UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

CENTRO DE ENERGIA NUCLEAR NA AGRICULTURA

JÉSSICA CAROLINE DOS SANTOS SILVA

Estoques e fluxos de carbono e nitrogênio acima e abaixo do solo em fragmentos de Floresta Atlântica no sul do Brasil

Piracicaba

2017

JÉSSICA CAROLINE DOS SANTOS SILVA

Estoques e fluxos de carbono e nitrogênio acima e abaixo do solo em fragmentos de Floresta Atlântica no sul do Brasil

Versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011

Dissertação apresentada ao Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Mestre em Ciências

Área de Concentração: Química na Agricultura e no Ambiente

Orientador: Prof. Dr. Luiz Antonio Martinelli

Piracicaba

2017

AUTORIZO A DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Técnica de Biblioteca - CENA/USP

Santos Silva, Jéssica Caroline dos

Estoques e fluxos de carbono e nitrogênio acima e abaixo do solo em fragmentos de Floresta Atlântica no sul do Brasil / Jéssica Caroline dos Santos Silva; orientador Luiz Antonio Martinelli. - - versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2017.

150 p. : il.

Dissertação (Mestrado – Programa de Pós-Graduação em Ciências. Área de Concentração: Química na Agricultura e no Ambiente) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo.

1. Biomassa 2. Ciclos biogeoquímicos – Floresta Atlântica 3. Florestas tropicais 4. Matéria orgânica do solo 5. Nutrientes 6. Relação solo-planta I. Título

CDU 630*18 : (631.416/417)

AGRADECIMENTOS

A Deus e à vida pelas oportunidades e desafios.

Aos meus pais, Seu Antonio e Dona Lori, pela educação que me deram, pelo apoio e carinho, mas acima de tudo, pela paciência.

À minha família pelo encorajamento e pelo “ainda não terminou isso aí?”. Dona Marilaine, Gringo, Salomão, Dona Laudicéia e João Guilherme (acredite), suas atitudes e palavras, cada um da sua maneira, foram (e são) essenciais.

À professora Virgínia, pelo carinho, por acreditar em mim, por estar sempre presente, pelos conselhos e conquistas. Agradeço de coração.

Ao meu orientador Luiz Antonio Martinelli (Zebu), por acreditar e confiar em mim.

Ao Programa de Pós-Graduação do CENA e ao CNPq, pelo apoio ao longo dessa caminha e concessão da bolsa de estudos.

Aos meus amigos, que quando perguntei “embarca em mais essa loucura comigo?”, responderam “quando começamos?”. Karinzinha, Professora Cynthia, Juliana... sabem que sempre podem contar comigo! Agradeço seu carinho, paciência e apoio. Vocês são demais!

Ao “Marcão Velho”: aos trancos e barrancos (literalmente), conseguimos!

Bianca, Alessandra Michele, Arthur, Maísa, Andrew, Bárbara, Francine, Alécio, Manuella... “Campo hoje?” Foram 1642 árvores plaqueadas (abraçadas) e medidas, 880 amostras coletadas, 28 (ou mais) buracos, 107 dias de campo (contabilizados)... e (esse eu deixo para você calcularem) passos e tropicões... Sem vocês, eu não teria conseguido! Parabéns pelas pessoas que vocês são, o mundo precisa de mais gente altruísta como vocês.

Ao Senhor Marcos, Seu Reginaldo, e à COMFLORESTA e seu pessoal, pela confiança, apoio e liberação das áreas de estudo;

Ao pessoal do projeto Ecossustentabilidade da Área de Proteção Serra Dona Francisca (ECOAPA), grata pelo apoio.

Ao pessoal do herbário, Profa Cynthia e Profa. Karin, obrigada por sempre me receberem de braços abertos.

Ao Departamento de Engenharia, Exatas e Tecnológicas (curso de Engenharia Ambiental e Sanitária) e Coordenadoria dos Laboratórios da UNIVILLE, pelo suporte em estrutura e equipamentos.

Ao pessoal do LEI, em especial Prof. Plínio, Edmar, Rafa, Fabiana pela ajuda imprescindível, e à Silvia, Cristiane e Luciana pela atenção e carinho.

À Marilia, por todo apoio durante a etapa final desse processo, e pela revisão deste trabalho.

Aos professores Jean Pierre Ometto e Ricardo Viani pelo tempo e carinho com que corrigiram este trabalho e guiaram a sua correção.

Aos meus professores pela dedicação, incentivo, apoio, paciência e atenção... Em especial aos sempre presentes Profa. Sandra, Prof. Teodoro, Prof. Paulo, Prof. Tarcísio... pelo "você está viva?"

Enfim, a todos os meus amigos por compartilharem das alegrias e infortúnios em tantos momentos. Nicole, Bianca e Alessandra "é nóis!".

E também àqueles que me desmotivaram em alguns momentos, pois me forçaram a crescer.

A todos vocês, meu profundo agradecimento.

“It’s impossible”
said pride.
“It’s risky”
said experience.
“It’s pointless”
said reason.
“Give it a try”
whispered the heart.

- Unknown

“É impossível”
disse o orgulho.
“É arriscado”
disse a experiência.
“É inútil”
disse a razão.
“Dê uma chance”
sussurrou o coração.

- *Desconhecido.*

RESUMO

SANTOS SILVA, J. C. dos. **Estoques e fluxos de carbono e nitrogênio acima e abaixo do solo em fragmentos de Floresta Atlântica no sul do Brasil**. 2017. 150 p. Dissertação (Mestrado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2017.

Florestas tropicais tem um papel relevante nos ciclos globais do carbono e nitrogênio. A Floresta Atlântica é um bioma tropical ameaçado da América do Sul, de imensa complexidade estrutural, mas ainda pouco investigado quanto ao seu funcionamento. Neste contexto, o objetivo principal desse estudo foi investigar a estrutura da floresta através da quantificação da biomassa viva acima do solo e da queda anual de folhas. Paralelamente, as concentrações de carbono e nitrogênio foram determinadas no solo, e na vegetação, permitindo a determinação de estoques e fluxos desses elementos em áreas de diferentes fitofisionomias localizadas nas escarpas da Serra do Mar, na costa nordeste do Estado de Santa Catarina, sul do Brasil. As áreas de estudo localizam-se no município de Joinville, onde a temperatura média anual é de 20°C e a precipitação média acumulada anualmente é de aproximadamente 2200 mm. Os sítios amostrais foram estabelecidos em elevações de 200 m anm (Submontana) e 800 m anm (Montana) Em cada área, quatro parcelas de aproximadamente 0,25 ha foram delimitadas, e, então, foram determinadas a estrutura florestal, biomassa acima e abaixo do solo (viva e morta) e produção de serrapilheira. Concentração e composição isotópica de carbono e nitrogênio em cada compartimento (folhas, tronco, serrapilheira e solo) foram determinadas e usadas para converter biomassa em estoques e fluxos desses elementos, e compreender as complexas interações dentro desses ecossistemas. A AGLB foi de aproximadamente 300 $Mg.ha^{-1}$ na floresta Submontana e 380 $Mg.ha^{-1}$ na floresta Montana, AGDB, por sua vez, foi de 6,8 e 6,6 $Mg{\cdot}ha^{-1}$ e BGB (raízes) foi de 54 e 66 $Mg.ha^{-1}$, respectivamente. Não foi encontrada diferença significativa entre a produção de serrapilheira entre as fitofisionomias, sendo encontrada uma produção média de 6,4 $Mg.ha^{-1}$ ano^{-1} na floresta Submontana e 6,9 $Mg.ha^{-1}$ ano^{-1} na Montana. As folhas foram o componente majoritário da serrapilheira, contribuindo com ~68% em ambas as áreas. Os estoques totais de carbono e nitrogênio foram significativamente maiores na fitofisionomia Montana, aumentando de 208 $MgC.ha^{-1}$ para 390 $MgC.ha^{-1}$ e de 7 $MgN.ha^{-1}$ para 16 $MgN.ha^{-1}$, respectivamente. Fluxos de carbono e nitrogênio via serrapilheira nas florestas Submontana e Montana foram, respectivamente, igual a 3,0 e 3,2 $Mg.ha^{-1}$ e de 0,12 e 0,14 $Mg.ha^{-1}$. Valores de $\delta^{13}C$ em cada compartimento foram similares entre as áreas, e típico de plantas que seguem o ciclo fotossintético C_3. Conforme esperado, um enriquecimento em ^{13}C e ^{15}N ao longo do perfil do solo foi encontrado em ambas as áreas. Valores de $\delta^{15}N$ foram maiores em folhas, serrapilheira e solo na floresta Submontana, possivelmente devido à maior disponibilidade de nitrogênio neste sítio; e/ou ao baixo tempo de residência do solo e serrapilheira empobrecida em ^{15}N no sítio Montana. De maneira geral, posições latitudinal (em termos de disponibilidade de luz) e altitudinal (em termos de precipitação e temperatura) foram determinantes na composição, alocação e dinâmica do carbono e nitrogênio nestes ecossistemas.

Palavras-chave: Floresta Atlântica. Estoques de carbono. Estoques de nitrogênio. Isótopos.

ABSTRACT

SANTOS SILVA, J. C. dos. **Stocks and fluxes of carbon and nitrogen above- and belowground in fragments of the southern Brazilian Atlantic forest**. 2017. 150 p. Dissertação (Mestrado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2017.

Tropical evergreen forests have a key role in the global carbon and nitrogen cycles. The Atlantic Forest is a vanishing South American tropical biome of immense structural complexity. The structure and functioning of these forests are relatively unknown. In this context, the main objective of this study was to investigate the forest structure by estimating aboveground live biomass (AGLB), belowground biomass (BGB) and litterfall. The determination of carbon and nitrogen concentrations in soils and vegetation allowed to quantify stocks and fluxes of these two elements. Four 0.25 ha-plots were established in two elevations (200 m asl and 800 m asl) in forests located on the slopes of the Serra do Mar, on the northeast coast of the State of Santa Catarina, southern Brazil. The sampling areas are located in the municipality of Joinville. The historical average annual temperature is 20°C and rainfall is approximately 2200 mm. The AGLB varied along the sites from approximately 300 $Mg.ha^{-1}$ (submontane) to 380 $Mg{\cdot}ha^{-1}$ (montane), AGDB varied from 6.8 to 6.6 $Mg{\cdot}ha^{-1}$ and BGB (roots) varied from 54 to 66 $Mg.ha^{-1}$, respectively. . The average litterfall production of 6.4 $Mg.ha^{-1}$ ano^{-1} and 6.9 $Mg.ha^{-1}$ ano^{-1} were found in the submontante and montane study sites, respectively. Leaves were the major component of litterfall contributing ~68% in both sites. Total carbon and nitrogen stocks were higher in the montane site. Total carbon stock (AGLB + BGB) increased from 208 $Mg.ha^{-1}$ in the submontane site to 390 $Mg.ha^{-1}$ in the montane. While, total nitrogen stock increased from 7 $Mg.ha^{-1}$ to 16 $Mg.ha^{-1}$, respectively. Fluxes of carbon and nitrogen via litterfall in the submontane and montane site varied from 3.0 to 3.2 $Mg.ha^{-1}$ and from 0.12 to 0.14 $Mg.ha^{-1}$, respectively. $\delta^{13}C$ values in each compartment were similar between the two sites, and representative of C_3 plants. As expected, there was an enrichment of $\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$ values in depth in each studied site. $\delta^{15}N$ values where higher in leaves, litter and soil of the submontane site, possibly due higher nitrogen availability in this site; or low residence time of soil and depleted ^{15}N in litterfall of the montane site. Overall, latitutinal (in terms of light availability) and altitudinal (in tems of precipitation and temperature) position were determinant in the nitrogen and carbon composition, allocation and dynamics in these ecosystems.

