento mais próximo + Área média fragmento + Perímetro do fragmento: Distância Euclidiana média ao fragmento mais próximo	134,2	6	-38,6	110,3	19,07	0,000
Perímetro do fragmento + Distância Euclidiana média ao fragmento mais próximo + Área média fragmento + Distância Euclidiana média ao fragmento mais próximo: Área média fragmento	24,4	6	-39,6	112,3	21,06	0,000
Perímetro do fragmento + Distância Euclidiana média ao fragmento mais próximo + Área média fragmento + Perímetro do fragmento: Área média fragmento	51,8	6	-40,0	113,0	21,78	0,000
Perímetro do fragmento + Distância Euclidiana média ao fragmento mais próximo + Área média fragmento + Distância Euclidiana média ao fragmento mais próximo: Área média fragmento + Perímetro do fragmento: Distância Euclidiana média ao fragmento mais próximo	103,9	7	-35,4	122,0	30,82	0,000
Perímetro do fragmento + Distância Euclidiana média ao fragmento mais próximo + Área média fragmento + Perímetro do fragmento: Distância Euclidiana média ao fragmento mais próximo + Perímetro do fragmento: Área média fragmento	144,2	7	-36,6	124,4	33,21	0,000
Perímetro do fragmento + Distância Euclidiana média ao fragmento mais próximo + Área média fragmento + Perímetro do fragmento: Área média fragmento + Distância Euclidiana média ao fragmento mais próximo: Área média fragmento	24,8	7	-39,5	130,3	39,08	0,000
Perímetro do fragmento + Distância Euclidiana média ao fragmento mais próximo + Área média fragmento + Perímetro do fragmento: Área média fragmento + Perímetro do fragmento: Distância Euclidiana média ao fragmento mais próximo + Distância Euclidiana média ao fragmento mais próximo: Área média fragmento	116,1	8	-33,3	154,6	63,37	0,000

Tabela 4. Modelos relacionados à influência das métricas da paisagem na biomassa de floresta em estágio intermediário-avançado. Em negrito, o melhor modelo explicativo.

Biomassa florestal estágio intermediária-avançada ~	Intercepto	df	logLIK	AICc	Delta	Peso
Área média fragmento	**47,78**	**3**	**-50,4**	**110**	**0,00**	**0,699**
Área média fragmento + Número de fragmentos	36,99	4	-49,9	114	3,67	0,111
Área média fragmento + Distância Euclidiana média ao fragmento mais próximo	44,03	4	-50,4	114	4,68	0,067
Nulo	69,59	2	-54,7	115	4,97	0,058
Número de fragmentos	48,61	3	-53,9	117	7,02	0,021
Distância Euclidiana média ao fragmento mais próximo	44,29	3	-54,4	118	7,97	0,013
Número de fragmentos + Área média fragmento + Número de fragmentos: Área média fragmento	9,93	5	-49,0	118	8,25	0,011
Distância Euclidiana média ao fragmento mais próximo + Número de fragmentos	-9,94	4	-52,6	119	9,21	0,007
Número de fragmentos + Distância Euclidiana média ao fragmento mais próximo + Área média fragmento	13,96	5	-49,5	119	9,30	0,007
Distância Euclidiana média ao fragmento mais próximo + Área média fragmento + Distância Euclidiana média ao fragmento mais próximo: Área média fragmento	17,73	5	-50,2	120	10,66	0,003
Número de fragmentos + Distância Euclidiana média ao fragmento mais próximo + Número de fragmentos: Distância Euclidiana média ao fragmento mais próximo	-114,70	5	-51,3	123	12,77	0.001
Número de fragmentos + Distância Euclidiana média ao fragmento mais próximo + Área média fragmento + Número de fragmentos: Área média fragmento	2,02	6	-48,9	127	16,90	0,000
Número de fragmentos + Distância Euclidiana média ao fragmento mais próximo + Área média fragmento + Número de fragmentos: Distância Euclidiana média ao fragmento mais próximo	-48,73	6	-48,9	127	16,91	0,000
Número de fragmentos + Distância Euclidiana média ao fragmento mais próximo + Área média fragmento + Número de fragmentos: Área média fragmento	3,66	6	-49,5	128	18,04	0,000
Número de fragmentos + Distância Euclidiana média ao fragmento mais próximo + Área média fragmento + Número de fragmentos: Área média fragmento + Número de fragmentos: Distância Euclidiana média ao fragmento mais próximo	-56,07	7	-48,4	139	28,95	0,000
Número de fragmentos + Distância Euclidiana média ao fragmento mais próximo + Área média fragmento + Distância Euclidiana média ao fragmento mais próximo: Área média fragmento + Número de fragmentos: Área média fragmento	-20,71	7	-48,8	140	29,80	0,000
Número de fragmentos + Distância Euclidiana média ao fragmento mais próximo + Área média fragmento + Número de fragmentos: Distância Euclidiana média ao fragmento mais próximo + Distância Euclidiana média ao fragmento mais próximo: Área média fragmento	-46,70	7	-48,9	140	30,10	0,000
Número de fragmentos + Distância Euclidiana média ao fragmento mais próximo + Área média fragmento + Número de fragmentos: Área média fragmento + Número de fragmentos: Distância Euclidiana média ao fragmento mais próximo + Distância Euclidiana média ao fragmento mais próximo: Área média fragmento	-60,71	8	-48,3	161	50,91	0,000

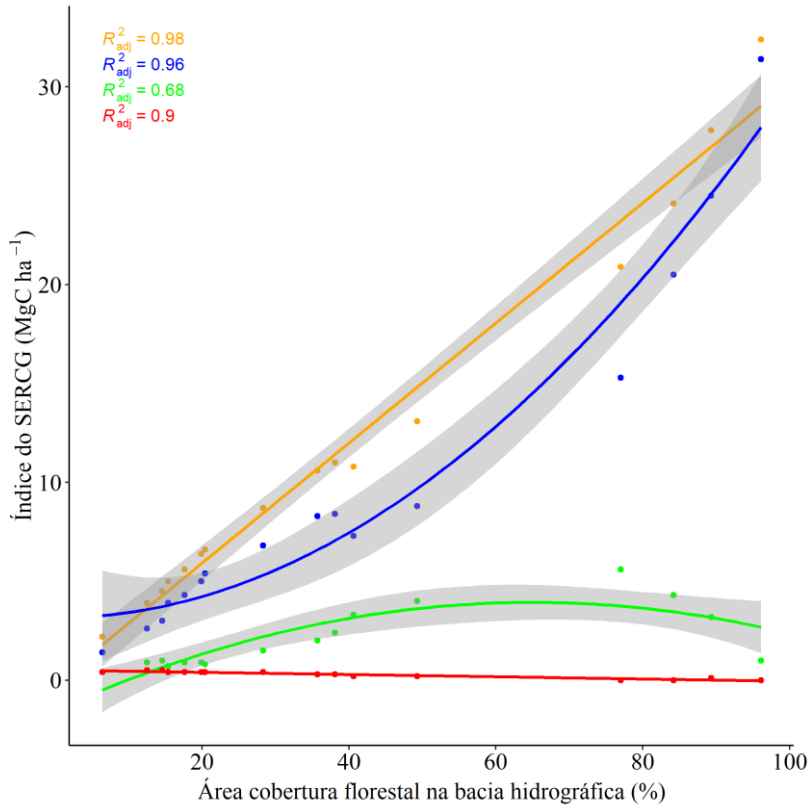
Através da análise de regressão linear observamos que a métrica da distância Euclidiana média ao fragmento mais próximo influencia negativamente a biomassa das florestas em estágio inicial (estimativa = -0,19, EP = 0,07, R^2 = 48%, p-valor = 0,02 < 0,05). Por outro lado, a área média dos fragmentos localizados em um raio de 500 m ao redor do fragmento amostrado influencia positivamente a biomassa das florestas em estágio intermediário-avançado (estimativa = 4,65, EP = 1,43, R^2 = 51%, p-valor = 0,01 < 0,05) (Figura 3). Previamente comprovamos a distribuição da frequência dos dados das variáveis resposta utilizada na análise (Figura S4, S5; Tabela S5) e o ajuste dos resíduos dos modelos (Figura S6, S7).

Figura 3. A) Relação negativa entre a biomassa acima do solo (Mg ha^{-1}) de floresta em estágio inicial e a distância Euclidiana média (m) aos fragmentos florestais mais próximos. B) Relação positiva entre a biomassa acima do solo (Mg ha^{-1}) de floresta em estágio intermediário-avançado e a área média (ha) dos fragmentos florestais que se localizam em um raio de 500 m ao redor do fragmentos amostrado.



Os valores médios de BAS em termos de estoque de carbono equivalem a 16,9 MgC ha^{-1} para a floresta inicial, 34,8 MgC ha^{-1} para floresta intermediária-avançada e 0,53 MgC ha^{-1} para campo antrópico. A partir desses dados obtemos os valores relativos de estoque de carbono (MgC ha^{-1}) correspondente às áreas florestais e de campo antrópico em relação à área total da bacia hidrográfica na qual se localizam (Tabela 6S). Encontramos que o índice do SERCG ofertado pelo campo antrópico (R^2 = 90%) não compensa o serviço ofertado pelas florestas (R^2 = 98%) em nenhum ponto ao longo do gradiente de cobertura florestal na escala de bacia hidrográfica. Por outro lado, o campo antrópico contribui em pequena proporção com a oferta total de estoque de carbono quando a porcentagem de cobertura florestal na bacia é baixa e a contribuição é ínfima quando em bacias mais conservadas (R^2 = 90%). Destacamos que a contribuição da florestal inicial é relevante em bacias de até aproximadamente 40% de cobertura florestal na paisagem (R^2 = 68%), mas em bacias com maior área florestada a proporção de contribuição tende a um comportamento estacionário. Por outro lado, a contribuição da floresta intermediária-avançada na oferta do SERCG aumenta a partir de bacias com aproximadamente 30% de cobertura florestal (R^2 = 96%) (Figura 4, Figura S8).

Figura 4. Relações entre estoque de carbono por hectare (MgC ha^{-1}) e área de cobertura florestal (%) na bacia hidrográfica: floresta inicial (verde), floresta intermediária-avançada (azul), floresta de ambas as sucessões (laranja) e campo antrópico (vermelha).



4. Discussão

Encontramos que os valores médios de estoque de carbono da BAS da floresta secundária de Mata Atlântica de ambos os estágios de sucessão ecológica no vale do Paraíba do Sul são inferiores ao esperado se compararmos com outros estudos realizados no mesmo tipo de floresta e/ou nas proximidades da nossa região de estudo (Tabela S7). Por exemplo, para florestas de sucessão inicial foram encontrados valores médios de estoque de carbono 48%, 65% e 76% superiores ao valor estimado neste estudo (PYLES et al., 2018; GROENVELD et al., 2009; DITT et al., 2010). Para florestas de sucessão intermediária-avançada obtivemos um resultado similar ao constatado por D'Albertas et al. (2018), no entanto, Groenveld et al. (2009) e Ditt et al. (2010) também encontraram valores médios superiores à nossa estimativa, 50% e 69% maiores respectivamente.