Keywords: Atlantic forest. Carbon stocks. Nitrogen stocks. Soil nutrients. Isotopes.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO 13
1.1. Objetivos 16
1.2. Hipóteses 17
2. REVISÃO DE LITERATURA 20
2.1. Floresta Atlântica 20
2.1.1. Serviços ecossistêmicos 21
2.1.2. Exploração e fragmentação 23
2.1.3. Sub-região da Serra do Mar 25
2.2. Ciclagem de Nutrientes 27
2.2.1. Serrapilheira e Solo 32
2.2.2. Indicadores Isotópicos 36
2.3. Estoque de Nitrogênio e Carbono 41
2.3.1. Métodos de quantificação de biomassa florestal 45
2.3.2. Modelos para estimar biomassa das raízes 48
3. MATERIAL E MÉTODOS 50
3.1. Descrição das Áreas de Estudo 50
3.1.1. Região Dona Francisca: Estrada do Pico 51
3.1.2. Região Alto da Serra: Fazenda Abaeté 52
3.2. Alocação das Parcelas 53
3.3. Características Físicas 56
3.4. Características Climáticas e Meteorológicas 59
3.4.1. Sítio Amostral Submontana: Estrada do Pico 60
3.4.2. Sítio Amostral Montana: Fazenda Abaeté 60
3.5. Inventário Florestal 61
3.6. Biomassa viva acima e abaixo do solo 62
3.6.1. Amostragem para estimar estoques de carbono e nitrogênio 64
3.7. Produção de Serrapilheira 64
3.8. Estoque de Serrapilheira Acumulada 66
3.8.1. Taxa de decomposição da serrapilheira (*k*) 66
3.9. Amostragem de Solo 67
3.9.1. Preparo das amostras de solo 67

3.9.2. Análises físicas de solo 67
3.10. Estoque de Carbono e Nitrogênio do Solo 68
3.11. Determinação dos Teores, Estoque e Fluxo de Carbono e Nitrogênio, $\delta^{15}N$, $\delta^{13}C$ e Relação C/N 68
3.12. Análise dos Resultados 69
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO 70
4.1. Estrutura Florestal 70
4.2. Biomassa Florestal 71
4.2.1. Estrutura e distribuição de biomassa florestal 77
4.3. Produção e Estoque de Serrapilheira 78
4.4. Carbono e Nitrogênio em Folhas e Troncos 87
4.5. Carbono e Nitrogênio em Serrapilheira 87
4.6. Carbono e Nitrogênio no Solo 88
4.7. Estoques e Fluxos de Carbono e Nitrogênio 90
4.7.1. Estoques de carbono e nitrogênio na biomassa viva acima do solo (AGLB) 92
4.7.2. Estoques de carbono e nitrogênio no solo (BGB, apenas solo) 94
4.7.3. Estoques totais de carbono e nitrogênio 95
4.7.4. Fluxo de carbono e nitrogênio via serrapilheira 97
4.8. Composição Isotópica de Carbono em Planta e Solo 98
4.9. Composição Isotópica de Nitrogênio em Planta e Solo 103
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS 110
REFERÊNCIAS 112

1. INTRODUÇÃO

Florestas possuem uma importante função no ciclo global do carbono. Estima-se que as florestas mundiais estoquem mais de 400 Pg de carbono, que somado ao estoque de carbono orgânico no solo (Soil Organic Carbon, SOC), torna o estoque em ecossistemas terrestres equivalente a três vezes mais do que aquele encontrado na atmosfera (METZKER et al., 2012; PAN et al., 2013; KÖCHY; HIEDERER; FREIBAUER, 2015; JANOWIAK et al., 2017). Por esse motivo, mudanças de uso do solo possuem significante impacto nos estoques de carbono terrestre. Neste contexto, o Brasil está em quinto lugar entre países emissores de gases efeito estufa (GEEs), principalmente devido ao desmatamento para práticas agropecuárias, as quais contabilizam 70% das emissões nacionais (CAIT, 2012; BRASIL, 2013).

Meier e Leuschner (2010) e Villela et al. (2012) argumentam que o aumento na temperatura pode transformar a Floresta Atlântica, de importantes sequestradores em fontes de carbono e nitrogênio acima do solo, e especialmente abaixo do solo, aumentando a perda de carbono e nitrogênio para a atmosfera. Isto poderia ocorrer porque o potencial aumento da produtividade florestal devido ao aumento de temperatura e CO_2 atmosférico pode não compensar as emissões de CO_2 do solo, resultantes de processos de decomposição mais rápidos (VILLELA et al., 2012). Portanto, em climas mais quentes, a conservação da biomassa florestal será crítica para a manutenção dos estoques de carbono (RAICH et al., 2006).

Além disso, considerando dois cenários de mudanças climáticas (otimista e pessimista), Colombo e Joly (2010) modelaram a distribuição geográfica presente e futura de espécies arbóreas típicas de Mata Atlântica. Em um cenário otimista, em que a taxa de aumento da concentração de CO_2 na atmosfera é de 0,5%, o que corresponderia a um aumento médio da temperatura inferior a 2ºC. Enquanto, o cenário pessimista prevê uma taxa anual de 1,0% de aumento na concentração de CO_2, resultando em um aumento médio da temperatura superior a 3ºC. Tais mudanças resultariam em deslocamento da cobertura de Floresta Atlântica ao Sul, e redução da área de ocorrência em 25% e 50%, respectivamente.

A importância dos amplos reservatórios de carbono em ecossistemas florestais, a fim de garantir sua capacidade de mitigar as mudanças climáticas, tornou-se recentemente reconhecida pela elaboração do mecanismo denominado REDD (sigla em inglês para Reducing Emissions from Deforestation and Degradation) no âmbito da

Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (UNFCCC, na sigla em inglês). Esse mecanismo recompensa financeiramente ações em países em desenvolvimento por práticas que reduzam a emissão de gases efeito estufa (GEEs) provenientes de degradação florestal, e conservem ou aumentem os estoques de carbono em áreas florestais (MOLTO; ROSSI; BLANC, 2013; BRASIL, 2017).

Contudo, para que os estoques de carbono sejam estimados coerentemente com a diversidade florestal terrestre, no entanto, os modelos devem representar adequadamente cada tipo de formação florestal e sua capacidade de estoque. Para isso, estudos locais que retratem a realidade de florestas como a Atlântica, extremamente degradada em relação a florestas como a Amazônica (onde a maior parte dos estudos é realizada), e que permitam a valorização a elas devida, são cruciais à efetividade desse mecanismo, assim como frente ao quadro de variação climática e seus impactos sobre a distribuição dessas florestas. Apesar de não ser a solução ideal, necessitando ainda de estrutura sociopolítica que reduza a pressão sobre as florestas e que garanta o respeito à população local, em especial, aos povos da floresta, é, em curto prazo, a opção existente ao urgente problema ambiental.

A capacidade produtiva dos ecossistemas terrestres é, geralmente, controlada pela disponibilidade de nitrogênio e fósforo, elementos essenciais, mas escassos em relação à sua demanda (LEBAUER; TRESEDER, 2008; VITOUSEK et al., 2010). Sendo assim, os organismos dependem, primordialmente, da liberação desses nutrientes durante a decomposição (ou mineralização) da matéria orgânica (PARTON et al., 2007). Esse processo garante um retorno mais rápido dos nutrientes (e de menor gasto energético) do que outros mecanismos de entrada (CREWS, 1999; HOULTON et al., 2008; MARKLEIN et al., 2015).

Modelos recentes de ciclagem global de nutrientes identificaram uma conexão entre carbono e nitrogênio durante a decomposição (WANG; HOULTON; FIELD, 2007; MANZONI; PORPORATO, 2009). A assimilação de nitrato, por exemplo, tem sido relatada como dependente da disponibilidade de carbono (NISHIO et al., 2001), pois este é necessário ao crescimento e atividade dos organismos heterotróficos (BUTTERBACH-BAHL et al., 2011). Portanto, estudos que analisem essas interações podem auxiliar na predição de respostas dos ecossistemas florestas às mudanças ambientais globais, como a elevação do CO_2 atmosférico, as mudanças climáticas e os maiores níveis de deposição do nitrogênio (MARKLEIN et al., 2015).

Ao contrário do ciclo global do carbono, em que os maiores fluxos estão associados à produção primária líquida do sistema terrestre, o ciclo biogeoquímico do nitrogênio é dominado pelos processos microbiológicos no solo, sedimentos e corpos da água

(SEITZINGER et al., 2006). Nos produtores primários, grande fração do nitrogênio é diretamente utilizada na captura de energia durante a fotossíntese (EVANS, 1989). Nitrogênio é fundamental para o crescimento e atividade heterotrófica dos micro-oorganismos no solo (BUTTERBACH-BAHL et al., 2011), os quais são responsáveis por regular os processos de assimilação, imobilização e liberação de nutrientes orgânicos e inorgânicos no solo. Uma série de processos microbiológicos, tais como a nitrificação (autotrófica, heterotrófica) e a denitrificação são realizados, para ganho de energia por processos oxidativos, ou consumo de compostos de nitrogênio oxidados como aceptores de elétrons alternativos, em meios anaeróbios (BUTTERBACH-BAHL et al., 2011, PAJARES; BOHANNAN, 2016).

Portanto, além de sua importância em função de índices extremamente elevados de riqueza de espécies e de endemismos, as florestas tropicais são reconhecidas como biomas importantes, por seu papel no ciclo do carbono, modulando as trocas entre a atmosfera e os sistemas terrestres, e no ciclo do nitrogênio, face ao aumento da deposição atmosférica deste nutriente e da abundância de espécies de micro-organismos e de Fabaceae, que em simbiose com bactérias, transformam nitrogênio inerte da atmosfera em nitrogênio reativo para o sistema terrestre (JOLY; MARTINELLI, 2004). Além disso, compreender as capacidades de assimilação, transporte, estocagem e reciclagem desses elementos em florestas brasileiras é fundamental para uma melhor compreensão dos processos e mecanismos de utilização dos mesmos nas espécies, populações e comunidades vegetais tropicais.

Pesquisas relacionadas à biodiversidade na Mata Atlântica têm sido frequentes nas últimas décadas (LEITÃO FILHO, 1993; OLIVEIRA FILHO; FONTES, 2000), no entanto, estudos sobre estrutura e funcionamento deste ecossistema, e de quantificação da biomassa dessas florestas são escassos e mais recentes (ALVES et al., 2010; SOUSA NETO et al., 2011; VIEIRA et al., 2011). Essas informações se tornam ainda mais relevantes sabendo-se que, ao contrário da Floresta Amazônica, cuja cobertura consiste de grandes áreas contínuos que ainda representam 83% de sua área original total (CHARITY et al., 2016), a Floresta Atlântica está extremamente alterada e fragmentada, restando apenas cerca de 17% de sua distribuição original (RIBEIRO et al., 2009; FUNDACIÓN VIDA SILVESTRE ARGENTINA; WWF, 2017). Pütz et al. (2014) sugerem que, somente nos últimos 10 anos, as emissões de carbono devido à fragmentação somaram em média 69 Tg C às emissões oriundas ao desmatamento raso.

A Floresta Atlântica *strictu sensu* ocorre ao longo da costa brasileira, desde latitudes próximas ao Equador até zonas subtropicais no sul do país. Florestas subtropicais apresentam um grande potencial para acúmulo de carbono (GASPARRI; GRAU; MANGHI, 2008;

BORGO, 2010; ROSENFIELD; SOUZA, 2013; CASTRO-IZAGUIRRE et al., 2016). Portanto, estimativas de biomassa e estoque de carbono apresentados em áreas de Floresta Atlântica subtropical são de grande importância visto que esse é um tipo de vegetação pouco estudada quando comparado a outras florestas tropicais (ROSENFIELD; SOUZA, 2013).

Sendo assim, estimativas de biomassa e estoque de carbono e nitrogênio nos fragmentos remanescentes de Floresta Atlântica em áreas subtropicais são importantes por fornecer informações que auxiliem na gestão e conservação destas florestas, assim como no desenvolvimento de práticas de manejo e regeneração, melhorando nossa compreensão sobre os mecanismos envolvidos no favorecimento e manutenção da biodiversidade, bem como dos processos que controlam a estrutura e funcionamento dessas florestas (VIEIRA et al., 2011).

1.1. OBJETIVOS

O objetivo principal desta pesquisa foi, portanto, investigar variações latitudinais e altitudinais na distribuição de nutrientes no sistema solo-planta em parcelas da Floresta Atlântica da região Sul do Brasil, situada na Serra do Mar, na Zona Costeira de Santa Catarina, sub-região que contém o terceiro maior fragmento desse bioma do país, com cerca de 4000 km^2 (RIBEIRO et al., 2009). Especificamente pretendeu-se determinar em duas fitofisionomias condicionadas pela altitude, as concentrações de carbono e nitrogênio no solo e na vegetação (folhas e troncos), estimando-se a biomassa acima e abaixo do solo e, consequentemente, os estoques e fluxos desses nutrientes entre a vegetação (viva e serrapilheira) e o solo. O estudo em diferentes fitofisionomias permite investigar a influência de fatores ambientais como a luz, temperatura e precipitação em importantes funções do ecossistema florestal, e dos processos de ciclagem de carbono e nutrientes (RAICH et al., 2006; MOSER et al., 2011; VIEIRA et al., 2011). Contudo, poucos estudos têm examinado o fracionamento de carbono e nitrogênio na faixa tropical e subtropical e quantificado sua relação com o clima (KITAYAMA; AIBA, 2002; LEUSCHNER et al., 2007; GIRARDIN et al., 2010).

1.2. HIPÓTESES

Neste contexto, têm-se as seguintes hipóteses:

i. A biomassa viva acima do solo e estoques totais de carbono e nitrogênio nesta porção de Floresta Atlântica serão maiores que valores encontrados em áreas de menor latitude. Sendo que, quanto ao gradiente altitudinal local, estes valores serão maiores na porção Montana, em maior altitude.

Diversos estudos têm demonstrado que florestas tropicais úmidas reduzem em estatura, biomassa acima do solo, produção primária líquida, entrada de nutrientes por serrapilheira, taxa de decomposição e concentração de nitrogênio no solo, com o aumento da altitude, principalmente como respostas ao declínio da temperatura (SAITER et al., 2009). Contudo, acredita-se que as áreas estudadas seguirão padrão observado em porções de Floresta Atlântica no sudeste do Brasil, onde se observou aumento de biomassa estocada (ALVES et al., 2010), e de estoque de carbono e nitrogênio (VIEIRA et al., 2011) ao longo de gradiente altitudinal.

ii. A produção de serrapilheira será maior na fitofisionomia de menor altitude (onde os níveis de precipitação e temperatura são mais elevados), assim como a taxa de decomposição e o fluxo de nutrientes por essa via. Tendo como referência esse mesmo padrão meteorológico, os valores obtidos nesta porção de Floresta Atlântica subtropical serão menores do que aqueles obtidos em florestas localizadas em menores latitudes.