Uma das possíveis razões pelas quais obtivemos essa diferença nos valores de biomassa é o desempenho da equação alométrica empregada. Colmanetti et al. (2018) concluem que o modelo de Burger e Delliti (2008) para a Mata Atlântica, utilizado neste estudo, subestima o valor da biomassa porque foi desenvolvido em uma floresta jovem que possuía um intervalo baixo de DAP. Também, indicam que o modelo pan-tropical desenvolvido por Chave et al. (2014) superestima o valor da biomassa, podendo implicar no dobro do valor calculado pela equação de Burger e Delliti (2008), explicando assim a diferença estimada entre Pyles et al. (2018) e nosso estudo.

Ainda, alguns estudos advertem sobre a importância de considerar a densidade da madeira para obter medidas mais precisas na quantificação de biomassa em floresta tropical (FONGNZOSSIE et al., 2014; VIEIRA et al., 2008; BAKER et al., 2004).

Baker et al. (2004) demonstraram que a densidade da madeira explicou aproximadamente 30% da variação da biomassa amostrada na floresta amazônica. A ausência desse fator na equação empregada neste estudo poderia ter influenciado os resultados quando consideramos a quantificação da biomassa diferenciada por tipo de sucessão ecológica, já que florestas jovens possuem uma densidade de madeira inferior a florestas maduras (FONGNZOSSIE et al., 2014). Da mesma forma, Gelder, Poorter e Sterck (2006) demonstram que espécies arbóreas pioneiras tem menor densidade que espécies tolerantes a sombra. As primeiras se beneficiam de rápido crescimento em altura ao investir mais em volume de tronco com a mesma quantidade de massa que as espécies tolerantes a sombra, cujo investimento em densidade aumenta as probabilidades de sobrevivência em uma floresta com dossel fechado onde há maior probabilidade de danos físicos por queda de detritos. Ademais, a densidade da madeira pode variar não só entre espécies, mas também entre indivíduos da mesma espécie devido a condições pedológicas e idade da árvore (BAKER et al., 2004).

Outro fator que pode explicar os baixos valores de biomassa obtidos é que a maioria dos fragmentos amostrados tem área inferior a 50 ha, com mediana de 18 ha. Considerando que fragmentos florestais na Mata Atlântica com áreas abaixo de 25 ha podem apresentar valores de biomassa reduzidos em até 60% devido principalmente ao aumento da mortalidade de árvores (PÜTZ et al., 2011), os fragmentos amostrados neste estudo poderiam também apresentar estrutura vegetal empobrecida pelo processo de fragmentação e perda de habitat. A redução da área do fragmento pode criar mudanças microclimáticas e aumento da turbulência do vento na borda, o que leva à perda de árvores de grande porte e favorece o estabelecimento de espécies pioneiras, associadas a menores valores de biomassa (HADDAD et al., 2015; STEPHENSON et al., 2014; RUSCHEL et al., 2009).

Por outro lado, essa diferença de biomassa entre a borda e o interior pode se ver reduzida como consequência de uma degradação florestal extensiva, quando consideramos paisagens intensamente modificadas pelo ser humano como a Mata Atlântica (D' ALBERTAS et al., 2018). Conhecendo o contexto histórico da região de estudo, sabe-se que profundas transformações no uso da terra ao longo dos últimos 500 anos atuaram como forças condutoras sobre a estrutura e função ecológica dos fragmentos restantes e geraram uma paisagem caracterizada pela abundância de pequenos fragmentos florestais inseridos em uma matriz de campo antrópico (DE LIMA et al., 2016; RIBEIRO et al., 2009). A predominância de fragmentos pequenos amostrados neste estudo resultou da amostragem aleatória realizada nessa paisagem onde fragmentos menores são mais abundantes, fazendo com que fossem mais prováveis de serem selecionados. Nesse sentido, a metodologia aplicada permitiu reconhecer a oferta real do SERCG da floresta secundária nas bacias do vale do Paraíba do Sul, e não o potencial que a Mata Atlântica possui.

Considerando a pequena área da maioria dos fragmentos amostrados e que as árvores amostradas neles possuem em média um DAP pequeno de 7,8 cm, os baixos valores de biomassa obtidos poderiam também indicar que esses remanescentes se encontram em um estado de estagnação na sucessão ecológica ou inclusive de retrocesso. Como indica Chazdon (2016), a recuperação da estrutura e composição florestal de áreas após um uso intensivo de manejo do campo antrópico em paisagens com matriz antrópica pode ser retardada pela baixa disponibilidade de espécies que consigam colonizá-las. Na ausência de fragmentos florestais próximos, a chuva de sementes se torna a principal

fonte de regeneração arbórea dessas áreas abertas, onde as taxas de predação de sementes e mortalidade de plântulas são elevadas, causando a desaceleração da sucessão ecológica pela dominância de determinadas formações vegetais e assim, influenciando na oferta de SEs.

Havendo controlado fatores que influenciam a biomassa indicados na literatura como altitude, inclinação, tipo de solo e sucessão ecológica florestal (VIEIRA et al., 2011; GRIMALDI et al., 2014; CLARK e CLARK, 2000), encontramos que a variabilidade associada à estimativa obtida neste estudo também responde a fatores relacionados com a configuração da paisagem. Especificamente, observamos que a biomassa da floresta em estágio sucessional inicial é afetada negativamente quanto maior é a distância a outro fragmento florestal. Considerando que nas florestas tropicais uma grande proporção das espécies arbustivo-arbóreas, em torno de 75%, possuem síndrome de dispersão zoocórica (PIVELLO et al., 2006; HOWE e SMALLWOOD, 1982), distâncias pequenas entre manchas florestais se tornam essenciais na facilitação do fluxo gênico entre subpopulações por animais que possibilitam a continuidade sucessional e o aumento da complexidade estrutural do fragmento florestal (MARTENSEN; PIMENTEL; METZGER, 2008; RUBIO e SAURA, 2012). Outros estudos também coincidem na importância desse fator determinante na regeneração florestal, destacando a atuação dos fragmentos do entorno como fonte de propágulos para a recomposição de áreas degradadas no entorno e sua contribuição para o aumento da riqueza de espécies (REZENDE et al., 2015; GUARIGUATA E OSTERTAG, 2001). A falta dessas fontes próximas pode implicar na perda de resiliência do fragmento inicial ocasionando a persistência de espécies vegetais pioneiras mesmo depois de 40 anos de regeneração (PYLES et al., 2018; BENGTSSON et al., 2003).

Encontramos também que a biomassa da floresta em estágio sucessional intermediário-avançado é afetada positivamente quanto maior é a área das manchas florestais que se localizam em um raio de 500 m ao redor do fragmento. Levando em conta que o tamanho do fragmento influencia a diversidade específica florestal (BENCHIMOL et al., 2017; PIVELLO et al., 2006) e que o recrutamento de sementes é função das características da vegetação que se localiza nos arredores, é importante considerar os mecanismos que mantem a coexistência dessa diversidade de espécies vegetais em tais manchas (GROENEVELD et al., 2009). Um desses mecanismos está associado à presença de frugívoros de grande porte, responsáveis pela dispersão de grandes sementes, assim como pelo controle de populações que depredam essas sementes (DE PAULA et al., 2018; CULOT et al., 2017). Essas grandes sementes e frutos dos quais esses animais se alimentam procedem de florestas mais conservadas associadas a áreas maiores em comparação com os fragmentos que habitam frugívoros generalistas que conseguem dispersar sementes de menor tamanho (BELLO, et al., 2015). Considerando a importância do recrutamento de espécies arbóreas de grande porte por seu alto potencial de estocar carbono (LUNG; ESPIRA, 2015; THOMPSON; RABINOWITZ, 1989), aqueles fragmentos que possuem manchas vizinhas maiores podem contar com uma fonte de propágulos específicos frente à chegada de sementes de espécies anemocóricas, dando lugar ao avanço sucessional e estimulando o aumento da biomassa (DE PAULA et al., 2018; ZAMA et al., 2012; JESUS et al., 2012). Em contraposição, tamanhos florestais pequenos são mais propensos a experimentar processos de defaunação, cuja perda de animais de grande porte pode reduzir a biomassa florestal e riqueza de espécies ao impactar na sobrevivência de sementes (BOVO et al., 2018; DE PAULA et al., 2018; BELLO, et al., 2015). Esses resultados se mostram coerentes

considerando que a viabilidade populacional está influenciada por processos da paisagem como a conectividade funcional e os efeitos da matriz e borda (VILLARD E METZGER, 2014).

O resultado de estoque de carbono obtido para as gramíneas do campo antrópico, apesar da alta variabilidade do valor médio, coincide com outros estudos publicados para a região subtropical (MÜLLER et al., 2009; IPCC, 2003). Encontramos que a floresta nativa estoca em média 49 vezes mais carbono na biomassa aérea que as gramíneas. Por outro lado, tendo em vista que a floresta possui um maior potencial de carbono, a possibilidade de regeneração natural da floresta a partir dos campos abandonados seria chave para aumentar não apenas o potencial do SERCG, mas também de outros SEs (CHAZDON, 2016; 2008). Da mesma forma, seria possível obter benefícios econômicos com a melhora das condições ambientais como recursos hídricos, prevenção de riscos naturais, beleza estética, assim como se aproximar ao cumprimento da meta proposta pelo Pacto de Restauração da Mata Atlântica sobre restaurar 15 milhões de hectares até 2050 (REZENDE et al., 2015).

Em relação aos valores relativos de estoque de carbono por ha obtidos na escala de bacia hidrográfica, observamos que o SERCG não é compensado em nenhuma das porcentagens do gradiente de cobertura florestal quando o campo antrópico substitui a floresta secundária de Mata Atlântica. A diferença de oferta do SERCG por ha entre floresta e campo antrópico é tão elevada que mesmo na bacia mais degradada, com 6% de área florestal e 75% de campo antrópico, a contribuição do campo equivale apenas 14% do serviço total na bacia. Portanto, isso confirma a preocupação pela perda deste serviço na abertura de novas áreas com fins pecuários frente à perda de floresta na Mata Atlântica e em outras áreas de floresta tropical, no contexto do combate à mudança climática global.

A contribuição do serviço por parte das florestas em estágio intermediário-avançado prevalece sobre a contribuição das florestas em sucessão inicial em qualquer porcentagem de cobertura florestal na bacia, porém tal diferença se amplia em bacias com mais de 40% de cobertura florestal. Essas bacias mais conservadas se localizam próximas ou inclusive dentro da reserva da Serra do Mar, possuem um número médio de 17 fragmentos com área média de 30,4 ha e se caracterizam por possuir fragmentos maiores de floresta em estágio intermediário-avançado. A qualidade dessas manchas pode estar influenciada pela existência do grande fragmento maduro e contínuo correspondente à reserva, como encontrado na análise das métricas da configuração da paisagem.

Já onde mais de 60% do território está destinado à atividade pecuária, a paisagem se caracteriza pela presença de pequenos fragmentos, em média 32 por bacia com uma área média de 4,8 ha. Considerando que a reserva legal prevista pelo código florestal exige manter 20% da propriedade conservada (Lei No. 12,727, 10/17/2012) e que no Vale do Paraíba do Sul a maioria dos proprietários são pequenos e médios produtores (STRASSBURG et al., 2017), as bacias onde há alta atividade pecuária apresentam maior abundância de fragmentos menores em comparação com bacias com mais de 40% do território florestado. Apesar de que bacias menos conservadas propiciem paisagens mais fragmentadas, o investimento na manutenção desses pequenos fragmentos florestais significa maior oferta do SERCG na escala de bacia, além de promover a conectividade funcional do habitat e beneficiar espécies com capacidade de se deslocar

entre manchas, favorecendo o fluxo gênico dispersado por animais e, consequentemente, o avanço sucessional dos fragmentos (BARBOSA et al., 2017; JESUS et al., 2012).

5. Conclusão

Vários estudos reforçam a necessidade de intervir no Vale do Paraíba do Sul através de processos de gestão ambiental territorial de forma a garantir o papel das suas florestas na mitigação da mudança climática. Nós atestamos essa demanda, uma vez que encontramos que a as florestas dessa região estocam em média 49 vezes mais carbono na biomassa aérea que as gramíneas de campo antrópico. Nosso estudo aponta um diferencial na contribuição da oferta do SERCG em bacias hidrográficas que possuem acima de 40% do território florestado porque se caracterizam por possuir áreas maiores de remanescentes em estado sucessional intermediário-avançado, com aproximadamente o dobro da biomassa média da floresta em estágio inicial. Contudo, ainda nessas paisagens mais fragmentadas e com menor cobertura florestal o investimento na manutenção desses pequenos fragmentos florestais é significativo, já que mesmo na bacia mais degradada (6,5% de cobertura florestal, sendo cerca de 2% em estágio inicial e 75% de campo) o serviço de regulação ofertado pelo campo antrópico corresponde a apenas 14% do total da oferta do serviço na bacia. Portanto, ressaltamos a importância da manutenção e regeneração dos pequenos fragmentos florestais que caracterizam as bacias mais degradadas, já que no caso das florestas iniciais a distância entre fragmentos tem um papel determinante na oferta do SERCG.

6. Agradecimentos

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro.

7. Referências

ALBERT, C.; GALLER, C.; HERMES, J.; NEUENDORF, F.; VON HAAREN C; LOVETT A. Applying ecosystem services indicators in landscape planning and management: the ES-in-Planning framework. **Ecological Indicators**, v. 61, p. 100-113, 2016.

ALVES-PINTO, H. N.; LATAWIEC, A. E.; STRASSBURG, B. B.; BARROS, F. S.; SANSEVERO, J. B.; IRIBARREM, A.; CROUZEILLES, R.; LEMGRUBER, L.; RANGEL, M. C.; SILVA, A. C. Reconciling rural development and ecological restoration: strategies and policy recommendations for the Brazilian Atlantic Forest. **Land Use Policy**, v. 60, p. 419-426, 2017.

ASSOCIAÇÃO PRÓ-GESTÃO DAS ÁGUAS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PARAÍBA DO SUL. **Plano de recursos hídricos da bacia do rio Paraíba do Sul: diagnóstico dos recursos hídricos**: relatório final. Laboratório de Hidrologia e Estudos de Meio Ambiente, 2006. (Relatório Contratual R-7). Disponível em: <www.ceivap.org.br/downloads/PSR-010-R0.pdf.> Acesso em: 26 nov. 2018.

BAKER, T. R.; PHILLIPS, O. L.; MALHI, Y.; ALMEIDA, S.; ARROYO, L.; DI FIORE, A.; ERWIN, T.; HIGUCHI, N.; KILLEEN, T. J.; LAURANCE, S. G.; LAURANCE, W. F.; LEWIS, S. L.; LLOYD, J.; MONTEAGUDO, A.; NEILL, D. A.; PATINO, S.; PITMAN, N. C. A.; SILVA, J. N. M.; MARTINEZ, R. V. Variation in wood density determines spatial patterns in Amazonian forest biomass. **Global Change Biology**, v. 10, p. 545-562, 2004.

BARBOSA, K. V. D. C.; KNOGGE, C.; DEVELEY, P. F.; JENKINS, C. N.; UEZU, A. Use of small Atlantic Forest fragments by birds in Southeast Brazil. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 1, p. 42-46, 2017.

BELLO, C.; GALETTI, M.; PIZO, M. A.; MAGNAGO, L. F. S.; ROCHA, M. F.; LIMA, R. A. F.; PERES, C. A.; OVASKAINEN, O.; JORDANO, P. Defaunation affects carbon storage in tropical forests. **Science Advances**, v. 1, n. 11, p. e1501105, 2015.

BENCHIMOL, M.; MARIANO-NETO, E.; FARIA, D.; ROCHA-SANTOS, L.;PESSOA, M. D. S.; GOMES, F. S.; TALORA, D. C.; CAZETTA, E. Translating plant community responses to habitat loss into conservation practices: forest cover matters. **Biological Conservation**, v. 209, p. 499-507, 2017.

BENGTSSON, J.; ANGELSTAM, P.; ELMQVIST T.; EMANUELSSON, U.;FOLKE, C.; IHSE, M.; MOBERG, F.; NYSTRÖM, M. Reserves, resilience and dynamic landscapes. **AMBIO**: a Journal of the Human Environment, v. 32, n.6, p. 542-548, 2003.

BOVO, A. A.; FERRAZ, K. M.; MAGIOLI, M.; ALEXANDRINO, E. R.; HASUI, É.; RIBEIRO, M. C.; TOBIAS, J. A. Habitat fragmentation narrows the distribution of avian functional traits associated with seed dispersal in tropical forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 2, p. 90-96, 2018.

BRAGA, P.F.; FLECHA, R; PENA, D.S.; KELMAN, J. Pacto federativo e gestão de águas. **Estudos Avançados**. v. 22, n.63, p.17-42, 2008.

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo demográfico v 4.3.8.18.20**, 2017. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em: 26 nov. 2018.

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Manual técnico da vegetação brasileira. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em: 27 nov. 2018.

BRASIL. Ministério das Minas e Energia. Departamento Nacional de Produção Mineral. Projeto RADAM. **Levantamento de recursos naturais:** geologia, geomorfologia, solos. Rio de Janeiro: Ministério das Minas e Energia. Departamento Nacional de Produção Mineral, 1983.

BROWN, S.; LUGO, A. E. Biomass of tropical forests: a new estimate based on forest volumes. **Science**, v. 223, p. 1290-1293, 1984.

BURGER, D. M.; DELITTI, W. B. C. Modelos alométricos para estimativa de fitomassa de Floresta Atlântica secundária no sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 4, 2008.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. **Model selection and multi-model inference: a practical information:**theoretic approach. 2nd ed. New York, NY: Springer-Verlag, 2002.

CASTILHO, C. S.; HACKBART, V. C. S.; PIVELLO, V. R.; DOS SANTOS, R. F. Evaluating Landscape Connectivity for Puma concolor and Pantheraonca Among Atlantic Forest Protected Areas. **Environmental Management**, v. 55, p. 1377-1389, 2015.

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

CHAZDON, R. L. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**, v. 320, n. 5882, p. 1458-1460, 2008.

CHAZDON, R. L. **Renascimento de florestas**: regeneração na era do desmatamento. São Paulo: Oficina de Textos, 2016.

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

CLARK, D. B.; CLARK, D. A. Landscape-scale variation in forest structure and biomass in a tropical rain forest. **Forest Ecology and Management**, v. 137, n. 1-3, p. 185-198, 2000.

COLMANETTI, M. A. A.; WEISKITTEL, A.; BARBOSA, L. M.; SHIRASUNA, R. T.; DE LIMA, F. C.; ORTIZ, P. R. T.; CATHARINO, E. L. M.; BARBOSA, T. C.; DO COUTO, H. T. Z. Aboveground biomass and carbon of the highly diverse Atlantic Forest in Brazil: comparison of alternative individual tree modeling and prediction strategies. **Carbon Management**, v. 5, n. 1, p. 1-15, 2018.

COSTA, R. L.; PREVEDELLO, J. A.; DE SOUZA, B. G.; CABRAL, D. C. Forest transitions in tropical landscapes: a test in the Atlantic Forest biodiversity hotspot. **Applied Geography**, v. 82, p. 93-100, 2017.

CROW, T. R.; SCHLAEGEL, B. E.A guide to using regression equations for estimating tree biomass. **Northern Journal of Applied Forestry**, United States, v. 5, n. 1, 1988.

CULOT, L.; BELLO, C.; BATISTA, J. L. F.; DO COUTO, H. T. Z.; GALETTI, M. Synergistic effects of seed disperser and predator loss on recruitment success and long-term consequences for carbon stocks in tropical rainforests. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 7662, 2017.

D'ALBERTAS, F.; COSTA, K.; ROMITELLI, I.; BARBOSA, J. M.; VIEIRA, S. A.; METZGER, J. P. Lack of evidence of edge age and additive edge effects on carbon stocks in a tropical forest. **Forest Ecology and Management**, v. 407, p. 57-65, 2018.

DE LIMA, G. T. N. P., DOS SANTOS HACKBART, V. C., BERTOLO, L. S., DOS SANTOS, R. F. Identifying driving forces of landscape changes: historical relationships and the availability of ecosystem services in the Atlantic forest. **Ecosystem Services**, v. 22, p. 11-17, 2016.

DE PAULA, M. D.; GROENEVELD, J.; FISCHER, R.; TAUBERT, F.; MARTINS, V. F.;HUTH, A. Defaunation impacts on seed survival and its effect on the biomass of future tropical forests. **Oikos**, v. 127, n. 10, p. 1526-1538, 2018.

DEMANBORO, A. C. Environmental management and sustainability in the macrometropole paulista: Paraiba do Sul River Basin. **Sociedade e Natureza**, v. 27, n. 3, p. 515-529, 2015.

DITT, E. H.; MOURATO, S.; GHAZOUL, J.; KNIGHT, J. Forest conversion and provision of ecosystem services in the Brazilian Atlantic forest. **Land Degradation and Development**, v. 21, p. 591-603, 2010.

DORMANN, C. F.; ELITH, J.; BACHER, S.; BUCHMANN, C.; CARL, G.; CARRÉ, G.; MARQUÉZ, J. R. G.; GRUBER, B.; LAFOURCADE, B.; LEITÃO, P. J.; MÜNKEMÜLLER, T.; MCCLEAN, C.; OSBORNE, P. E.; REINEKING, B.; SCHRÖDER, B.; SKIDMORE, A. K.; ZURELL, D.; LAUTENBACH, S. Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. **Ecography**, v. 36, n. 1, p. 27-46, 2013.

FARLEY, J. Ecosystem services: The economics debate. **Ecosystem Services**, v.1, n.1, p. 40-49, 2012.

FISHER, R. A. On the interpretation of χ^2 from contingency tables, and the calculation of P. **Journal of the Royal Statistical Society**, v. 85, n. 1, p. 87-94, 1922.