Florestas localizadas em menores altitudes favorecem uma maior produção e decomposição da serrapilheira devido às maiores temperatura e umidade (MARTINS, 2010; SOUSA NETO et al., 2017). Entre fatores climáticos, baixas temperaturas e existência de períodos secos (característicos da porção Montana) reduzem o metabolismo dos organismos decompositores, reduzindo sua atividade (BARBOSA et al., 2010), e portanto, a taxa de decomposição e liberação de nutrientes.

iii. Maiores valores de estoques de carbono e nitrogênio serão encontrados na porção abaixo do solo do que acima do solo, e nas áreas de floresta Montana, em maior altitude.

Menores temperaturas e alta umidade do solo, característica de altitudes elevadas, retardam a decomposição da matéria orgânica, enquanto que taxas de decomposição da matéria orgânica aumentam ao longo do gradiente de evapotranspiração, tais que maiores taxas ocorrem em climas quentes e úmidos (MEENEMEYER, 1978a), ou seja, há uma relação inversa entre conteúdo de nutrientes e temperatura (GARTEN et al., 2000). Considerando a pequena faixa altitudinal estudada, abaixo dos 1000 m, e o tipo florestal, espera-se que o padrão de partição do estoque de carbono e nitrogênio entre a porção acima e abaixo do solo seguirá aquele observado ao longo do gradiente altitudinal de Floresta Atlântica paulista (VIEIRA et al., 2011): maiores estoques de carbono e nitrogênio abaixo do solo e aumentando com a altitude.

iv. Sob menor disponibilidade de luz e menor temperatura as composições isotópicas de carbono e nitrogênio em plantas nesta área de Floresta Atlântica subtropical serão empobrecidas no isótopo pesado em relação a outras porções de Florestas Atlântica em latitudes menores. Além disso, localmente, será observado aumento do $\delta^{13}C$ de plantas e solos com a elevação do terreno e os valores de $\delta^{15}N$ em plantas serão reduzidos (em relação ao solo) devido à declividade do terreno.

A composição isotópica das plantas C_3 depende da abertura e do fechamento dos estômatos (MARTINELLI et al., 2009). Sob menor disponibilidade de luz e/ou maior de água para a fotossíntese, a taxa de condutância estomática para fotossíntese aumenta e a relação c_i/c_a, por conseguinte, também se eleva (FARQUHAR et al., 1989). O fracionamento isotópico resultante da limitação de luz irá produzir matéria orgânica vegetal empobrecida em ^{13}C. Estudos conduzidos em florestas temperadas identificaram uma relação direta entre aumento do $\delta^{13}C$ de plantas e solos com a elevação do terreno, possivelmente devido à maior carboxilação associada a baixas temperaturas e redução da pressão atmosférica parcial de O_2 e CO_2 em maiores elevações (KÖRNER; FARQUHAR; WONG, 1991. Os valores $\delta^{15}N$ foliar encontrados em florestas tropicais são caracteristicamente enriquecidos em ^{15}N do que aqueles de florestas temperadas (MARTINELLI et al., 1999). Segundo Lins et al. (2012), acredita-se que espécies fixadoras de nitrogênio encontradas ao longo do perfil altitudinal de Floresta Atlântica costeira estão ativamente fixando nitrogênio, ao contrário do observado em outros estudos em floresta tropical, devido à declividade do terreno que promove constantes movimentos de solo, causando distúrbios frequentes ao ciclo o nitrogênio, e favorecendo a fixação de nitrogênio.

v. A matéria orgânica superficial será mais enriquecida em ^{15}N nos solos da floresta Submontana devido à desnitrificação favorecida pelas maiores temperaturas. Em solos desta porção de Floresta Atlântica, mais preservada, haverá enriquecimento em $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ em profundidade.

A maior disponibilidade de nitrogênio em altitudes menores, onde a temperatura seria maior, aumentando as taxas de decomposição está associada a um aumento nas perdas gasosas, principalmente por desnitrificação, e enriquecimento em ^{15}N do solo (SOUSA NETO et al., 2011). Com a profundidade o carbono do solo é mais antigo e mais processado pelos microrganismos no solo (EHLERINGER et al., 2002; BOSTRÖMETAL, 2007; SOLLINS et al., 2009; BRUNN et al., 2014; LINS et al., 2016). Estudos conduzidos por Martins (2010) e Loss et al. (2016) em áreas de Floresta Atlântica identificaram enriquecimento em $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ em profundidade, possivelmente devido à respiração microbiológica e mistura com material humificado.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Floresta Atlântica

A Floresta Atlântica é a segunda maior floresta tropical pluvial da América do Sul (OLIVEIRA FILHO; JARENKOW; RODAL, 2006), assim como o quinto bioma mais ameaçado de extinção do mundo (CONSERVATION INTERNATIONAL, 2011; ASSOCIAÇÃO DE PRESERVAÇÃO DO MEIO AMBIENTE E DA VIDA - APREMAVI, 2017), sendo a segunda região do mundo em que as maiores perdas florestais são previstas para ocorrer até 2030 (WWF, 2015).

O Domínio Tropical Atlântico (AB'SABER, 2003; CONDEZ, 2008) é uma composição de ambientes especialmente complexa e diversa. Abrange formações florestais que compreendem, principalmente, florestas perenes (ombrófilas) e semideciduais, em sua maior parte, mas também floresta decidual, manguezais, pântanos, restinga¸ campos de altitude e Mata de Araucárias (SCARANO, 2002; RIBEIRO et al., 2011). E abriga aproximadamente 2000 espécies de vertebrados e 20.000 espécies de plantas vasculares (MITTERMEIER et al., 2005; CONDEZ, 2008) das quais 8.000 são endêmicas (APREMAVI, 2017; BRASIL, 2017).

Alonga-se sobre extensiva cobertura latitudinal (3ºS a 30ºS), longitudinal (35ºW a 60ºW), altitudinal (0 a 2900 m anm) e gradiente solo-climático (p. ex. 1000 a 4200 mm de precipitação anual), cobrindo clima tropical e subtropical, logo, ao longo de condições altamente heterogêneas, o que proporciona à Floresta Atlântica excepcionais níveis de endemismo e riqueza de espécies (SCARANO, 2002; RIBEIRO et al., 2011; JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014), é um patrimônio natural da humanidade pela Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (UNESCO) (WWF, 2017) sendo um dos top *hotspots* em biodiversidade (MITTERMEIER et al., 2005).

Conforme proposto por Oliveira Filho e Fontes (2000), a classificação da Floresta Atlântica assemelha-se àquela da Floresta Amazônica, possuindo a distribuição pluviométrica como o principal fator de diferenciação entre florestas perene, semidecidual e decidual. Sendo que, a diferenciação norte-sul das formações perenes e semidecidual é fortemente relacionada com a combinação de pluviometria e temperatura (SCUDELLER et al., 2001; JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014), a qual é mais evidente em áreas de Floresta Ombrófila Mista e Densa nos estados do sul (Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul) ao longo dos gradientes altitudinais. Enquanto que, a diferenciação leste-oeste está relacionada a gradientes em pluviometria sazonal conforme a distância do oceano aumenta, assim como, mudanças de

temperatura em áreas montanhosas (SALIS et al., 1995; JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014). A Floresta Atlântica brasileira é, então, referida como um contínuo de distribuição de espécies arbóreas (JOLY et al., 1999; OLIVEIRA FILHO; FONTES, 2000; JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014), composta de cinco grandes tipos de floresta: Ombrófila Densa, Ombrófila Aberta, Ombrófila Mista, Estacional Semidecidual e Estacional Decidual.

Embora haja controvérsias acerca da idade exata da Floresta Atlântica, esta é ainda considerada a mais antiga floresta brasileira (RIZZINI, 1997, JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014). A Floresta Atlântica consiste de uma assembleia de espécies que evoluíram de uma floresta originada quando a América do Sul estava conectada à África há 100 milhões de anos atrás, e de espécies mais recentes, decorrentes, por exemplo, de expansões e retrações da Floresta durante o Quaternário (BROWN JUNIOR, 1987; BEHLING; PILLAR, 2007; CARNAVAL et al., 2009). Este período foi marcado por fases de conexão com outras Florestas Sulamericanas (como a Amazônia e a Andina), que resultaram em intercâmbios bióticos, seguidos de períodos de isolamento (em períodos mais secos), que ocasionaram especiações alopátricas. Como consequência, sua biota é composta por espécies tanto velhas (pré-Pleoceno) quanto jovens (Pleistoceno-Holoceno) (DEAN, 1997; RIBEIRO et al., 2011). A Caatinga e o Cerrado, dois biomas dominados por vegetações abertas, separam-na da região amazônica, e o Chaco, uma área de vegetação seca das depressões centrais da América do Sul, separa-a das Florestas Andinas. Esse isolamento resultou na evolução de uma biota única, com numerosas espécies endêmicas (RIZZINI, 1997). Por isso, a Mata Atlântica é considerada uma das unidades biogeográficas mais singulares da América do Sul (SILVA; CASTELETI, 2005).

2.1.1. Serviços ecossistêmicos

A importância da Floresta Atlântica está além da manutenção de sua riqueza e biodiversidade. Sua área de cobertura abriga 70% da população brasileira (145 milhões de pessoas), sendo responsável pelo abastecimento de sete das nove bacias hidrográficas nacionais e de um dos maiores reservatórios de água subterrânea do mundo (Aquífero Guarani) e, assim, pelo fornecimento de água para mais de 125 milhões de brasileiros (3/4 da população) (JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014; WWF, 2017). Embora correspondam a menos de 5% da cobertura terrestre, as florestas tropicais representam o ecossistema terrestre com maior nível de serviços ecossistêmicos (BRANDON, 2014; FUNDACIÓN VIDA SILVESTRE ARGENTINA; WWF, 2017).

A Floresta Atlântica fornece uma ampla gama de relevantes serviços de abastecimento, os quais contribuem direta e indiretamente ao bem-estar humano. Suas águas interiores, além de água potável, são responsáveis pela produção de energia hidroelétrica para 62% da população brasileira, 75% do Paraguai e 60% da Argentina. Além disso, entre os serviços de abastecimento está prover recursos como alimentos e materiais característicos desse bioma (FUNDACIÓN VIDA SILVESTRE ARGENTINA; WWF, 2017).

Entre os serviços ecossistêmicos de suporte estão a polinização e a biodiversidade. Polinizadores fornecem serviços vitais a 29% dos sistemas agrícolas brasileiros (MOUGA; KRUG, 2010; GIANNINI et al., 2015; FUNDACIÓN VIDA SILVESTRE ARGENTINA; WWF, 2017). Contudo, o desempenho das espécies, de ocorrência na Floresta Atlântica, como polinizadores de plantações locais está em risco devido à perda de habitat, invasão por espécies exóticas e mudanças climáticas (GIANNINI et al., 2015; IMPERATRIZ-FONSECA et al., 2012).

Serviços de regulação, por sua vez, incluem a proteção do solo e a regulação climática. Áreas de Floresta Atlântica com ecossistemas saudáveis apresentam uma elevada capacidade de retenção de solo com média de 3 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$ (IZQUIERDO et al., 2008; FUNDACIÓN VIDA SILVESTRE ARGENTINA; WWF, 2017), prevenindo deslizamentos, perda de solo e mantendo os níveis dos rios estáveis durante períodos chuvosos e secos.

Quanto à regulação climática, sua cobertura florestal gera e regula a pluviometria ao manter os altos níveis de evapotranspiração das copas, previne e mitiga secas e inundações, além de moderar temperaturas extremas. Medidas de fluxo de seiva foram usadas para demonstrar que certas espécies arbóreas robustas existentes em áreas de terras baixas da Floresta Atlântica, como *Hyeronima alchorneoides* Allemão (Phyllanthaceae) podem transpirar > 0,35 $m^3.d^{-1}$ durante a estação seca e 0,53 $m^3.d^{-1}$ na estação úmida (ROSADO, 2011). Plantas com menores reservatórios, como *Rustia formosa* Klotzch (Rubiaceae), chegam a transpirar 0,065 $m^3.d^{-1}$ no inverno e 0,079 $m^3.d^{-1}$ no verão (ROSADO, 2011; JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014).

Além disso, também contribui com a regulação climática ao sequestrar e estocar carbono atmosférico, como observado por Gasparri, Grau e Manghi (2008) em áreas de Floresta Atlântica no Paraná, em que um hectare de floresta pode estocar em média 223,5 Mg de carbono, enquanto que, na Serra do Mar, este valor pode chegar a 460 Mg, dependendo da elevação (VIEIRA et al., 2011).