FONGNZOSSIE, E. F.; SONWA, D. J.; KEMEUZE, V.; AUZEL, P.; NKONGMENECK, B. A. Above-ground carbon assessment in the Kom-Mengamé forest conservation complex, South Cameroon: Exploring the potential of managing forests for biodiversity and carbon. **Natural Resources Forum**, v. 38, n. 3, p. 220-232, 2014.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA ; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período 2016-2017. 2018. Relatório Técnico 63. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/link/Atlas_Mata_Atlantica_2016-2017_relatorio_tecnico_2018_final.pdf>. Acesso em: 26 nov. 2018.

VAN GELDER, H. A.; POORTER, L.; STERCK, F. J. Wood mechanics, allometry and life-history variation in a tropical rain forest tree community. **New Phytologist**, v. 171, p. 367-378, 2006.

GRIMALDI, M.; OSZWALD, J.; DOLÉDEC, S.; HURTADO, M. P.; MIRANDA, I. S.; DE SARTRE, X. A.; DE ASSIS, W. S.; CASTAÑEDA, E.; DESJARDINS, T.; DUBS, F.; GUEVARA, E.; GOND, V.; LIMA, T. T. S.; MARICHAL, R.; MICHELOTTI, F.; MITJA, D.; NORONHA, N. C.; OLIVEIRA, M. N. D.; RAMÍREZ, B.; RODRÍGUEZ, G.; SARRAZIN, M.; DA SILVA, JR. M. L.; COSTA, L. G. S.; DE SOUZA, S. L.; VEIGA, I.; VELASQUEZ, E.; LAVELLE, P. Ecosystem services of regulation and support in Amazonian pioneer fronts: Searching for landscape drivers. **Landscape Ecology**, v. 29, n. 2, p. 311-328, 2014.

GROENEVELD, J.; ALVES, L. F.; BERNACCI, L. C.; CATHARINO, E. L. M.; KNOGGE, C.; METZGER, J. P.; PÜTZ, S.; HUTH, A. The impact of fragmentation and density regulation on forest succession in the Atlantic rain forest. **Ecological Modelling**, v. 220, p. 2450-2459, 2009.

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

HACKBART, V. C. S.; DE LIMA, G. T. N. P.; DOS SANTOS, R. F. Theory and practice of water ecosystem services valuation: where are we going? **Ecosystem Services**, v 23, p. 218-227, 2017.

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

HAINES-YOUNG, R.; POTSCHIN, M. B. **Common international classification of ecosystem services (CICES)** V5.1 and guidance on the application of the revised structure. Nottingham, UK: Fabis-Consulting Ltd., 2017.

HOUGHTON, R. A. As florestas e o ciclo de carbono global: armazenamento e emissões atuais. In: SEMINÁRIO emissão de sequestro de CO_2 :uma nova oportunidade de negócios para o Brasil, Rio de Janeiro: CURD, p. 38-76, 1994.

HOWE, H. F.; SMALLWOOD, J. Ecology of seed dispersal. **Annual review of ecology and systematics**, v. 13, p. 201-228, 1982.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Good practice guidance for land use, land-use change and forestry. Hayama, Kanagawa, Japan Institute for Global Environmental Strategies, 2003. Disponível em: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gpglulucf/gpglulucf.htm>. Acesso em: 25 nov. 2018

JOLY, C.A.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, v. 204, n. 3,p. 459-473, 2014.

JESUS, F. M.; PIVELLO, V. R.; MEIRELLES, S. T.; FRANCO, G. A.; METZGER, J. P. The importance of landscape structure for seed dispersal in rain forest fragments. **Journal of Vegetation Science**, v. 23, n. 6, p. 1126-113, 2012.

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

LIRA, P. K.; TAMBOSI, L. R.; EWERS, R. M.; METZGER, J. P. Land-use and land-cover change in Atlantic Forest landscapes. **Forest Ecology and Management**, v. 278, p. 80-89, 2012.

LUNG, M.; ESPIRA, A. The influence of stand variables and human use on biomass and carbon stocks of a transitional African forest: implications for forest carbon projects. **Forest Ecology and Management**, v. 351, p. 36-46, 2015.

MARENGO, J. A.; ALVES, L. M. Tendências hidrológicas da Bacia do Rio Paraíba do Sul. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 20, n. 2, p. 215-226, 2005.

MARTENSEN, A. C.; PIMENTEL, R. G.; METZGER, J. P. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 141, p. 2184-2192, 2008.

MITTERMEIER, R. A.; GIL, P. R.; HOFFMAN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, T.; MITTERMEIER, C. G.; LAMOREUX, J.; FONSECA, G. A. B. **Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions**. Ed. Conservation International, 2005.

MÜLLER, M. D.; FERNANDES, E. N.; DE CASTRO, C. R. T.; PACIULLO, D. S. C.; DE FREITAS ALVES, F. Estimativa de acúmulo de biomassa e carbono em sistema agrossilvipastoril na Zona da Mata Mineira. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 60, p. 11, 2009.

NUNES, L. H.; CALBETE, N. O. Variabilidade pluviométrica no Vale do Paraíba Paulista. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE METEOROLOGIA, 11., 2000.. Rio de Janeiro, **Anais**... Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Meteorologia, 2000. p. 3987-3994.

PAVANI, B. F.; SOUSA, W. C. J.; INOUYE, C. E. N.; VIEIRA, S. A.; MELLO, A. Y. I. Estimating and valuing the carbon release in scenarios of land-use and climate changes in a Brazilian coastal area. **Journal of Environmental Management**, v. 226, p. 416-427, 2018.

PEARSON, T. R. H.; BROWN S. L.; BIRDSEY R. A. **Measurements guidelines for the sequestration of carbon**. General Technical Report NRS-18. United States Department of Agriculture, Forest services, Northern research station, 2007.

PIVELLO, V. R.; PETENON, D.; JESUS, F. D.; MEIRELLES, S. T.; VIDAL, M. M.; ALONSO, R. D. A. S., FRANCO, G. A. D. C. ; METZGER, J. P. Chuva de sementes em fragmentos de Floresta Atlântica (São Paulo, SP, Brasil), sob diferentes situações de conectividade, estrutura florestal e proximidade da borda. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, n. 4, p. 845-859, 2006.

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

PYLES, M. V.; PRADO-JUNIOR, J. A.; MAGNAGO, L. F. S.; DE PAULA, A.; MEIRA-NETO, J. A. A. Loss of biodiversity and shifts in aboveground biomass drivers in tropical rainforests with different disturbance histories. **Biodiversity and Conservation**, v. 27, n. 12, p. 3215-3231, 2018.

R CORE TEAM. R: **A language and environment for statistical computing**. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2018.

REZENDE, C. L.; UEZU, A.; SCARANO, F. R.; ARAUJO, D. S. D. Atlantic Forest spontaneous regeneration at landscape scale. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, n. 9, p. 2255-2272, 2015.

RIBEIRO, M. C.; MARTENSEN, A. C.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M.; SCARANO, F.; FORTIN, M. J. The Brazilian Atlantic Forest: a shrinking biodiversity hotspot. In: Zachos, F. E. e Habel, J. C. (Ed.). **Biodiversity Hotspots**: distribution and protection of conservation priority areas. Berlin, Heidelberg: Springer, 2011.

RIBEIRO, M. C.;METZGER, J. P.;MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

RUBIO, L.; SAURA, S. Assessing the importance of individual habitat patches as irreplaceable connecting elements: an analysis of simulated and real landscape data. **Ecological complexity**, v. 11, p. 28-37, 2012.

RUSCHEL, A. R.; MANTOVANI, M.; DOS REIS, M. S.; NODARI, R. O.Characterization and dynamics of two successional stages of secondary Atlantic forest. **Revista Árvore**, v. 33, n.1, p. 101-115, 2009.

SHAPIRO, S. S.; WILK, M. B. An analysis of variance test for normality (complete samples). **Biometrika**, v. 52, n. 3-4, p. 591-611, 1965.

STEPHENSON, N. L.; DAS, A. J.; CONDIT, R.; RUSSO, S. E.; BAKER, P. J.; BECKMAN, N. G.; COOMES, D. A.; LINES, E. R.; MORRIS, W. K.; RÜGER, N.; ÁLVAREZ, E.; BLUNDO, C.; BUNYAVEJCHEWIN, S.; CHUYONG, G.; DAVIES, S. J.; DUQUE, Á.; EWANGO, C. N.; FLORES, O.; FRANKLIN, J. F.; GRAU, H. R.; HAO, Z.; HARMON, M. E.; HUBBELL, S. P.; KENFACK, D.; LIN, Y.; MAKANA, J. R.; MALIZIA, A.; MALIZIA, L. R.; PABST, R. J.; PONGPATTANANURAK, N.; SU, S. H.; SUN, I. F.; TAN, S.; THOMAS, D.; VAN MANTGEM, P. J.; WANG, X.; WISER, S. K.; ZAVALA, M. A. Rate of tree carbon accumulation increases continuously with tree size. **Nature**, v. 507, n. 7490, p. 90-93, 2014.

STRASSBURG, B. B. N.; LATAWIEC, A. E.; BARIONI, L. G.; NOBRE, C. A.; DA SILVA, V. P.; VALENTIM, J. F.; VIANNA, M.; ASSAD, E. D. When enough should be enough: Improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil. **Global Environmental Change**, v. 28, p. 84-97, 2014.

STRASSBURG, B. B. N.; LATAWIEC, A. E.;FELTRAN-BARBIERI, R.; ALVES-PINTO, H.; DOS SANTOS, J. S.; BARROS, F. S. M. **Relatório consolidado produto 1**: estudo de economia dos ecossistemas e da biodiversidade de São Paulo - Bacia do Rio Paraíba do Sul Porção Paulista. GAEA Estudo Ambientais Ltda. e Instituto Internacional para Sustentabilidade, 2017.

TABARELLI, M.; AGUIAR, A. V.; RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P. A conversão da floresta atlântica em paisagens antrópicas: lições para a conservação da diversidade biológica das florestas tropicais. **Interciência**, v. 37, n. 2, 2012.

TARGA, M. S. Estudo Hidrológico da Bacia do Rio Una: subsídios para estabelecimento de planos de macrodrenagem no Vale do Paraíba do Sul - SP. Taubaté, SP: Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais – UNITAU, 2009. p. 1-14.

TYUKAVINA, A.; BACCINI, A.; HANSEN, M.C.; POTAPOV, P.V.; STEHMAN, S.V.; HOUGHTON, R. A.; KRYLOV, A.M. M.C.; TURUBANOVA, S.;GOETZ, S.J. Aboveground carbon loss in natural and managed tropical forests from 2000 to 2012. **Environmental Research Letters**, v. 10, n. 7, p. 074002, 2015.

THE INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Good practice guidance for land use, land-use change and forestry. , Hayama-Japan: Institute for Global Environmental Strategies, 2003. Disponível em: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gpglulucf/gpglulucf_contents.html>. Acesso em: 26 nov 2018.

THOMPSON, K.; RABINOWITZ, D. Do big plants have big seeds**? The American Naturalist**, v. 133, n. 5, p. 722-728, 1989.

TURCIOS, R. A. S. T-Student: usos y abusos. **Revista Mexicana de Cardiología**, v. 26, n. 1, p. 59-61, 2015.

TURNER, D. P.; RITTS, W. D.; YANG, Z.; KENNEDY, R. E.; COHEN, W. B.; DUANE, M. V.; THORNTON, P. E.; LAW, B. Decadal trends in net ecosystem production and net ecosystem carbon balance for a regional socioecological system. Forest Ecology and Management, v. 262, p. 1318-1325, 2011.

VAN DER WERF, G. R.; MORTON, D. C.; DE FRIES, R. S.; OLIVIER, J. G. J.; KASIBHATLA, P. S.; JACKSON, R. B.; COLLATZ, G. J.; RANDERSON, J. T. CO_2 emissions from forest loss. **Nature Geoscience**, v. 2, p. 737, 2009.

VELOSO, H. P.; RANGEL-FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, 1991.

VIEIRA, S. A.; ALVES, L. F.; AIDAR, M.; ARAÚJO, L. S.; BAKER, T.; BATISTA, J. L. F.; CAMPOS, M. C.; CAMARGO, P. B.; CHAVE, J.; DELITTI, W. B. C.; HIGUCHI, N.; HONORIO, E.; JOLY, C. A.; KELLER, M.; MARTINELLI, L. A., MATTOS, E. A.; METZKER, T.; PHILLIPS, O.; SANTOS, F. A. M.; SHIMABUKURO, M. T.; SILVEIRA, M.; TRUMBORE, S. E. Estimation of biomass and carbon stocks: the case of the Atlantic Forest. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 2, 2008.

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

WU, J. Landscape sustainability science: ecosystem services and human well-being in changing landscapes. **Landscape Ecology**, v. 28, p. 999-1023, 2013.

ZAMA, M. Y.; BOVOLENTA, Y. R.; CARVALHO, E. D. S.; RODRIGUES, D. R.; DE ARAUJO, C. G.; SORACE, M. A. D. F.; LUZ, D. G. Florística e síndromes de dispersão de espécies arbustivo-arbóreas no Parque Estadual Mata São Francisco, PR, Brasil. **Hoehnea**, v. 39, n. 3, p. 369-378, 2012.

Discussão Geral e Conclusões

O estudo do SERCG da floresta tropical tanto na escala global como regional nos permite evidenciar a dificuldade que implica assignar um valor médio de estoque de carbono que represente esse ecossistema natural. A floresta tropical na escala global encontra-se influenciada por uma ampla variedade de fatores abióticos como a temperatura, precipitação, altitude, inclinação e tipo de solo (ALAMGIR et al., 2016b; GRIMALDI et al., 2014; VIEIRA et al., 2011; CLARK e CLARK, 2000), e antrópicos como o contexto socioeconômico de cada região que leva a diferenças no uso da terra (LE CLEC'H et al., 2018; ALAMGIR et al., 2018; GRIMALDI et al., 2014), que podem implicar na alta divergência entre os valores descritos na literatura. Da mesma forma, as diferenças encontradas na oferta do SERCG na escala regional entre o mesmo tipo de floresta tropical e região ressaltam a influência de outros fatores como as métricas da configuração da paisagem. Ademais, em ambas as escalas o tipo de equação alométrica utilizada influenciou os resultados de biomassa. Tal diversidade de fatores reflete a complexidade que governa as funções ecológicas da floresta tropical e supõe uma advertência nas possíveis generalizações aplicadas em estudos ambientais e estratégias políticas.

Por outro lado, a maioria dos estudos explorados na revisão de literatura indica que a conversão da floresta em outros usos é um fator significativo que impacta negativamente o SERCG (LE CLEC'H et al., 2018; ALAMGIR et al., 2018). Do mesmo modo, no Vale do Paraíba do Sul encontramos que bacias hidrográficas com grande parte do território ocupado pela atividade pecuária apresentam uma paisagem mais fragmentada e com fragmentos florestais de tamanhos menores em comparação com bacias mais conservadas. Em contrapartida, aquelas bacias com mais de 40% da área florestada possuem um diferencial na contribuição da oferta do SERCG devido à presença de fragmentos maiores de floresta em estágio sucessional intermediário-avançado. Contudo, ainda que aquelas menos conservadas propiciem paisagens mais fragmentadas, o investimento na manutenção desses pequenos fragmentos florestais significa maior oferta do SERCG na escala de bacia. Mesmo na bacia mais degradada analisada o serviço de regulação ofertado pelo campo antrópico corresponde a apenas 14% do total da oferta do serviço apesar de ocupar 75% da sua área. Assim, evidenciamos também que o aumento do SERCG possui relações sinérgicas com outros SEs (LEE e LAUTENBACH, 2016) implicando em que qualquer esforço dirigido a preservar a floresta tropical atinge também a manutenção de outros processos ecológicos (KUKKALA e MOILANEN, 2017).

A obtenção de medidas precisas de estoque de carbono se torna desafiante em paisagens heterogêneas que predominam em regiões com um histórico intenso de desmatamento como é o bioma de Mata Atlântica. Frente à tomada de decisão sobre áreas prioritárias de conservação para a promoção do SERCG, o estudo das métricas da paisagem é fundamental para compreender o potencial real dos fragmentos florestais na escala local e assegurar populações viáveis que permitam as florestas avançar no estágio sucessional e assim aumentar a oferta do serviço de regulação, além de outros serviços em sinergia.

Resumo

O serviço ecossistêmico de regulação climática global (SERCG) ofertado pelas florestas é reconhecido pelo seu papel crucial na mitigação da mudança climática. Tais ecossistemas atuam como sumidouros de carbono atmosférico por meio do CO_2 sequestrado e armazenado nos tecidos vivos dos vegetais. Porém, processos de continuo desmatamento afetam negativamente a capacidade desses ecossistemas em ofertar o SERCG, especialmente em florestas tropicais que possuem alto potencial de ofertar o serviço e sofrem forte pressão devido ao desenvolvimento agroindustrial. As paisagens atlânticas brasileiras são exemplos dessa condição, em especial no estado de São Paulo, onde a vegetação natural foi primordialmente convertida em pastagens e silvicultura. Avaliar e gerenciar os estoques e fluxos de serviços dos ecossistemas em paisagens espacialmente heterogêneas constitui um dos principais desafios da ciência da sustentabilidade da paisagem. Frente a esse contexto, o presente estudo tem o objetivo de avaliar os estudos sobre a valoração ecológica do SERCG da floresta tropical e analisar a oferta deste serviço em paisagens atlânticas pressionadas pela atividade pecuária. Inicialmente, investigamos as tendências e lacunas que envolvem a pesquisa dos atributos biofísicos do SERCG nas florestas tropicais e subtropicais na escala pan-tropical através de uma revisão sistemática da literatura sobre o tema nos últimos 20 anos, de acordo com uma abordagem exploratória qualitativa. Constatamos que as estimativas de estoque de carbono das florestas tropicais apresentam alta variabilidade, que os fatores de influência mais recorrentes sobre o SERCG na literatura são as mudanças no uso da terra e a riqueza de espécies e que o SERCG possui maior número de relações de sinergia que de *trade-off* com outros SEs. Em um segundo momento, analisamos a oferta do serviço de regulação em paisagens atlânticas do Vale do Paraíba do Sul (SP), considerando o processo de substituição de floresta nativa por campo antrópico. Levantamos dados em campo para o cálculo de biomassa acima do solo de fragmentos florestais em diferentes estágios sucessionais e em campo antrópico, e transformamos esses dados em estoques de carbono. Os dados subsidiaram os cálculos de SERCG para 16 paisagens que tinham diferentes proporções de áreas de floresta e campo. Também avaliamos a influência da configuração da paisagem sobre a produção de biomassa dos remanescentes florestais. Obtivemos valores de estoque de carbono de 16,9±7,25 MgC ha^{-1} para a floresta inicial, 34,8±12,05 MgC ha^{-1} para floresta intermediária-avançada e 0,53±0,26 MgC ha^{-1} para campo antrópico. Identificamos que a distância ao fragmento mais próximo diminui a biomassa das florestas em estágio inicial, enquanto a área média dos fragmentos localizados em um raio de 500 m ao redor do fragmento amostrado aumenta a biomassa das florestas em estágio intermediário-avançado. Destacamos o fato de que as paisagens avaliadas com > 40% do território florestado possuem um diferencial na contribuição da oferta do SERCG, devido ao aumento em número e área de fragmentos de floresta em estágio intermediário-avançado. Apesar do contraste entre a contribuição dos pequenos fragmentos em estágio inicial e os de estágio mais avançado, a ocorrência dos primeiros implica em uma maior oferta do SERCG em escala de paisagem. Ademais, a conservação desses fragmentos não só influenciaria na oferta do serviço de regulação climática, mas também na oferta de outros com os quais apresenta relações sinérgicas.

Abstract

The global climate regulation ecosystem service (GCRES) provided by forests is recognized for its crucial role in mitigating climate change. These ecosystems act as sinks of atmospheric carbon by sequestering and stocking CO2 in the living tissues of plants. However, continuous deforestation processes decreases its capacity to supply GCRES, especially in tropical forests which have high potential to provide the service and suffer strong pressure due to agroindustrial development. Brazilian Atlantic landscapes are examples of this condition, especially in the state of São Paulo, where natural vegetation was primarily converted into cattle pastures and forestry. Assessing and managing ecosystem services stocks and flows in spatially heterogeneous landscapes is one of the major challenges of landscape sustainability science. In this context, our objective is to evaluate the studies on the ecological valuation of GCRES in tropical forest and to analyse the supply of this service in Atlantic landscapes pressured by livestock activity. Initially, we investigated the trends and gaps that involve the biophysical attributes of GCRES in tropical and subtropical forest at a pan-tropical scale through a systematic review of the literature on the subject in the last 20 years, according to a qualitative exploratory approach. We found that (1) estimates of carbon stock from forests show high variability; (2) the most recurrent factors that influence on GCRES are land use and species richness; and (3) GCRES has a greater number of synergy relations with other SEs compared to trade-off relations. Secondly, we analysed the supply of the regulation service in Atlantic landscapes of the Paraiba do Sul Valley (SP, BR), considering the process of replacing native forest by pasturelands. We collected field data to calculate pasture and forest fragments aboveground biomass at different successional stages, and transformed these data into carbon stocks. This data subsidized the calculations of GCRES supply for 16 landscapes that had different proportions of forest and pasture areas. We also evaluated the influence of landscape configuration on forest remnants biomass production. We found carbon stock values of 16.9 ± 7.25 MgC ha-1 in initial forest, 34.8 ± 12.05 MgC ha-1 in intermediate-advanced forest and 0.53 ± 0.26 MgC ha-1 in cattle pastures. We identified that the distance to the nearest fragment decreases the early-stage forest biomass, while the average area of fragments located within a radius of 500 m around the sampled fragment increases the intermediate-advanced stage forest biomass. We highlight the fact that the evaluated landscapes with more than 40% of forested area have a differentiated contribution to the SERCG supply due to the increase in number and area of intermediate-advanced stage forest fragments. In spite of the contrast between the contribution of small fragments in the early stages and those of more advanced stage, the presence of the former implies a greater supply of SERCG at the landscape scale. In addition, the conservation of these fragments would not only influence the supply of the climate regulation service, but also the supply of other services with which it has synergistic relations.