2.1.2. Exploração e fragmentação

Durante a colonização europeia no Brasil, o bioma Mata Atlântica foi o primeiro a ser explorado. Contínuos ciclos econômicos associados à expansão da população humana comprometeram seriamente a integridade ecológica desse ecossistema (DEAN, 1997; RIBEIRO et al., 2011). Desde que os colonizadores europeus desembarcaram na costa brasileira há mais de 500 anos, a Floresta Atlântica tem sido exposta aos altos níveis de desmatamento e fragmentação, afetando sua alta biodiversidade (DEAN, 1997). Seguiram-se atividades de exploração econômica de diferentes *commodities*, como a cana-de-açúcar (no nordeste durante o século XVII), o café (no sudeste durante os séculos XVIII e XIX) e cacau (na Bahia ao longo dos séculos XIX e XX) (TABARELLI et al., 2005; JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014). Degradação do solo sob as plantações de café eventualmente levaram à expansão da criação de gado em São Paulo e Minas Gerais. Mais recentemente, as plantações de pinus e eucalipto para produção de papel e celulose substituíram o gado nos estados do sul e sudeste (JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014).

A floresta foi substituída por cidades, que atualmente abrigam mais de 125 milhões de brasileiros, assim como todas as capitais das regiões sul, sudeste e nordeste. Embora não associado à expansão agrícola (LAPOLA et al., 2013), novas áreas de floresta estão sendo perdidas todo ano, principalmente devido ao crescimento urbano ou expansão de infraestrutura, como rodovias, gas- e oleodutos e reservatórios de água (TORRES et al., 2007). Segundo dados levantados pela Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (2017), no período 2015-2016, houve um aumento de 57,7% na taxa de desmatamento, em comparação com o período de 2014-2015. Essa perda florestal registra o maior desmatamento dos últimos 10 anos (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2017).

Desmatamento é um processo reconhecidamente não aleatório (SEABLOOM et al., 2002), visto que fatores como fertilidade do solo, interesses econômicos, proximidade à áreas urbanas e rodovias, altitude e topografia são condições favoráveis à exploração florestal, fragmentação e expansão urbana (RIBEIRO et al., 2011). Encostas voltadas para o sul, por exemplo, sofreram uma menor exploração quanto à mudança de uso do solo devido a menor intensidade de luz por elas recebidas, o que é menos favorável à produção agrícola (MELLO, 2009).

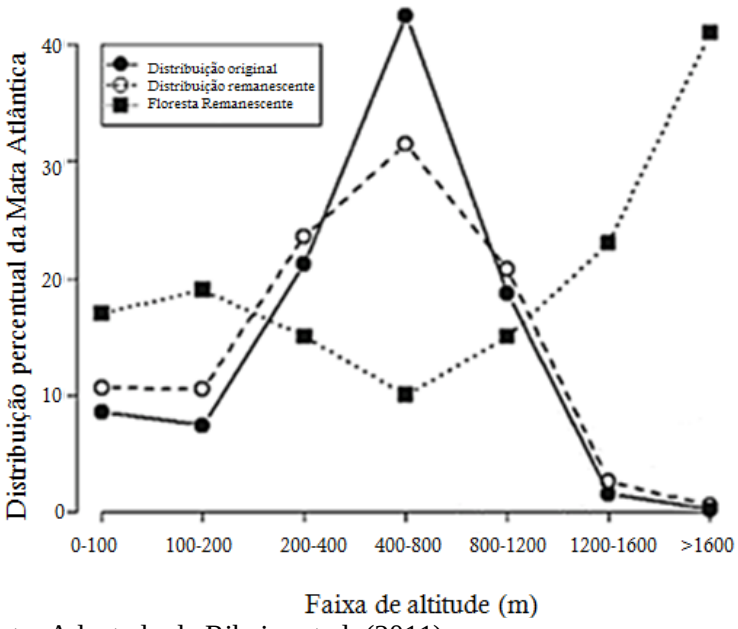
A intensa destruição da Floresta Atlântica brasileira, portanto, iniciou-se com a chegada dos europeus no início do século XVI, sendo marcante nos anos seguintes. Contudo,

em 1850, mais de 95% de sua cobertura original ainda permanecia intacta. Então, em menos de um século, a derrubada e queimada massiva reduziram a área, e em 1973, restava menos de 15% da cobertura florestal original, principalmente formada por florestas secundárias distribuídas em pequenos fragmentos isolados em regiões montanhosas (DEAN, 1997; DITTMAR et al., 2012).

Depois de séculos de expansão humana, o baixo grau de conservação do bioma florestal atlântico é evidenciado pela sua fragmentada distribuição: são 245.173 frações florestais de diferentes tamanhos (RIBEIRO et al., 2009), a maioria dos quais (83,4%) com áreas menores de 50 ha, o que pode comprometer severamente a conservação da biodiversidade. Apenas 0,03% desses fragmentos são maiores que 10.000 ha, localizados predominantemente nos estados de São Paulo, Paraná, e Santa Catarina ao longo da costa sudeste do Brasil (LINDENMAYER et al. 2006; LAURANCE et al., 2007; RIBEIRO et al., 2011), geralmente em áreas de terreno acidentado e/ou de difícil acesso (JOLY et al., 1999).

Originalmente, mais de 80% da floresta ocorria em elevações entre 200 e 1.200 m, particularmente entre 400 e 800 m. Tal distribuição foi alterada drasticamente ao longo dos anos, devido à exploração econômica e expansão urbana, restando apenas 10% de áreas entre 400 e 800 m, conforme pode ser observado na Figura 1 (RIBEIRO et al., 2011).

Figura 1 - Distribuição percentual por faixa de altitude dos fragmentos remanescentes de Floresta Atlântica. Os círculos indicam os percentuais da distribuição original e dos remanescentes de floresta, enquanto os quadrados indicam os percentuais de floresta remanescente, em cada faixa de elevação



Fonte: Adaptado de Ribeiro et al. (2011).

O contínuo florestal correspondia a 1.345.300 km² ao longo da costa brasileira, estendendo-se a oeste em pequenas áreas no interior do Paraguai e Argentina (RIBEIRO et al., 2009; 2011; FUNDACIÓN VIDA SILVESTRE ARGENTINA; WWF, 2017). No Brasil, encontrava-se 92% de toda a sua extensão florestal original, e sua região de ocorrência original abrangia integral ou parcialmente 17 Estados brasileiros, cobrindo 15% do território (FUNDACIÓN VIDA SILVESTRE ARGENTINA; WWF, 2017). E em 2016, de acordo com o último mapeamento realizado (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS, 2017), restam apenas 12,4% dessa floresta brasileira. No Paraguai, sua cobertura está confinada a menos de 24,9% de sua área original (6% da cobertura total), enquanto na Argentina restam aproximadamente 38,7%, originalmente abrigando 2% da cobertura original total (RIBEIRO et al., 2011; FUNDACIÓN VIDA SILVESTRE ARGENTINA; WWF, 2017).

A perda de habitat atingiu mais de 90% em alguns centros de endemismo, tornando a conservação em biodiversidade uma prioridade global (MITTERMEIER et al., 2005). Atualmente, áreas protegidas representam apenas 9% da floresta remanescente e 1% da cobertura original (JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014; FUNDACIÓN VIDA SILVESTRE ARGENTINA; 2017).

2.1.3. Sub-região da Serra do Mar

Tendo como base os dados de distribuição de pássaros, borboletas e primatas, Silva e Casteleti (2005) propuseram a partição de Floresta Atlântica em 8 subregiões biogeográficas (Figura 2), sendo 5 centros de endemismo (Bahia, Brejos nordestinos, Pernambuco, Diamantina e Serra do Mar) e 3 zonas de transição (São Francisco, Araucaria e Florestas de Interior), refinadas em função da reconhecida importância do clima na distribuição de espécies e biodiversidade.

Destas oito sub-regiões, o corredor da Serra do Mar é distribuído nos estados brasileiros do Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná, Santa Catarina e norte do Rio Grande do Sul, e contém 36,5% da cobertura florestal original. A vegetação predominante era, anteriormente, a Floresta Ombrófila Densa, que ocupava mais de 95% da área, e o restante era composto por manguezais e banhados (SILVA; CASTELETI, 2005). Esta é a região mais preservada, com 25,2% dos remanescentes em áreas protegidas (RIBEIRO et al., 2009), o que torna essa área o mais importante abrigo da Floresta Atlântica no Brasil (KAUANO et al., 2012).

Figura 2 - Subregiões biogeográficas da Floresta Atlântica brasileira

Fonte: Silva e Casteleti (2005).

De acordo com as Ecorregiões Terrestres propostas por Olson et al. (2001), as florestas brasileiras localizadas na porção sul do Brasil, são incluídas na região global de Floresta Atlântica e são classificadas como Floresta Subtropical úmida. A porção de Mata Atlântica situada na Serra do Mar na Zona Costeira de Santa Catarina contém o terceiro maior fragmento de Floresta Atlântica, com aproximadamente 400.000 ha (RIBEIRO et al., 2009), e

apresenta características importantes para esse estudo, por situar-se em uma maior latitude em relação à maioria dos estudos envolvendo estoque e ciclagem de carbono e nitrogênio em florestas tropicais litorâneas.

Rezende et al. (2014) ao estudarem a riqueza e frequência de espécies raras no estado de Santa Catarina verificaram que 16,6% das espécies identificadas eram raras no estado e somente 4% foram encontradas em todos os tipos florestais. Além disso, concluíram que a elevada heterogeneidade ambiental gerada pela paisagem acidentada/montanhosa (nas faixas das Serras Geral e do Mar) pode contribuir com a alta riqueza de espécies nestas áreas, em que cada elevação abriga um particular conjunto de espécies (MARTINELLI, 2007; ROCHA; AMORIM, 2012).

A porção leste do Estado de Santa Catarina pertence à denominada Vertente Atlântica, área das bacias hidrográficas cujos rios drenam para o litoral do Estado de Santa Catarina e cujo terreno é o mais acidentado do Estado. Esta compreende remanescentes atuais de vegetação que se subdivide em Floresta Ombrófila Densa (FOD), Floresta Ombrófila Mista (FOM), Estepe (Campos de Altitude) e vegetação litorânea, englobando a Formação Pioneira com Influência Marinha (restinga) e a Formação Pioneira com Influência Fluvio-marinha (manguezal) (SEVEGNANI; SCHROEDER, 2013).

Conforme definido pelo Manual Técnico da Vegetação Brasileira (IBGE, 2012), o tipo vegetacional FOD foi subdividido em cinco formações, ordenadas de acordo com as variações de temperatura, função das faixas altimétricas (HOLDRIDGE, 1982) e de seu posicionamento latitudinal (TROJER, 1959). Para essa porção subtropical (de 24° até 32° da latitude Sul) de Floresta Atlântica, a FOD se caracteriza por árvores que atingem até 35 m de altura, formando uma estrutura de dossel e pode ser classificada nas formações: Altomontana (acima de 1000 m de altitude), Montana (de 400 a 1000 m), Submontana (de 30 até 400 m), de Terras Baixas (após a restinga até 30 m), além da formação Aluvial que se distribui ao longo dos rios (IBGE, 2012).

2.2. Ciclagem de Nutrientes

Ao contrário dos ambientes aquáticos, ambientes terrestres possuem separação física dos recursos, forçando uma divisão das funções no interior da maioria das plantas vasculares terrestres. O arquétipo de uma planta vascular tem folhas que fixam carbono, caules que dão suporte mecânico e caminho hidráulico, e raízes que absorvem nutrientes e água, além de fornecerem ancoragem (POORTER et al., 2012).

As características dinâmicas acerca da disponibilidade, circulação e interação de elementos, tais como carbono, nitrogênio, fósforo e enxofre, são essenciais à vida e à manutenção dos ecossistemas globais, estando sujeitas aos diversos tipos de modificações intrínsecas aos organismos vivos. Sendo assim, é difícil determinar quais os efeitos que a intervenção humana tem ou terá no futuro, como os ciclos globais mudarão e como o quasi-equilíbrio natural do ecossistema global será perturbado pelas variações climáticas e ambientais das próximas décadas (BOLIN et al., 1983; FERNÁNDEZ-MARTÍNEZ et al., 2014).

O processo de ciclagem de nutrientes, conforme proposto por Switzer e Nelson (1972), é composto por três ciclos: o geoquímico, que compreende as relações de entrada e saída de nutrientes no ecossistema; o biogeoquímico, que engloba as relações de transferência de nutrientes dentro do sistema solo-planta; e o bioquímico, que envolve os processos de transferência interna, ou translocação de nutrientes no interior da planta.

No ciclo geoquímico as principais entradas de nutrientes ocorrem via intemperismo, deposição atmosférica (chuva, poeira e partículas), fixação biológica de nitrogênio e fertilização (orgânica e mineral). Enquanto que, a saída de nutrientes ocorre via lixiviação, fixação pela fase mineral do solo, escorrimento superficial, erosão, desnitrificação, volatilização e colheita (produtos ou serrapilheira acumulada).

O termo “ciclo biogeoquímico” é usado para denotar o fenômeno de movimento de elementos entre componente abiótico (geo) e os organismos vivos (bio) e/ou vice-versa (ODUM, 1971). O ciclo biogeoquímico inicia-se com o processo de absorção e acúmulo do nutriente na biomassa, sua alocação nos diferentes componentes da planta, incorporação no solo (decomposição e lixiviação da serrapilheira acumulada), e conclui-se com a reabsorção do nutriente pela planta (NOVAIS, 1990).