Referências Bibliográficas

ALAMGIR, M.; TURTON, S.M.; MACGREGOR, C.J.; PERT, P.L. Ecosystem services capacity across heterogeneous forest types: understanding the interactions and suggesting pathways for sustaining multiple ecosystem services. **Science of the Total Environment**, v. 566-567, p. 584-595, 2016b.

ALAMGIR, M.; TURTON, S.M.; CAMPBELL, M.J.; MACGREGOR, C.J.; PERT, P.L. Spatial congruence and divergence between ecosystem services and biodiversity in a tropical forested landscape. **Ecological Indicators**, v. 93, p. 173-182, 2018.

ANDERSON-TEIXEIRA, K. J.; SNYDER, P. K.; TWINE, T. E,; CUADRA, S. V.; COSTA, M. H.; DE LUCIA, E. H. Climate-regulation services of natural and agricultural ecoregions of the Americas. **Nature Climate Change**, v. 2, p.177–181, 2012.

BARBOSA, K. V. D. C.; KNOGGE, C.; DEVELEY, P. F.; JENKINS, C. N.; UEZU, A. Use of small Atlantic Forest fragments by birds in Southeast Brazil. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 1, p. 42-46, 2017.

CLARK, D. B.; CLARK, D. A. Landscape-scale variation in forest structure and biomass in a tropical rain forest. **Forest Ecology and Management**, v. 137, n. 1-3, p. 185-198, 2000.

DORNINGER, C.; EISENMENGER, N. South America's biophysical involvement in international trade: the physical trade balances of Argentina, Bolivia, and Brazil in the light of ecologically unequal exchange. **Journal of Political Ecology**, v. 23, n. 1, p. 394-409, 2016.

GRIMALDI, M.; OSZWALD, J.; DOLÉDEC, S.; HURTADO, M. P.; MIRANDA, I. S.; DE SARTRE, X. A.; DE ASSIS, W. S.; CASTAÑEDA, E.; DESJARDINS, T.; DUBS, F.; GUEVARA, E.; GOND, V.; LIMA, T. T. S.; MARICHAL, R.; MICHELOTTI, F.; MITJA, D.; NORONHA, N. C.; OLIVEIRA, M. N. D.; RAMÍREZ, B.; RODRÍGUEZ, G.; SARRAZIN, M.; DA SILVA, JR. M. L.; COSTA, L. G. S.; DE SOUZA, S. L.; VEIGA, I.; VELASQUEZ, E.; LAVELLE, P. Ecosystem services of regulation and support in Amazonian pioneer fronts: Searching for landscape drivers**.** **Landscape Ecology**, v. 29, n. 2, p. 311-328, 2014.

HAINES-YOUNG, R.; POTSCHIN, M. B. **Common international classification of ecosystem services (CICES)** V5.1 and guidance on the application of the revised structure. Nottingham, UK: Fabis-Consulting Ltd., 2017.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA ; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica**: período 2016-2017. 2018. Relatório Técnico 63. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/link/Atlas_Mata_Atlantica_2016-2017_relatorio_tecnico_2018_final.pdf>, Acesso em: 26 nov. 2018.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Summary for Policymakers. 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. V. Masson-Delmotte, P. Zhai, H. O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P. R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J. B. R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M. I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, T. Waterfield (eds.). Geneva, Switzerland: World Meteorological Organization, 2018. P. 32.

JESUS, F. M.; PIVELLO, V. R.; MEIRELLES, S. T.; FRANCO, G. A.; METZGER, J. P. The importance of landscape structure for seed dispersal in rain forest fragments. **Journal of Vegetation Science**, v. 23, n. 6, p. 1126-113, 2012.

KUKKALA, A.S.; MOILANEN, A. Core concepts of spatial prioritisation in systematic conservation planning. **Biological Reviews**, v. 88, p. 443-464, 2013.

LE CLEC'H, S.; JÉGOU, N.; DECAENS, T.; GRIMALDI, M.; OSZWALD, J. From field data to ecosystem services maps: using regressions for the case of deforested areas within the Amazon. **Ecosystems**, v. 21, n. 2, p. 216-236, 2018.

LEE, H.; LAUTENBACH, S. A quantitative review of relationships between ecosystem services. **Ecological Indicators**, v 66, p. 340-351, 2016.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

TEEB: the Economics of Ecosystems and Biodiversity. Earthscan, London UK :The Ecological and Economic Foundations, Pushpam Kumar (Ed.), 2010.

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

Anexos e Apêndices: capítulo 2

Figura S1. Composição da paisagem nas bacias hidrográficas amostradas no Vale Paraíba do Sul segundo a porcentagem da área da cobertura florestal. Observa-se na cor preta a floresta intermediária-tardia, na cor cinza a floresta inicial, na cor clara pontilhada o campo antrópico e na cor clara com quadrados a silvicultura.

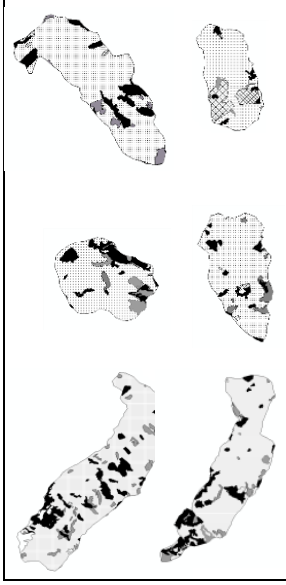
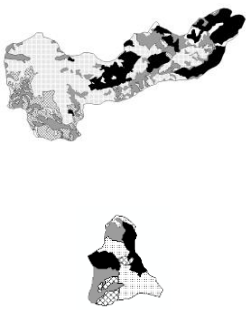
Área de cobertura florestal em bacias hidrográficas (%)				
0-19,9%	**20-39,9%**	**40-59,9%**	**60-79,9%**	**>80%**
				

Figura S2. Esquema da coleta de biomassa acima do solo de gramíneas em quatro parcelas (A, B, C, D) em cada uma das 10 unidades amostrais.

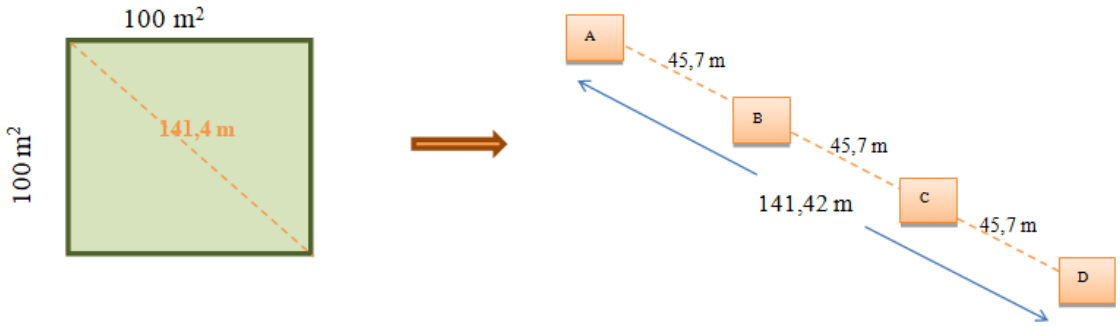


Tabela S1. Equações alométricas utilizadas para calcular a biomassa acima do solo (kg). d = diâmetro à altura do peito (cm), h = altura (m) and ρ = densidade da madeira específica.

Autores	Equações de AGB
Burger e Delitti (2008)	$exp(-3.676 + 0.951 \times lnd^2 \times h)$
Chave et al. (2014)	$0.0673(\rho \times d^2 \times h)^{0.976}$
Scatena et al. (1993)	$exp(-3.282 + 0.95(\ln d^2 \times h))$
Tiepolo; Calmon; Feretti (2002)	$21.297 - 6.953dbh + 0.740\ (d)^2$

Figura S3. A) Estimativa de biomassa (kg) por árvore amostrada nos fragmentos de floresta em função do diâmetro à altura do peito (DAP) (cm), utilizando as seguintes equações alométricas: pontos pretos (Chave et al., 2014), pontos vermelhos (Burger e Delitti, 2008), pontos azuis (Tiepolo; Calmon; Feretti, 2002) e pontos cinzas (Scatena et al., 1993). Observamos que a estimativa de Tiepolo, Calmon e Feretti (2002) são muito superiores às estimadas por Chave et al. (2014), Scatena et al. (1993) e Burger e Delitti (2008). Também, encontramos que a magnitude da diferença entre as estimativas de Chave et al. (2014) e Burger e Delitti (2008) é de 50% de desvio, implicando em um incremento proporcional ao tamanho da árvore. Por exemplo, enquanto Chave et al. (2014) estima 4000 kg para uma árvore de 100 cm de diâmetro, Burger e Delitti (2008) estima aproximadamente 2000 kg. B) Comparação das estimativas de biomassa (kg) entre pares de equações alométricas: pontos azuis (comparação entre Chave *et al*. (2014) e Scatena *et al*. (1993), pontos vermelhos (comparação entre Chave *et al*. (2014) e Burger e Delitti (2008) e pontos cinzas (comparação entre Burger e Delitti (2008) e Scatena et al. (1993). Observamos que as estimativa de biomassa entre as equações de Chave et al. (2014) e Scatena *et al*. (1993) são comparáveis. Como no trabalho de Scatena et al. (1993) e Burger e Delitti (2008) não amostraram árvores de grande porte, parece razoável usar Chave et al. (2014) quando a amostra apresente diâmetros grandes em florestas maduras, enquanto que para florestas secundárias jovens, como as amostradas neste trabalho, parece que Burger e Delitti (2008) é a equação adequada.

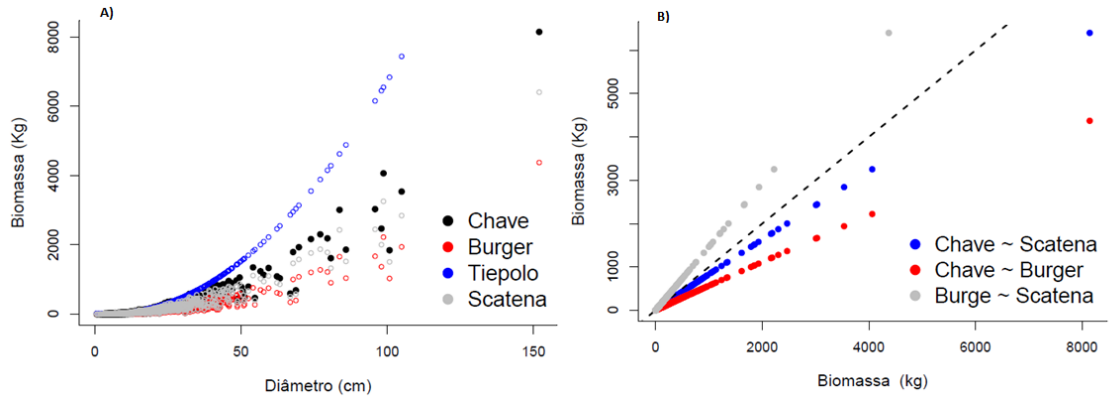


Tabela S2. Equação do índice numérico "distância Euclidiana ao vizinho mais próximo" adaptado de Fragstats Help (MCGARIGAL, 2015).

Variável	Equação	Descrição
Distância Euclidiana média ao vizinho mais próximo (DEMV)	$DEMV = \frac{\sum_{j=1}^{n} x_{ij}}{n_i}$	Distância média (m) da mancha ij às manchas mais próximas do mesmo tipo de classe, neste caso, manchas florestais, dividido pelo número de manchas. A distância considera as bordas das manchas.

Tabela S3. Cálculo do Teste de Shapiro-Wilk e Teste de Fisher para comprovar se os conjuntos de dados de biomassa possuem distribuição normal e homocedasticidade.

Tipo de sucessão florestal	Teste de Shapiro-Wilk	Teste de Fisher
Inicial	W = 0,89292 p-valor = 0,1512	F = 1,2643 p-valor = 0,7192 Intervalo de confiança (95%) = 0,3449604 e 4,4573308 Ratio de variaças = 1,26425
Intermediária-tardia	W = 0,94875 p-valor = 0,6187	
Resultado	Como o p-valor de ambos os conjuntos de dados é > 0.05 **aceitamos a hipótese nula** (H_0), ou seja, os dados **possuem** distribuição normal.	Como o p-valor de ambos os conjuntos de dados é > 0.05 **aceitamos a hipótese nula** (H_0), ou seja, as duas amostras possuem variâncias iguais.

Tabela S4. Estimativas das variáveis utilizadas na seleção de modelos a partir do método AICc. Valores da variável resposta (biomassa MgC ha^{-1}) para cada parcela florestal. Valores das variáveis explicativas: perímetro do fragmento (%) é a porcentagem do perímetro do fragmento coletado que limita com outro uso da terra, N fragmentos é o número total de fragmentos localizados em um raio de 500 m ao redor do fragmento amostrado, área_m fragmento (ha) é a área média dos fragmentos florestais localizados em um raio de 500 m e DEMV é a distância Euclidiana média ao fragmento florestal mais próximo do fragmento coletado (m). EP faz referência ao erro padrão da estimativa.

Estágio	Nome fragmento	Biomassa (Mg ha-1)	Perímetro do fragmento (%)	N fragmentos	Área_m fragmento (ha)	EP_Área	DEMV (m)	EP_DEMV
Inicial	1_In	52.19	0.46	16.00	5.50	19.33	74.91	12.18
Inicial	2_In	51.89	0.00	16.00	3.02	6.46	71.52	7.70
Inicial	3_In	46.40	0.70	22.00	0.37	0.60	119.82	59.60
Inicial	4_In	43.43	0.26	28.00	6.09	18.61	76.21	22.18
Inicial	5_In	40.33	0.30	15.00	12.58	46.46	95.85	60.31
Inicial	6_In	34.10	1.00	42.00	0.59	1.15	93.41	59.06
Inicial	7_In	27.37	0.77	5.00	8.63	15.55	110.00	70.71
Inicial	8_In	26.81	0.47	26.00	2.50	8.60	77.88	37.87
Inicial	9_In	23.68	0.51	31.00	1.27	2.63	99.88	42.51
Inicial	10_In	17.65	0.67	8.00	8.64	13.94	241.87	0.00
Inicial	11_In	7.76	0.59	12.00	8.71	27.31	180.04	62.82
Interm-avanç	1_Int	110.22	0.18	49.00	9.26	57.26	78.36	16.48
Interm-avanç	2_Int	91.26	0.38	15.00	7.01	19.10	146.21	91.94
Interm-avanç	3_Int	90.00	0.54	37.00	10.54	55.62	127.88	35.86
Interm-avanç	4_Int	78.49	0.77	45.00	2.69	6.94	113.29	58.97
Interm-avanç	5_Int	77.88	0.97	34.00	0.62	1.24	83.20	34.31
Interm-avanç	6_Int	75.81	0.52	15.00	8.21	25.89	110.85	106.47
Interm-avanç	7_Int	72.09	0.78	28.00	4.26	13.09	72.00	24.00
Interm-avanç	8_Int	67.08	0.06	48.00	8.17	39.17	85.42	38.44
Interm-avanç	9_Int	66.68	0.49	25.00	2.73	5.54	121.68	69.25
Interm-avanç	10_Int	41.35	0.76	22.00	0.92	2.37	94.64	59.78
Interm-avanç	11_Int	37.44	0.79	38.00	0.72	1.40	88.37	36.63
Interm-avanç	12_Int	26.79	0.91	16.00	1.15	2.46	94.64	59.78

Figura S4. Exploração da distribuição da frequência dos dados de BAS de floresta em estágio inicial. Devido a que a biomassa de floresta inicial é uma variável resposta numérica cujos dados compreendem números positivos, consideramos as distribuições normal na cor vermelha e lognormal na cor verde. Os gráficos gerados sugerem que a distribuição que melhor ajusta os dados é a distribuição normal.

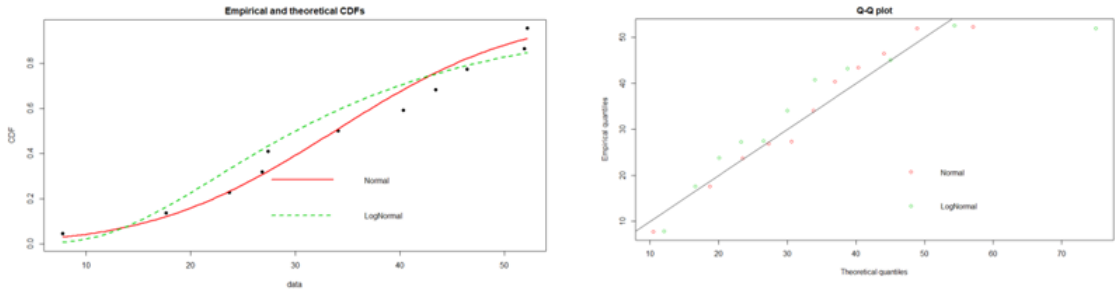


Figura S5. Exploração da distribuição da frequência dos dados de BAS de floresta em estágio intermediário-tardio. Devido a que a biomassa de floresta intermediária-avançada também é uma variável resposta numérica cujos dados compreendem números positivos, consideramos as distribuições normal na cor vermelha e lognormal na cor verde. Os gráficos gerados sugerem que a distribuição que melhor ajusta os dados é a distribuição normal.

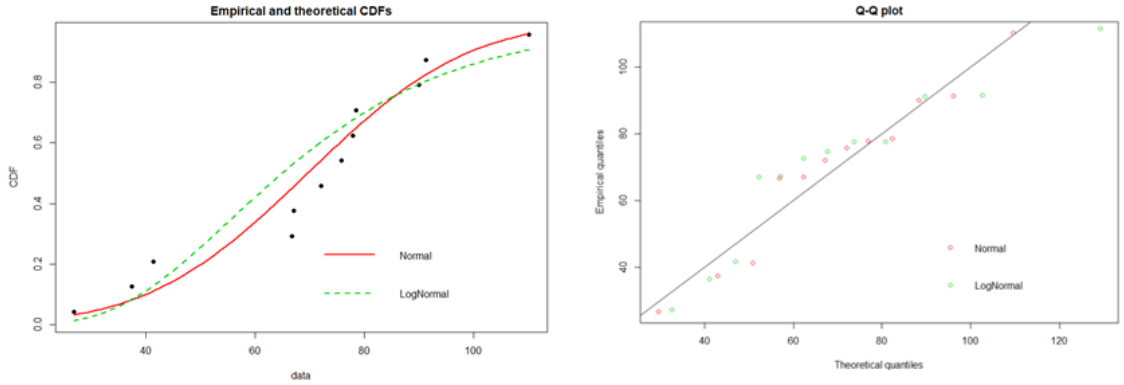


Tabela S5. Utilizamos o método AIC para comprovar se a distribuição normal é a que melhor se ajusta aos dados. Observamos que a distribuição normal para ambas as variáveis de dados de BAS possuem o menor valor de AIC.

Dados de BAS	**AIC**	
	Distribuição normal	**Distribuição lognormal**
Inicial	92,9	96,6
Intermediária-avançada	113	116

Figura S6. Análise de resíduos do modelo de regressão linear para a biomassa de estágio inicial. Os gráficos indicam que os resíduos são aleatórios, independentes e homocedásticos, porém no gráfico da distância de Cook observamos que o ponto 22 sai dos limites das linhas descontinuas. Comprovamos que ao refazer a análise sem o dado 22 o gráfico não mudou.

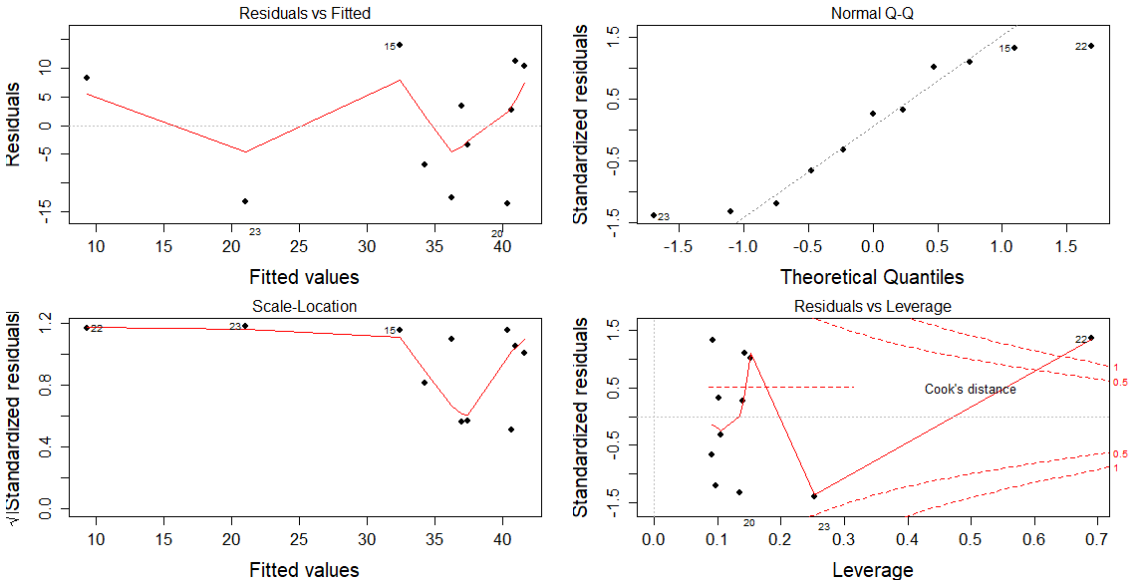


Figura S7. Análise de resíduos do modelo de regressão linear para a biomassa de estágio intermediário-tardio. Os gráficos indicam que os resíduos são aleatórios, independentes e homocedásticos.