O ciclo bioquímico envolve a translocação de nutrientes de tecidos velhos (e fotossinteticamente inativos) para tecidos novos da planta em atividade de crescimento. Ele é, por conseguinte, importante para nutrientes de maior mobilidade dentro da planta como o nitrogênio, fósforo, potássio e magnésio e de menor significado para cálcio, enxofre e os micronutrientes de modo geral, que têm retranslocação bem menor (REIS;e BARROS, 1990). A intensidade do ciclo bioquímico aumenta quando a demanda de nutrientes para a produção de biomassa é maior do que a capacidade de suprimento do solo (GAMA-RODRIGUES, 2004). As plantas respondem ao suprimento de recursos no ambiente e ajustam sua taxa de crescimento de acordo com sua disponibilidade, alterando sua demanda por carboidratos e

nutrientes. Isto leva a mudanças na estrutura foliar, capacidade fotossintética e absorção de nutrientes, que resultam em diferenças ecossistêmicas na entrada dos mesmos.

No curto prazo, a disponibilidade de nutrientes é regulada pelo equilíbrio entre processos de liberação de nutrientes em formas disponíveis e aqueles que os removem. No longo prazo, o estado nutricional de um ecossistema florestal depende do equilíbrio entre as entradas de nutrientes (deposição seca e úmida, intemperismo mineral, absorção/fixação gasosa) e saídas (principalmente lixiviação e volatilização (LEWIS et al., 1987, VITOUSEK; SANFORD, 1986).

O fluxo de carbono através da floresta começa com a fotossíntese, ou seja, com a conversão de CO_2 em compostos orgânicos de carbono. Processos fotossintéticos, de organismos autotróficos, reduzem o CO_2 atmosférico em moléculas de açúcar (CH_2O) (equação 1), transferindo carbono da atmosfera para a biosfera e fornecendo energia às outras formas de vida (heterotróficas). Durante esse processo, parte é perdido pela respiração, retornando para a atmosfera. A relação entre entradas de carbono através produção primária bruta (PPB) e essa perda de carbono, governa o balanço de carbono das plantas e constitui a produção primária líquida (PPL). A PPL é calculada como a diferença entre o que é produzido durante a fotossíntese (equação 1) e o que é perdido pela respiração autotrófica (equação 2) (CLARK et al., 2001; JENKINS; BIRDSEY; PAN, 2001; ROSENFIELD; SOUZA, 2013).

Fotossíntese: $6\ CO_2 + 6\ H_2O + \text{energia (luz solar)} = C_6H_{12}O_6 + 6\ O_2$ (1)

Respiração: $C_6H_{12}O_6 + 6\ O_2 = 6\ CO_2 + 6\ H_2O + \text{energia}$ (2)

Cerca de metade da PPB é gasta na respiração para fornecer a energia que suporta seu crescimento e manutenção (SCHLESINGER, 1997; WARING; RUNNING, 2007). As plantas perdem carbono por meio de outros processos além da respiração, incluindo morte da planta ou de suas partes (ex. folhas), consumo por herbívoros, secreção em solução de água ou compostos orgânicos voláteis no ambiente, e transferência de carbono simbioticamente aos organismos associados (ex. fungos e bactéria fixadora de nitrogênio).

A PPL, portanto, é o carbono líquido obtido pelas plantas e usado para construir o tecido vegetal (ex. folhas, caules e raízes) e produzir compostos orgânicos solúveis (ex. exsudatos das raízes) (MELILLO; GOSZ, 1983). Por ser representativa da fixação de carbono pela vegetação, a PPL expressa o papel da vegetação no ciclo global do carbono (RAMÍREZ, 2015), principalmente como reservatório, somando aproximadamente

50% da biomassa florestal (BROWN; LUGO, 1992; CHAVE; RIERA; DUBOIS, 2001; CHAPIN III; MATSON; MOONEY, 2002; BALBINOT, 2004; HOUGHTON, 2007; ROSENFIELD; SOUZA, 2013).

Florestas acumulam o carbono, primeiramente, na forma de biomassa viva acima do solo (AGB), sendo redisponibilizado ao sistema na forma de madeira morta, serrapilheira e de solo. Sendo assim, o estoque líquido de carbono em ecossistemas florestais é determinado pelo balanço entre três processos distintos: (1) a quantidade líquida de carbono fixada pela vegetação (i.e. carbono fixado em excesso em relação à demanda respiratória da planta); (2) a quantidade relativa deste carbono fixado alocado para o incremento de crescimento vegetal *versus* serrapilheira; e (3) a dinâmica de decomposição de compostos carbônicos entrando no sistema solo. Todos os três processos são controlados por temperatura, umidade e disponibilidade de nutrientes-chave, tais como nitrogênio, fósforo e enxofre. Além disso, luz e concentração de CO_2 na atmosfera servem como fatores reguladores adicionais no processo de fixação de carbono pela vegetação (MELILLO; GOSZ, 1983).

Em tempos de crescimento das emissões de carbono e aquecimento global (UNFCCC, 2007; IPCC, 2012), sistemas viventes têm um importante papel no sequestro de carbono da atmosfera e retenção nos ecossistemas (FRIEDLINGSTEIN et al., 2006). Sendo que a maior parte da reserva de carbono (70-80%) está concentrada nos caules e folhas das plantas, a estimativa de biomassa acima do solo é importante na análise da dinâmica do carbono (BROWN et al., 1995; IPCC, 2001; GONZALEZ; KROLL; VARGAS, 2014).

Além disso, as condições nutricionais da planta, também são importantes parâmetros controlando a taxa fotossintética (NATR, 1972; 1975). A demanda por nitrogênio é estreitamente relacionada ao crescimento da árvore, e a deficiência desse elemento é, depois do estresse hídrico, a limitação frequentemente mais reportada (KOZLOWSKI, 1971; KRAMER; KOZLOWSKI, 1979). Na maioria dos ecossistemas terrestres, o suprimento de nitrogênio é um fator essencial ao controle da diversidade e dinâmica das populações vegetais, sendo fundamental nos processos ecológicos, tais como produtividade e ciclagem de carbono e nutrientes no solo (SILVA et al., 2015).

A resposta do carbono ao nitrogênio em ecossistemas florestais depende na existência de limitação por nitrogênio versus co-limitações por outras condições como baixa temperatura ou disponibilidade de fósforo (DE VRIES; DU; BUTTERBACH-BAHL, 2014). A severa perturbação do ciclo do nitrogênio desde o início do século XIX tem aumentado a deposição atmosférica desse elemento em florestas (DENTENER et al., 2006), e existem evidências de que isso esteja provocando um aumento substancial do sequestro de carbono

(CHURKINA et al., 2009). De Vries, Du e Butterbach-Bahl (2014) estimam que a deposição de nitrogênio aos níveis atuais pode ser responsável pelo aumento do sequestro de carbono em florestas em 276–448 $TgC.ano^{-1}$, com aproximadamente 60% retido em troncos e 40% em solo.

Neste contexto, o nitrogênio ocupa um local especial entre os nutrientes envolvidos na fotossíntese. O nitrogênio é elemento essencial na síntese de biomoléculas no metabolismo vegetal e um elemento chave para regulação, produção e estruturação das populações vegetais. E tem uma função chave no sequestro de carbono, pois é essencial na construção da enzima mais abundante nas plantas (pois representa 15% da mesma), a ribulose-1,5-bisfosfato carboxilase oxigenasse (Rubisco), fundamental à fotossíntese (SA, 2011).

A entrada de nitrogênio no solo pode acontecer de diversas formas, seja pela da água da chuva, transprecipitação, fixação por bactéria associada à planta leguminosa e/ou subprodutos do metabolismo dos microorganismos (FERNANDES, 2008). Mas, a principal fonte deste nutriente está relacionada à introdução via resíduos orgânicos, sendo, portanto, severamente afetada pela retirada da cobertura vegetal. Condições bióticas (presença de plantas, microorganismos) e, principalmente, fatores climáticos (temperatura sendo o principal atuante) são responsáveis por determinar sua disponibilidade no ambiente (SANTOS-SILVA et al., 2014). Em ambientes pobres em nitrogênio, as plantas podem exercer o maior controle na ciclagem de nutrientes (CHAPMAN et al., 2006).

Sua absorção, assim como de qualquer outro nutriente, é refletida nos valores acumulados nos tecidos vegetais. Nutrientes essenciais ao crescimento vegetal como o nitrogênio e o fósforo são absorvidos em excesso (quando possível) e armazenados durante tempos de alta disponibilidade de nutrientes para que estas reservas suportem o crescimento em momentos em que as reservas do solo estejam exauridas (CHAPIN, 1980).

Pinto e Marques (2003) verificaram, em porções de Floresta Atlântica, que as espécies que menos participaram da produção de serrapilheira foram as que possuíam maiores concentrações de nutrientes nos tecidos foliares. Sugere-se que o chão de florestas tropicais contém pelo menos 50% do nitrogênio do sistema e que o tamanho do depósito do solo é amplo em relação ao *turnover* anual (ANDERSON; SPENCER, 1991).

Solos contêm importantes reservatórios de carbono e nitrogênio terrestre, portanto o conhecimento dos fatores controlando processos de estoque e fluxo nesse sistema é essencial para compreender as mudanças no ciclo global desses nutrientes (BUTTERBACH-BAHL, 2011).

2.2.1. Serrapilheira e Solo

Em um ecossistema florestal, as árvores exercem importantes funções, e são responsáveis por atuar sobre os atributos físicos do solo (tais como fertilidade, densidade, porosidade, aeração, infiltração, assim como formação e estabilização de agregados) ao adicionar matéria orgânica via deposição de serrapilheira e renovar o sistema radicular (NETO et al., 2013). A queda do material vegetal do dossel de copas, formado pela diversidade de espécies vegetais, melhora as propriedades químicas, físicas e biológicas do solo, pois proporciona sua cobertura, redução de temperatura e proteção contra erosão, ao diminuir o escoamento superficial da água da chuva e prolongar o seu tempo de infiltração (SCHEER, 2008; PAULA; PEREIRA; DE MENEZES, 2009; PINTO et al., 2009; GIÁCOMO et al., 2012; FERREIRA; UCHIYAMA, 2015).

O solo é um sistema dinâmico de complexas inter-relações, que por sua vez, apresenta como função primária, ser o meio de crescimento das plantas, e animais, que ao interagirem, capacitam-no a desempenhar essa e duas funções principais: regular e condicionar o fluxo de água, e servir como um filtro ambiental (LARSON; PIERCE, 1991).

A manutenção da capacidade produtiva dos solos está intimamente ligada ao seu teor de matéria orgânica, que promove o aporte de energia e nutrientes ao sistema (ADAMS; ATTIWILL, 1986; SWIFT; WOOMER, 1993), a melhoria das condições físicas, preservação do efeito tampão, enriquecimento de nutrientes à biota em geral e o aumento da capacidade de troca catiônica (NOGUEIRA JUNIOR, 2000). Admitindo-se o padrão de movimento de nutrientes raiz-caule-folhas-serrapilheira-solo-raiz em solos sob florestas, observa-se que grande quantidade de nutrientes está contida na serrapilheira (FERNANDES, 2008). O estudo desses fluxos pode trazer informações relevantes sobre as interações solo-planta-atmosfera e a ciclagem de nutrientes (MARQUES; RANGER, 1998). Em ecossistemas florestais, investigar as relações entre a vegetação e o solo permite obter-se a distribuição de nutrientes no ecossistema, podendo-se compreender os fluxos entre os diferentes compartimentos (GOLLEY, 1983; JORDAN, 1985).

Por envolver ciclos complexos, o estudo da ciclagem de nutrientes em florestas é direcionado à porção que mais contribui para a absorção e transferência de nutrientes, que é a serrapilheira (CUNHA et al., 1993; SCHUMACHER et al., 2003; FERREIRA et al., 2007). A deposição da serrapilheira é parte do processo de devolução da matéria orgânica e de nutrientes para o piso florestal (CARPANEZZI, 1997; VITAL et al., 2004;

CALDEIRA et al., 2007). Sendo assim, seu estudo é de fundamental importância no entendimento da estrutura e funcionamento de ecossistemas florestais (PAULA; PEREIRA; DE MENEZES, 2009).

A serrapilheira é constituída por materiais vegetais tais como folhas, cascas, ramos, troncos, gravetos, flores, inflorescências, frutos, sementes e fragmentos vegetais não identificáveis depositados na superfície do solo. Sua deposição introduz heterogeneidade temporal e espacial ao ambiente, podendo afetar a estrutura e a dinâmica da comunidade vegetal (FACELLI; PICKETT, 1991). Até o momento, estudos realizados na Floresta Atlântica (PEREIRA; DE MENEZES; SHULTZ, 2008) têm identificado a fração foliar como sendo a de maior contribuição na serrapilheira, representando 68% da mesma (MARTINELLI; LINS; SANTOS-SILVA, 2017).

O monitoramento da dinâmica de produção da serrapilheira tem sido um dos métodos mais usados para avaliar a produtividade florestal (OLIVEIRA, 1999), pois representa um dos principais caminhos de transferência de nutrientes para o solo (VITAL et al., 2004). Serrapilheira é um amplo banco de nutrientes em transição e possui uma função chave na transferência de energia entre níveis tróficos (FACELLI; PICKETT, 1991; FERREIRA et al., 2014). Desta forma, assim como pode interferir com a composição de espécies, estrutura e dinâmica da comunidade, a sua produção pode ser influenciada por fatores bióticos, como características genéticas das plantas, a idade do povoamento e a densidade de plantas; e abióticos, como altitude, latitude, clima, solo, disponibilidade de água e outros (FACELLI; PICKETT, 1991; ESPIG et al., 2009; FERREIRA et al., 2014).

A variação estacional da deposição de serrapilheira é um produto da interação entre a vegetação e o clima. Sendo, de maneira geral, as folhas, o componente determinante das alterações sazonais da deposição de material orgânico. Assim, a deposição de serrapilheira varia durante o ano com as estações climáticas, crescendo das regiões frias para as tropicais (BORÉM; RAMOS, 2002). Em estudo conduzido no estado de São Paulo, Ferreira e Uchiyama (2015) identificaram um perfil de produção de serrapilheira sob influencia de variáveis climáticas relacionadas à disponibilidade hídrica, como estoque de água, umidade relativa e precipitação. Sendo observado maior valor produzido no início da estação chuvosa.

Das variáveis climáticas, temperatura e precipitação são os principais fatores que afetam a deposição de serrapilheira em ecossistemas florestais. Por exemplo, enquanto em florestas sazonais, o pico de serrapilheira é na estação seca, em florestas tropicais úmidas, sem estação seca, a maior produção pode estar relacionada com períodos secos (GOLLEY et al., 1978; NUNES, 1980; BORÉM; RAMOS, 2002) ou com períodos úmidos

(CUNHA et al., 1993; DIAS; OLIVEIRA FILHO, 1997; MARTINS, 2010; VILLELA et al., 2012), e coincidem com picos de carbono, nitrogênio e outros nutrientes.

O acúmulo ou estoque desse material orgânico depositado na superfície do solo é regulado pela decomposição (HAAG, 1987; PEGADO et al., 2008), um processo dinâmico, importante na ciclagem de nutriente (ADAMS; ATTIWIL, 1986; TEIXEIRA et al., 2012), em que ocorre a fragmentação física das estruturas, sua transformação química, a síntese de novos compostos e o transporte dos produtos para os horizontes do solo (VITOUSEK; SANFORD, 1986; HEAL; ANDERSON; SWIFT, 1997; MONTAGNINI; JORDAN, 2002; CORREIA; ANDRADE, 2008; SILVA et al., 2014). Na interface solo-serrapilheira ocorre a decomposição e humificação da matéria orgânica depositada e também a liberação, mineralização e lixiviação de nutrientes (GOLLEY et al., 1978; FERNANDES, 2008). Nos ambientes tropicais e subtropicais de ocorrência natural da Mata Atlântica há predominância de solos altamente intemperizados, devido aos altos índices pluviométricos, e a matéria orgânica do solo (MOS) tem papel fundamental na sua fertilidade (MARTINS et al., 2015).

Florestas tropicais têm uma grande variedade de flora e, consequentemente, uma comunidade de organismos decompositores muito diversa (FERREIRA et al., 2014). A regulação das taxas de decomposição da serrapilheira é função da atividade da fauna do solo (ANDERSON; PROCTOR; VALLACK, 1983; CÉSAR, 1993) e depende fundamentalmente das condições físicas e químicas do ambiente, tais como temperatura, precipitação pluviométrica e características edáficas do sítio, e da qualidade orgânica e nutricional do material que é aportado (CORREIA; ANDRADE, 2008; MACHADO et al., 2015). Rápidas taxas de decomposição podem ser resultantes de estímulos à perda de massa e liberação de nutrientes provocadas por chuvas seguidas a períodos secos, resultando em pulsos de nutrientes (LODGE; MCDOWELL; MCSWINEY, 1994; SAITER et al., 2009).

Os três principais índices que têm sido aplicados para estimativa da decomposição da serrapilheira são: a respiração do solo, o valor *k* (relação entre a quantidade de material que produzido e aquele que está depositado sobre o solo), e avaliações diretas mediante medidas de perda de massa (*litter bags* e *cover litter*) (CORREIA; ANDRADE, 2008; PAULA; PEREIRA; DE MENEZES, 2009).

Portanto, a natureza e abundância da comunidade saprofítica (micro-organismos e fauna) dos solos exerce efeito regulador no processo de decomposição (WERNEC; PEDRALLI; GIESEKE, 2001). A fauna do solo é responsável pelo rearranjo dos detritos e sua desintegração, desempenhando o papel de transformadora da serrapilheira, enquanto que a decomposição (acima de 95%) é efetuada por micro-organismos, pois estes possuem o

complemento enzimático mais adequado à quebra da serrapilheira (WARDLE; LAVELLE, 1997; SILVA et al., 2014). Alterações físicas no solo provocadas pela liberação de nutrientes e de compostos fitotóxicos podem modificar a atividade de organismos decompositores (MOORHEAD; WESTERFIELD; ZAK, 1998). Entre fatores climáticos, baixas temperaturas e períodos secos reduzem o metabolismo dos organismos decompositores, reduzindo sua atividade (BARBOSA et al., 2010).

A diversidade de espécies arbóreas da Mata Atlântica pode atingir cerca de 450 espécies por hectare, cuja riqueza pode proporcionar múltiplos cenários de transferência e estoque de elementos químicos (TEIXEIRA et al., 2012). Contudo, a fragmentação da floresta pode alterar a dinâmica da decomposição da serrapilheira, como observado por Pereira et al. (2013), em estudo no Rio de Janeiro. Entre seus resultados, observaram que a serrapilheira se decompôs de maneira mais lenta na borda dos fragmentos, devido à menor diversidade da fauna no solo e a maior expressão de invertebrados micrófagos quando comparada com a dinâmica no interior dos fragmentos.

O aporte de serrapilheira e sua posterior decomposição foram responsáveis pelos maiores teores de nutrientes na camada superficial do solo, segundo análise de serrapilheira na Floresta Atlântica do Rio de Janeiro realizada por Pereira, De Menezes e Schultz (2008). Contudo, para alguns elementos, o processo de lavagem da vegetação pela água da chuva pode ser mais efetivo na ciclagem biogeoquímica de ecossistemas florestais que a própria deposição de serrapilheira (ARCOVA; CICCO, 1987). Após contato com a vegetação, a água recebe um novo aporte de nutrientes ao atravessar a serrapilheira, devido ao contato com os nutrientes liberados pela decomposição (SCHEER, 2009). Nesta etapa, a maior parte dos nutrientes da solução é, então, absorvida pelas raízes, enquanto o restante penetra no solo e é exportada para o lençol freático ou bacia de drenagem (SANTOS, 1989).

O processo de decomposição da serrapilheira libera parte do carbono acumulado na biomassa, retornando parte para a atmosfera como CO_2, enquanto outros elementos assumem uma forma novamente utilizável pelas plantas (STEVENSON, 1982; PEREIRA; DE MENEZES; SCHULTZ, 2008).

No caso do nitrogênio, a dinâmica é mais complexa. Um número de processos tende a reduzir a disponibilidade biológica de nitrogênio em ecossistemas, notavelmente a força de ligação entre nitrogênio orgânico e compostos de carbono recalcitrantes em solos e sedimentos, e a mobilidade de nitrogênio na saída de ecossistemas por caminhos hidrológicos e atmosféricos (especialmente lixiviação e desnitrificação).

Sousa Neto et al. (2011), ao analisarem troca de gases (metano, dióxido de carbono e óxido nitroso) entre solo e atmosfera, em áreas de Floresta Atlântica costeira, observaram que valores de temperatura e umidade do solo estão correlacionados nesses sistemas e que quando a umidade do solo apresenta-se ótima em áreas mais frias, provavelmente devido à limitação da atividade, o solo apresenta menores emissões de N_2O e CO_2 e funciona como sequestrador de CH_4, enquanto os estoques de nitrogênio e carbono aumenta. O aumento da temperatura do solo em menores altitudes, por sua vez, favorece a decomposição anaeróbia e a emissão de gases via desnitrificação e metanogênese, por exemplo, pois provoca um aumento de tamanho das zonas anaeróbicas ao elevar as taxas respiratórias, que aumentam o gradiente de concentração de oxigênio e deixam o volume do poro ainda mais desprovido de oxigênio (LI et al., 2000; ESCOBAR, 2008; SOUSA NETO et al., 2011). Estudos que analisaram a emissão de óxido nitroso (N_2O), em porções de Mata Atlântica, no Rio de Janeiro, reportaram um aumento nas taxas de emissão durante e após períodos de chuva (MADDOCK; DOS SANTOS; PRATA, 2001). Por ser um processo aeróbio, solos bem drenados favorecem a nitrificação, enquanto solos saturados com água favorecem a desnitrificação.

Portanto, uma associação de fatores, como temperatura do ar e do solo, composição de espécies, propriedades químicas e físicas do solo, taxas de decomposição de suprimento de nutrientes são responsáveis pela regulação dos processos de emissão e sequestro de compostos de carbono e nitrogênio em ecossistemas florestais. Sendo assim, compreender as dinâmicas desses elementos é essencial quanto às consequências globais e locais do aumento da temperatura global, decorrente das mudanças climáticas.

2.2.2. Indicadores Isotópicos

Isótopos estáveis fornecem um caminho natural para seguir diretamente e traçar detalhes da ciclagem de elementos, sendo possível delinear conexões ecológicas entre diversos níveis, de micro-organismos individuais a paisagens inteiras. Isso se deve ao fato de que elementos e seus isótopos são caracterizados por circular de maneira característica na biosfera, traduzindo-se em padrões e distribuições com amplos reservatórios que fornecem pontos de estabilidade na circulação global (FRY, 2008). Neste sentido, medidas de $\delta^{15}N$ associadas à de $\delta^{13}C$ podem contribuir na compreensão da dinâmica da vegetação.

O significado funcional da folha para o vegetal pode ser estabelecido em função de sua relação com os balanços de energia, de carbono e de nutrientes (GIVNISH, 1979; NOBEL, 1991; REICH; WALTERS; ELLSWORTH, 1992; JONES, 1994). A funcionalidade da folha está diretamente relacionada à sua composição e morfologia (RODERICK et al., 1999). Atributos normalmente caracterizados são: dimensão e forma foliar, conteúdo de nutrientes, capacidade de fixação do carbono, fluxo transpiracional e longevidade (DE MATTOS et al., 2004).

Os diferentes ciclos fotossintéticos (C_3, C_4 ou CAM) usados para produzir carboidratos a partir de CO_2 e água das plantas são determinantes nos valores de $\delta^{13}C$ encontrados nas folhas. Plantas que realizam o ciclo Calvin (C_3) têm os valores mais baixos de $\delta^{13}C$ (que variam de -30 a -24‰). Vegetações naturais de florestas tropicais, de regiões temperadas e de alta altitude são quase exclusivamente C_3 e representam 85% das espécies de plantas em muitos ecossistemas terrestre. Aquelas que realizam o ciclo Hatch-Slack (C_4), por sua vez, possuem os valores mais altos (entre -16 e -10‰). Espécies C_4 representam menos que 5% nas florestas, mas são dominantes em formações não florestais nos trópicos. Gramíneas do tipo savana e a maioria das plantas cultivadas nos trópicos e na zona temperada, como o milho, a cana-de-açúcar e o sorgo, fixam carbono via C_4. O ciclo fotossintético CAM é encontrado em aproximadamente 10% das plantas e é dominante em ecossistemas de deserto e apresentam valores de $\delta^{13}C$ intermediários. Para fixar CO_2, as plantas CAM mudam do ciclo fotossintético C_3 durante o dia para o ciclo fotossintético C_4 durante a noite (VIDOTTO et al., 2007; PICCOLO; ANDRIULO; MARY, 2008; AMORIM et al., 2009; MENDONÇA et al., 2010).

A abundância de isótopos estáveis de carbono em plantas do grupo C_3 é controlado por Plantas com ciclo fotossintético C_4 são praticamente imunes a mudanças ambientais. Por outro lado, a composição isotópica das plantas C_3 depende da abertura e do fechamento dos estômatos (MARTINELLI et al., 2009). variáveis ambientais, como concentração e composição isotópica de CO_2 atmosférico (c_a) e fatores fisiológicos, como concentração de CO_2 dentro do espaço intracelular da folha (c_i), o qual por sua vez pode ser afetado por fatores ambientais como disponibilidade de luz e água (FARQUHAR et al., 1982; MARTINELLI et al., 1998). Com menos luz disponível para a fotossíntese, a taxa de condutância estomática para fotossíntese aumenta e a relação c_i/c_a, por conseguinte, também se eleva (FARQUHAR et al., 1989). O fracionamento isotópico resultante da limitação de luz irá produzir matéria orgânica vegetal empobrecida em ^{13}C e este efeito é indistinguível do efeito isotópico produzido pela contribuição biogênica de CO_2 para a fotossíntese. Como consequência dos

dois últimos fatores, o efeito da copa é observado, onde as folhas tornam-se progressivamente isotopicamente empobrecidas em direção ao chão da floresta (KAPOS et al., 1993; KRUIJT et al., 1996; MARTINELLI et al., 1998).