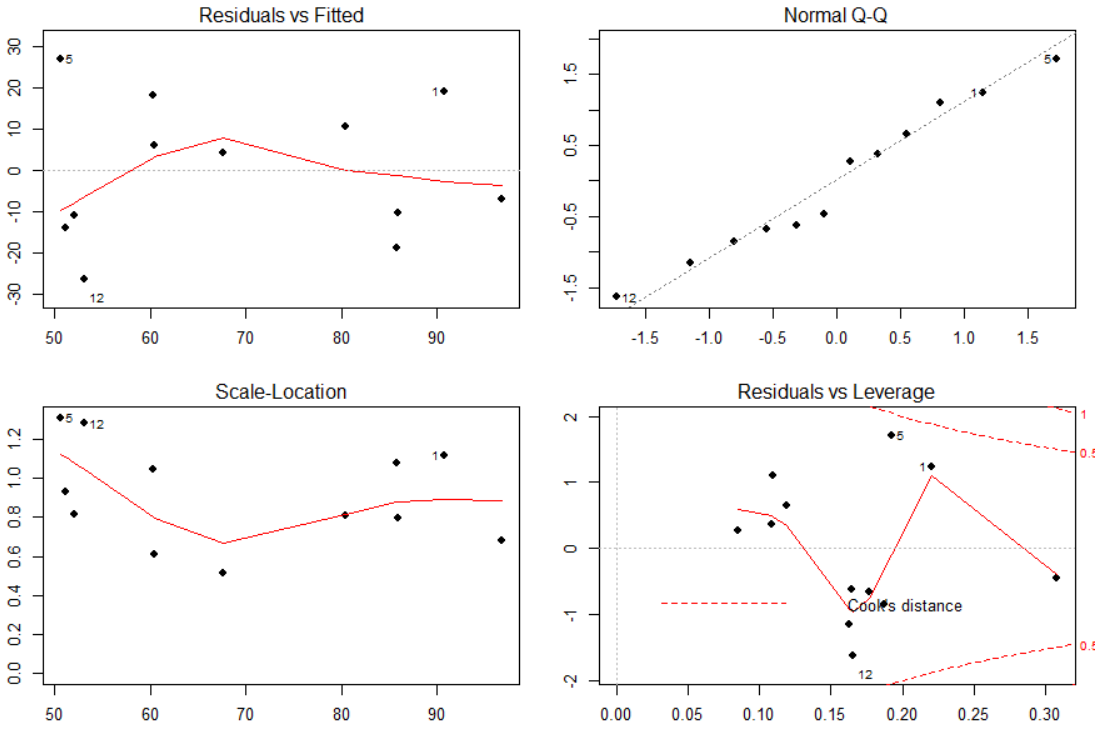
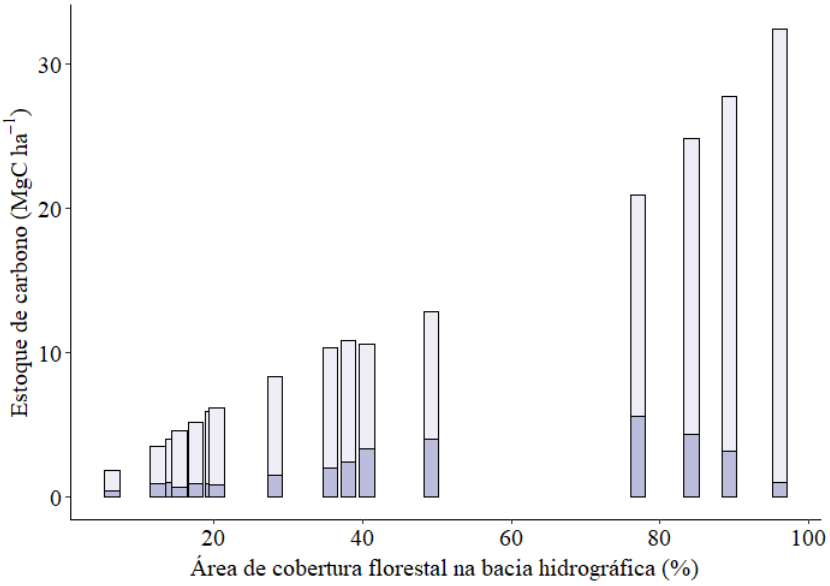


Tabela S6. Na primeira subdivisão da coluna a esquerda observa-se a porcentagem da área florestal por tipo de sucessão ecológica, o total de ambos os estágios florestais, o campo antrópico em relação à área total das bacias hidrográficas. Na segunda subdivisão a direita observa-se os valores relativos de estoque de carbono (MgC ha^{-1}) correspondente a área florestal e de campo antrópico em relação a área total da bacia hidrográfica e o estoque de carbono total de ambos os usos da terra.

Área (ha)	**Área (%)**				**Estoque de carbono (MgC ha^{-1})**				
Bacia hidrográfica	**Floresta inicial**	**Floresta intermediária-avançada**	**Floresta total na bacia**	**Campo antrópico na bacia**	**Floresta inicial**	**Floresta intermediária-avançada**	**Florestas inicial e intermediária-avançada**	**Campo antrópico**	**Total de florestas e campo antrópico**
407,4	2,3	4,2	6,5	74,7	0,4	1,5	1,9	0,4	2,3
406,0	5,2	7,5	12,7	86,3	0,9	2,6	3,5	0,5	4,0
1070,1	5,9	8,7	14,6	85,4	1,0	3,0	4,0	0,5	4,5
542,0	4,2	11,2	15,4	83,7	0,7	3,9	4,6	0,4	5,0
1782,5	5,2	12,3	17,5	79,0	0,9	4,3	5,2	0,4	5,6
1063,7	5,5	14,5	20	80,0	0,9	5,0	6,9	0,4	7,3
347,8	5,0	15,4	20,4	76,4	0,8	5,4	6,2	0,4	6,6
1489,5	8,7	19,6	28,3	66,6	1,5	6,8	8,3	0,4	8,7
643,1	11,8	24,0	38,1	62,1	2,0	8,4	10,4	0,3	10,7
345,4	14,1	24,0	38,1	61,9	2,4	8,4	10,8	0,3	11,1
2089,1	19,5	21,1	40,6	44,4	3,3	7,4	10,7	0,2	10,9
132,4	24,0	25,3	49,3	39,4	4,0	8,8	12,8	0,2	13,0
457,9	33,1	44,0	77,1	1,8	5,6	15,3	20,9	0,0	20,9
438,3	25,2	58,9	84,1	5,0	4,3	20,5	24,8	0,1	24,8
381,0	20,0	70,3	30,3	10,7	3,2	24,5	27,7	0,1	27,8
315,2	6,0	90,1	96,1	3,9	1,0	31,2	32,2	0,0	32,2

Figura S8. Contribuição de estoque de carbono por hectare (MgC ha^{-1}) por tipo de sucessão florestal ao longo do gradiente de cobertura florestal (%) na bacia hidrográfica: floresta em sucessão inicial na cor escura e floresta em sucessão intermediária-tardia na cor clara.



Tipo de sucessão florestal	Estoque de carbono (MgC ha^{-1})	Tipo de floresta	Estado brasileiro	Equação alométrica	Fonte
Inicial	**16.89 ± 7.23 (DP)**	**Floresta ombrófila densa montana**	**São Paulo**	**Burger e Delitti (2008)**	**Este estudo**
Inicial	32,56 ± 4,17 (EP)	Floresta ombrófila densa submontana	Bahia e Espírito Santo	Chave et al. (2014)	Pyles et al. (2018)[1]
Inicial	48 *(falta medida de dispersão)*	Floresta ombrófila densa montana	São Paulo	Groenveld et al. (2009)	Groenveld et al. (2009)[1]
Inicial	71.6 *(falta medida de dispersão)*	Floresta ombrófila densa montana	São Paulo	Brown (1997)	Ditt et al. (2010)
Intermediária-avançada	**34.80 ± 12.07 (DP)**	**Floresta ombrófila densa montana**	**São Paulo**	**Burger e Delitti (2008)**	**Este estudo**
Intermediária-avançada	41.27 ± 23 (DP)	Floresta ombrófila densa montana	São Paulo	Scatena et al. (1993)	D'Albertas et al. (2018)
Intermediária-avançada	70 *(falta medida de dispersão)*	Floresta ombrófila densa montana	São Paulo	Groenveld et al. (2009)	Groenveld et al. (2009)[1]
Intermediária-avançada	113.43 *(falta medida de dispersão)*	Floresta ombrófila densa montana	São Paulo	Brown (1997)	Ditt et al. (2010)

Tabela S7. Estimações de estoque de carbono na floresta de Mata Atlântica ao longo do território brasileiro. [1]Transformamos o valor de biomassa acima do solo informado por Pyles *et al.* (2018) a estoque de carbono multiplicando pelo fator 0,5. DP é desvio padrão e EP é erro padrão.

Referências bibliográficas

BURGER, D. M.; DELITTI, W. B. C. Modelos alométricos para estimativa de fitomassa de Floresta Atlântica secundária no sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 4, 2008.

CHAVE, J.; GOODMAN, R. C.; HENRY, M.; MARTÍNEZ RÍZAR, A., MUGASHA, W.A.; MULLER-LANDAU, H. C. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, v. 20, p.3177–3190, 2014.

D'ALBERTAS, F.; COSTA, K.; ROMITELLI, I.; BARBOSA, J. M.; VIEIRA, S. A.; METZGER, J. P. Lack of evidence of edge age and additive edge effects on carbon stocks in a tropical forest. **Forest Ecology and Management**, v. 407, p. 57-65, 2018.

DITT, E. H.; MOURATO, S.; GHAZOUL, J.; KNIGHT, J. Forest conversion and provision of ecosystem services in the Brazilian Atlantic forest. **Land Degradation and Development**, v. 21, p. 591-603, 2010.

GROENEVELD, J.; ALVES, L. F.; BERNACCI, L. C.; CATHARINO, E. L. M.; KNOGGE, C.; METZGER, J. P.; PÜTZ, S.; HUTH, A. The impact of fragmentation and density regulation on forest succession in the Atlantic rain forest. **Ecological Modelling**, v. 220, p. 2450-2459, 2009.

MCGARIGAL, K. FRAGSTATS Help. 2015. Disponível em: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/fragstats.help.4.2.pdf>. Acesso em: 14 abr. 2014

PYLES, M. V.; PRADO-JUNIOR, J. A.; MAGNAGO, L. F. S.; DE PAULA, A.; MEIRA-NETO, J. A. A. Loss of biodiversity and shifts in aboveground biomass drivers in tropical rainforests with different disturbance histories. **Biodiversity and Conservation**, v. 27, n. 12, p. 3215-3231, 2018.

SCATENA, F. N.; SILVER, W.; SICCAMA, T.; JOHNSON, A.; SÁNCHEZ, M. J. Biomass and nutrient content of the Bisley Experimental Watersheds, Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico, before and after Hurricane Hugo, 1989. **Biotropica**, v. 25, n. 1, p. 15-27, 1993.

TIEPOLO, G.; CALMON, M.; FERETTI, A. R. Measuring and monitoring carbon stocks at the Guaraqueçaba climate action project, Paraná, Brazil. In: PROCEEDINGS OF THE INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON FOREST CARBON SEQUESTRATION AND MONITORING. Taipei: Taiwan Forestry Research Institute, p. 11-15, 2002.