Portanto, um gradiente na intensidade da luz provocará um gradiente na composição isotópica das plantas (ao longo dos estratos da copa). O contrário ocorre quando a intensidade de luz é alta, e/ou o teor de água no solo ou umidade relativa do ar são baixos. A fim de evitar maiores perdas de água, as plantas fecham seus estômatos, e, consequentemente, há uma redução na taxa de fotossíntese. Caso esse decréscimo ocorra a um nível maior do que a entrada de CO_2 pela câmara estomática, há uma redução do valor de c_i, e então da relação c_i/c_a, aumentando os valores de $\delta^{13}C$ da planta (MARTINELLI et al., 2009). Portanto, os valores de $\delta^{13}C$ foliar representam um balanço entre condutância estomática para suprir CO_2 e a demanda fotossintética de consumo do CO_2, integrado na razão c_i/c_a (OMETTO et al., 2006). Baixos valores de $\delta^{13}C$ foliar observados em florestas tropicais em relação a outros biomas parecem, desse modo, ser consequência da disponibilidade de água. Pois em climas tropicais, as chuvas são abundantes e levam ao aumento na condutância estomática em relação à taxa de assimilação de carbono e isso conduz a um aumento no c_i e redução nos valores de $\delta^{13}C$ em plantas (FARQUHAR et al., 1989; DIEFENDORF et al., 2010; LINS et al., 2016).

Ambientes em Florestas Tropicais fornecem condições promotoras de grande variabilidade na composição isotópica de carbono dos tecidos vegetais, por uma série de razões: (1) alto número de espécies vegetais aumenta a chance de variabilidade genética; (2) forte variabilidade tanto na concentração de CO_2 quanto na sua composição isotópica devido à diluição de CO_2 atmosférico pelo empobrecimento isotópico de respiração biogênica de CO_2 (LLOYD et al., 1996) e (3) um gradiente na penetração de luz dentro da copa florestal (EHLERINGER et al., 1986).

No solo, valores de $\delta^{13}C$, ao longo do perfil, refletem a dinâmica da vegetação local e seus fatores ambientais, como o conteúdo de argila e mineralogia. Em áreas de floresta predominantemente de tipo C_3 tais valores aumentam com a profundidade em função de mecanismos como: (1) discriminação, por micro-organismos, durante a respiração; (2) aporte de CO_2 proveniente da queima de petróleo (efeito Suess); (3) mistura de carbono recente com carbono de material humificado. Caracteristicamente, durante o processo de humificação, a matéria orgânica na superfície do solo passa por um fracionamento isotópico de até 4‰ (SANTRUCKOVA; BIRD; LLOYD, 2000; MENDONÇA et al., 2010).

Variações sazonais dos sinais isotópicos foram observadas por Coletta et al. (2009), conforme a disponibilidade de água. Valores superiores de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ podem ser observados devido à atividade microbiana intensa, com decomposição e perda de massa e nutrientes mais rapidamente e eficientemente para solo. Enquanto que, valores mais negativos, devido a menores taxas de mineralização e nitrificação, presença de leguminosas ou serem solo periodicamente inundados. Estudos conduzidos por Martins (2010) e Loss et al. (2016) em áreas de Floresta Atlântica identificaram enriquecimento em $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ em profundidade, possivelmente devido à respiração microbiológica e mistura com material humificado.

Ao contrário do carbono, cuja única fonte para as plantas terrestres é o CO_2 atmosférico, as fontes de nitrogênio para as plantas são inúmeras, provavelmente devido à limitação desse nutriente ao crescimento da planta. Sendo assim, durante sua evolução, as plantas criaram diversos mecanismos para aproveitar as várias fontes, podendo receber nitrogênio da atmosfera por meio da fixação biológica ou pela deposição seca e úmida desse elemento, se abastecer das várias formas de nitrogênio que existem no solo, inclusive de nitrogênio orgânico. A composição isotópica do nitrogênio estável dessas diferentes formas varia em função de inúmeros parâmetros, e com isso a interpretação dos valores de $\delta^{15}N$ em plantas é muito mais complexa do que os valores de $\delta^{13}C$ (MARTINELLI et al., 2009).

O balanço entre as entradas e saídas de nitrogênio em um ecossistema pode ser avaliado usando a abundância natural de isótopos estáveis de nitrogênio (expresso em $\delta^{15}N$), capaz de fornecer medidas integradas sobre a dinâmica de nitrogênio ao longo do tempo (HANDLEY; RAVEN, 1992; NARDOTO, 2005). A composição isotópica do nitrogênio, expressa como $\delta^{15}N$, é um bom indicador do tipo de ciclagem do N em sistemas florestais. Em ambientes com ciclo aberto de nitrogênio, os valores de $\delta^{15}N$ das folhas é geralmente mais elevado que em ambientes com ciclo fechado (MARTINELLI et al., 1999). Essa tendência deve-se ao fato de que, em sistemas onde as perdas de nitrogênio são elevadas, o nitrogênio que fica no sistema tende a ficar isotopicamente enriquecido (JOLY; MARTINELLI, 2004).

Martinelli et al. (1999) ao compararem composição isotópica estável de nitrogênio de folhas de árvores e solo para uma variedade de florestas tropicais obtiveram resultados que confirmam a hipótese de que florestas tropicais, de maneira geral, são ^{15}N-enriquecidas comparadas com florestas temperadas, e florestas tropicais em que nitrogênio é abundante são também ^{15}N–enriquecidas quando comparado com aquelas em que nitrogênio é limitante. Além disso, o padrão de enriquecimento ^{15}N evidencia linha temporal integrada suportando a conclusão de que muitas florestas tropicais são ricas em nitrogênio e tem ciclos de nitrogênio abertos em comparação com a maioria das florestas temperadas, tendo tanto entradas quanto

saídas de nitrogênio amplas em relação à ciclagem de nitrogênio dentro do sistema. Valores de $\delta^{15}N$ foliar para florestas tropicais são em média 6,5‰ maiores do que em florestas temperadas. O $\delta^{15}N$ médio para solos em florestas tropicais, tanto em amostras de superfície quanto profundas, foram quase 8‰ acima daquelas em florestas temperadas.

A característica integradora da dinâmica de nitrogênio exibida pela assinatura isotópica do nitrogênio em compartimentos do sistema reflete o fracionamento contra o isótopo pesado ^{15}N durante as reações de transformação do nitrogênio no solo mediadas por micro-organismos (i.e. nitrificação, desnitrificação e volatilização). O isótopo leve ^{14}N reage mais rapidamente e os produtos são mantidos enriquecidos em ^{14}N, enquanto que os substratos são mantidos enriquecidos em ^{15}N (HÖGBERG, 1997). Segundo Martinelli et al. (1999), se perdas de nitrogênio por caminho de fracionamento levam ao enriquecimento em ^{15}N, áreas com baixo $\delta^{15}N$ devem estar acumulando N da atmosfera, com pouca perda de nitrogênio (sistemas mais novos). Com nitrificação e perda de nitrato por lixiviação e/ou desnitrificação, $\delta^{15}N$ no sistema deve tornar-se enriquecido (sistemas mais velhos). Ecossistemas com menores limitações por nitrogênio, geralmente exibem maior disponibilidade de formas inorgânicas de nitrogênio no solo e assim, maiores taxas de transformação do nitrogênio no solo e perdas de nitrogênio para atmosfera, o que mantêm os diferentes compartimentos do sistema enriquecidos em ^{15}N (VITOUSEK; SANFORD, 1986; VITOUSEK; MATSON, 1988; MARTINELLI et al., 1999; HOULTON; SIGMAN; HEIN, 2006; OMETTO et al., 2006; NARDOTO et al., 2008). Diferentemente, ecossistemas com maiores limitações por nitrogênio tendem a exibir menor disponibilidade de nitrogênio, taxas de transformação de nitrogênio no solo e perdas de nitrogênio para a atmosfera, o que mantêm os diferentes compartimentos do sistema enriquecidos em ^{14}N (MARTINELLI et al., 1999; BUSTAMANTE et al., 2004; MARDEGAN et al., 2009; VIANI et al., 2011).

Taxas de mineralização e nitrificação de nitrogênio no solo são indicadores da habilidade do solo em suprir nitrogênio para o crescimento da planta e em reter nitrogênio após perturbações. A mineralização de NH_4^+-N da matéria orgânica do solo é o principal recurso de disponibilidade de nitrogênio para a planta na maioria dos ecossistemas florestais e taxas de mineralização de nitrogênio podem regular a produtividade de muitas florestas (NADELHOFFER; ABER; MELILLO, 1983; PASTOR et al., 1984). A taxa de produção de nitrato da NH_4^+ no processo de nitrificação influencia as perdas de nitrogênio através de lixiviação e conversão a nitrogênio gasoso (BORMANN; LIKENS, 1979; NEIL et al., 1995). Em caráter isotópico, estudos realizados por Bustamante et al. (2004) mostraram que horizontes minerais têm maiores valores de $\delta^{15}N$ do que horizontes orgânicos.

2.3. Estoque de Nitrogênio e Carbono

A biomassa florestal compreende aproximadamente 80% de toda biomassa vegetal presente na Terra (KINDERMANN et al., 2008; PAN et al., 2013). A América do Sul abriga 21% da cobertura florestal do planeta (FAO, 2010), sendo responsável por 75% da sua produtividade primária bruta (PPB) (BEER et al., 1988).

Biomassa florestal é definida como a quantidade total de matéria orgânica (vegetal), viva e inerte ou morta, acima e abaixo do solo, expressa em unidades de massa (geralmente, toneladas de matéria seca) por unidade de área (ARAÚJO; HIGUCHI; DE CARVALHO JUNIOR, 1999; RAVINDRANATH; OSTWALD, 2007), sendo controlada, essencialmente, pelo equilíbrio em longo prazo entre a taxa em que a biomassa é produzida (crescimento) e a taxa em que essa é perdida (mortalidade) (PAN et al., 2013; ÁLVAREZ-DÁVILA et al., 2017). Embora biomassa florestal seja particularmente limitada pela altura da árvore, é uma complexa propriedade que integra diversos processos funcionais e características estruturais, atuantes em diferentes escalas temporais e espaciais, conectando produtividade florestal à área basal, altura e densidade da madeira.

No desenvolvimento de modelos biogeográficos globais e modelos da dinâmica global da vegetação, a fim de prever a distribuição global da vegetação, a biomassa é estimada simplesmente como uma função acumulada da produção primária líquida (PPL), baseada nas taxas de alocação de carbono em folhas, raízes finas e tecidos da madeira (SITCH et al., 2008; PAN et al., 2013). Apesar de que, na realidade, uma relação próxima entre produtividade e biomassa é menos clara em muitas florestas mundiais (KEELING; PHILLIPS, 2007; DELBART et al., 2010).

Latitude, altitude, sazonalidade, temperatura, nutrientes, disponibilidade hídrica e regimes de distúrbios, todos esses fatores, atuando regional ou localmente, podem influenciar o estoque de biomassa (ROSENFIELD; SOUZA, 2013). O crescimento da planta e o acúmulo de biomassa são influenciados por uma série de fatores abióticos, incluindo o clima (BROWN; LUGO, 1992; RAICH et al., 2006; SAATCHI et al., 2007), características do solo (LAURANCE et al., 1999; DEWALT; CHAVE, 2004; CASTILHO et al., 2006; ROSENFIELD; SOUZA, 2014), e topografia (LAUMONIER et al., 2010; ALVES et al., 2010), ao mesmo tempo que a idade da planta, história de vida, e interações bióticas (ex. competição, herbivoria, predação) afetam fortemente o padrão de crescimento vegetal (VAN BREUGEL et al., 2012; SHIMAMOTO et al., 2014). Além das condicionantes abióticas,

fatores bióticos, tais como a diversidade e a riqueza de espécies em uma comunidade, poderiam afetar a produtividade (CARDINALE et al., 2007) por meio da diversidade funcional, visto que a complementaridade do nicho resultaria em melhor eficiência no uso dos recursos (NAEEM, 2009), e de estrutura do ecossistema, dessa maneira influenciando o acúmulo de biomassa em ecossistemas florestas, assim como a quantidade de carbono e de outros nutrientes neles estocados (CATOVSKY; BRAFORD; HECTOR, 2002; ROSENFIELD; SOUZA, 2013).

A maioria da biomassa estocada em florestas está concentrada nas componentes arbóreas (tronco, ramos, folhas e raízes), embora madeira morta, serrapilheira (*litter*) e matéria orgânica no solo sejam importantes reservatórios de nutrientes nas florestas (ALAM; NIZAMI, 2014; MANDAL et al., 2013; MARKLEIN et al., 2015; SANQUETTA et al., 2015; LODGE et al., 2016; MEYER et al., 2017; MUSHINSKI; BOUTTON; SCOTT, 2017). A razão pela qual existe uma variação sistemática da distribuição da biomassa florestal entre raízes, caules e folhas, ao longo de gradientes geográficos, ainda é desconhecida, apesar de sua importância ao entendimento da ecologia florestal e à modelagem dos ciclos biogeoquímicos (REICH et al., 2014a).

Seleção de espécies e a plasticidade fenotípica são dois processos que podem explicar as vantagens que árvores individuais poderiam ter ao alocarem maiores frações nas raízes e menores nas folhas. No primeiro processo, as espécies (e suas populações) de maior sucesso em ambientes de menores temperaturas são aquelas de maior fração de biomassa nas raízes, decorrente de diferenças composicionais inter- e intraespecífica. Quanto ao segundo processo, a plasticidade fenotípica individual pode variar qualquer genótipo para uma fração de biomassa nas raízes, devido a um baixo suprimento relativo de recursos abaixo do solo (concomitantemente à baixa temperatura) (REICH et al., 2014a).

Por acreditar-se na hipótese de que as plantas deveriam manter, proporcionalmente, mais biomassa nos órgãos que necessitam dos recursos mais limitantes, assume-se que, em climas mais áridos ou mais frios em elevadas altitudes, tanto a seleção quanto a plasticidade fenotípica deveriam promover maior distribuição de biomassa nas raízes e menor nas folhas (CAIRNS et al., 1997; JACKSON et al., 1996; OLEKSYN et al., 1999; GILL; JACKSON, 2000; SCHENK; JACKSON, 2002; VOGEL et al., 2008; LUO et al., 2012; POORTER et al., 2012) como resultado de uma estratégia de adaptação desenvolvida a fim de aumentar a absorção de água do solo (em ambientes secos) ou de nutrientes (em solos frios), em condições em que o suprimento de nutrientes é baixo (VAN CLEVE et al., 1983; 1993; KÖRNER, 1999; GILL; JACKSON, 2000), devido à baixa ciclagem de nutrientes, e em que

há menor mobilidade da solução no solo (REICH et al., 2014a). Considerando um ampla base de dados globais (>6200 florestas em 61 países, ao longo de uma gradiente de 40ºC na temperatura média anual), Reich et al. (2014a) concluíram que medidas climáticas envolvendo a temperatura foram melhores preditores do fracionamento de biomassa entre folhas, caules e raízes, do que aquelas envolvendo a umidade disponível, ou seja, o estudo não identificou relação de padrões de alocação com condições de aridez.

Em escala geográfica ampla, Stegen et al. (2011) indicaram que o fator mais importante na determinação de biomassa florestal é a máxima biomassa individual, que por sua vez seria mais limitada pelo déficit de água (pois integra temperatura e precipitação) do que por outras condicionantes abióticas. Ao contrário da sazonalidade da precipitação (presença de meses secos), que aparentemente reduzem a biomassa aérea e a densidade das árvores, uma reduzida sazonalidade da precipitação (TER STEEGE et al., 2003; SAATCHI et al., 2007), assim como a fertilidade do solo e a temperatura média anual estão positivamente relacionadas com a produtividade e a biomassa nessas florestas (LARJAVAARA; MULLER-LANDAU, 2012; ROSENFIELD; SOUZA, 2014). Limitações de recursos abaixo do solo também podem aumentar com a crescente escassez de chuvas em relação à demanda por evaporação, influenciando, por consequência, a distribuição da biomassa (MCCARTHY; ENQUIST, 2007; POORTER et al., 2012; LUO et al., 2012).

Portanto, tais estudos indicam que áreas com menores temperaturas médias anual, característica de ambientes em maiores latitudes ou altitudes, apresentam (1) influência sobre as propriedades físicas como viscosidade da água e permeabilidade da membrana, as quais, associadas com influências nos processos metabólicos, tipicamente limitam as atividades nas raízes e a microbial (VAN CLEVE et al., 1983); (2) suprimem o movimento dos nutrientes no solo e a absorção deles pelas raízes (CHAPIN; OECHEL, 1983; VAN CLEVE et al., 1983); (3) restringem o acesso a recursos abaixo do solo (POORTER et al., 2012; GILL; JACKSON, 2000; DYBZINSKI et al., 2011); (4) promovem menores turnover de raízes, baseado em um pequeno número de restrições específicas (EISSENSTAT; YANAI, 1997) ou em síntese ao longo de tipos de vegetação (GILL; JACKSON, 2000) ou florestas (FINÉR et al., 2011); (5) que associado a maiores alocações de nova biomassa resultam a maior fração de biomassa nas raízes (6) e menor fração foliar de biomassa (REICH et al., 2014a).

A variação altitudinal nos estoques de biomassa viva acima do solo (AGLB) sugere uma ampla variação espacial ao longo da Floresta Atlântica costeira brasileira, indicando que diferenças regionais são importantes na avaliação do papel desse bioma florestal no ciclo global do carbono (ALVES et al., 2010). Diversos estudos têm demonstrado que florestas

tropicais úmidas reduzem em estatura, biomassa acima do solo, produção primária líquida, entrada de nutrientes por serrapilheira, taxa de decomposição e concentração de nitrogênio no solo, com o aumento da altitude, principalmente como respostas ao declínio da temperatura (SAITER et al., 2009). Sendo assim, a altitude é considerada um fator importante que pode interferir com a estrutura da floresta tropical, produtividades, limitação e ciclagem dos nutrientes (SOUSA NETO et al., 2011). Contudo, em porções de Floresta Atlântica no sudeste do Brasil, um aumento de biomassa estocada, e de estoque de carbono e nitrogênio foram observados ao longo de gradiente altitudinal, respectivamente por Alves et al. (2010) e Vieira et al. (2011) Como possíveis motivos a essa contradição, os autores destacaram: (1) textura e drenagem do solo; (2) regimes de distúrbios e (3) variação da topografia local e suprimento de nutrientes (ALVES et al., 2010).

Estudos recentes conduzidos na escala local identificaram que a biomassa florestal está frequentemente limitada por distúrbios (CHAVE; RIÉRA; DUBOIS, 2001; LAWES et al., 2006) ou nutrientes (VAN GROENIGEN et al., 2006; REICH et al., 2006), ao contrário de apresentar alguma resposta direta ao clima. Distúrbios naturais e mudanças ambientais causam variabilidade espacial, e podem afetar a AGLB. Simples aberturas de clareiras ou complexos efeitos como o fenômeno El Niño-Oscilação Sul (ENOS), podem aumentar a mortalidade de árvores maiores e causar variabilidade espaço-temporal (CHAVE; RIÉRA; DUBOIS, 2001; ROLIM et al., 2005). Essa remoção de espécies com maior densidade da madeira, diâmetro de tronco e altura basal, afetam o acúmulo de biomassa, e podem reduzir o estoque de carbono em florestas em mais de 70% (BUNKER et al., 2005; ROSENFIELD; SOUZA, 2014). Ambientes com alto risco de mortalidade, seja por fenômenos extremos de velocidade do vento, temperaturas extremas ou secas, favorecem menor acúmulo de biomassa (STEGEN et al., 2011; ÁLVAREZ-DÁVILA et al., 2017). Estudos recentes sugerem que o aumento da temperatura global do planeta já está amplificando mudanças florestas, induzidas por períodos de seca e afetando a PPL terrestre (BRESHEARS et al., 2005). Períodos maiores de secas e altas temperaturas poderão resultar na conversão das florestas tropicais de sequestradores em emissores de carbono (PHILLIPS et al., 2009; LEWIS, 2006; CHOAT et al., 2012).

Sendo assim, resultados quantitativos, acerca de como a distribuição da biomassa é influenciada pelas condições climáticas, permitem compreender os mecanismos e consequências ecológicas dos impactos das mudanças climáticas e mudanças de uso do solo na dinâmica e sequestro do carbono florestal (JOBBÁGY; JACKSON, 2000; SITCH et al., 2008; REICH et al., 2014a; 2014b).

2.3.1. Métodos de quantificação de biomassa florestal

Técnicas para avaliação de recursos florestais e serviços ecossistêmicos, seja para estimativa de volume, biodiversidade, bioenergia ou nutrientes, estão constantemente evoluindo e tornando-se mais precisas (WUNDER, 2005; RICHARDS e JENKINS, 2007; TOMPPO et al., 2010). Frente ao quadro internacional de mudanças ambientais e políticas, promover iniciativas de investigação e de estimativa desses valores são estratégias que indicam onde e como o gerenciamento dos recursos naturais podem trazer benefícios à população em escalas local, regional e global, pois suportam a criação de políticas públicas que promovem medidas de controle e adaptação frente ao quadro atual de vulnerabilidade (METZKER et al., 2012).

A estimativa de AGLB em ecossistemas florestais podem ser obtidas utilizando, basicamente, dois métodos: (1) o método direto, de amostragem destrutiva, que consiste em cortar, secar e pesar separadamente (raízes, troncos e folhas) de todas as árvores presentes em uma determinada área, mas cujo procedimento inviabiliza o monitoramento; ou (2) o método indireto, em que a biomassa é estimada por intermédio de variáveis medidas por sensoriamento remoto ou no campo, neste caso, sem a necessidade de cortar as árvores (CHAVE; RIÉRA; DUBOIS, 2001; BROWN et al., 2002; SILESHI, 2014).

Ambos os métodos possuem vantagens e desvantagens relacionadas à eficiência de coleta de dados, à escolha do modelo ou técnica e à seleção das áreas de estudo (BROWN et al., 2002; HOUGHTON, 2005). Deve-se atentar ao fato de que os dados coletados podem não refletir toda a faixa diamétrica presente na floresta (BROWN et al., 2002), principalmente porque árvores muito grandes não são suficientemente frequentes a ponto de serem representativas. Grandes esforços de supressão e pesagem de material vegetal, exigindo força de trabalho e um longo período de trabalho em campo, estão entre as características dos métodos destrutivos (CLARK et al., 2001; HOUGHTON, 2005).

Apesar de ser um método de forte impacto, a remoção da cobertura florestal é um processo indispensável ao desenvolvimento e calibração das equações em métodos indiretos (CHAVE; RIÉRA; DUBOIS, 2001; ROSENFIELD; SOUZA, 2013), visto que talvez seja o método mais confiável, com pesagem do material vegetal, e que considera irregularidades na estrutura arbórea (deformações, ataques de patógenos, troncos ocos, por exemplo) e que podem afetar a quantidade de biomassa e carbono estocado (NOGUEIRA; NELSON; FEARNSIDE, 2006). Dentre pesquisadores que desenvolvem este tipo de atividade, estão

Araújo et al. (1999) e Nogueira, Fearnside e Nelson (2008), Burger e Delitti (2008), Socher et al. (2008) e Silveira (2009) na região Amazônica e Atlântica.

Além disso, falta de consenso em definições, inconsistências metodológicas e premissas levam a resultados diferenciados mesmo entre estudos similares (SOMOGYI et al., 2007; CLARK; KELLNER, 2012; SILESHI, 2014). Uma fonte adicional de erro é a seleção das áreas estudadas, que devem refletir a ampla faixa de variabilidade da biomassa florestal (CHAVE; RIÉRA; DUBOIS, 2001; HOUGHTON, 2005). Isto é particularmente relacionado ao fato de que pesquisadores tendem a favorecer áreas mais acessíveis ou conservadas (HOUGHTON, 2005; SILVEIRA et al., 2008; ROSENFIELD; SOUZA, 2013).

Modelos de regressão alométrica são amplamente usados para estimar a biomassa de árvores em florestas (NAM; VAN KUIJK; ANTEN, 2016). Estes modelos são funções matemáticas que relacionam a massa seca a uma ou mais dimensões do indivíduo (árvore, palmeira, xaxim ou lianas) (NASCIMENTO; LAURANCE, 2002; TIEPOLO; CALMON; FERETTI, 2002; GEHRING et al., 2004; GASPARRI; GRAU; MANGHI, 2008; ALVES et al. 2010; CHAVE et al., 2014). Neste caso, diâmetro à altura do peito (*diameter at breast height*, DBH ou DAP) e/ou altura da árvore (*height*, H) e/ou densidade específica da madeira (*wood density*, WD ou ρ) são inseridos em equações alométricas desenvolvidas, tendo como base o objetivo do projeto, tipos e características da vegetação (CHAVE et al., 2005; SILESHI, 2014).

A qualidade do valor de biomassa estimado varia entre equações alométricas e depende de como a alometria foi construída (HENRY et al., 2013). Maiores desvios entre valores estimados e observados de AGLB foram encontrados em modelos baseados apenas em DBH. Em modelos que se enquadram neste caso, Brown (1997) identificaram uma superestima de 25%, enquanto Kenzo et al. (2009) encontraram quase 40% de subestima. Contudo, os desvios foram menores para modelos regionais e pantrópicos que incluíram WD (NAM; VAN KUIJK; ANTEN, 2016), como aquele elaborado por Chave et al. (2014), que resultou em subestima de 20% em árvores com AGB excedendo 30 Mg, e sobrestima de apenas 2,7% para indivíduos entre 10 – 30 Mg. Incertezas atribuídas à utilização de sub-modelos para estimar valores de altura e densidade são negligenciáveis, quando comparados com aquelas associadas à modelos de estimativa de biomassa (MOLTO; ROSSI; BLANC, 2013).

Equações têm sido compiladas para diferentes tipos florestais: tropical, subtropical, temperada ou boreal, em sua maioria (SCHROEDER et al., 1997; JENKINS et al., 2003; CHAVE et al., 2005; ZIANIS et al., 2005; de JONG et al., 2009; NÁVAR, 2009;

CHAVE et al., 2014). Silveira et al. (2008) descrevem em detalhe diferentes equações para diferentes formações florestais do mundo. Preferência deve ser dada a equações desenvolvidas em áreas similares, a fim de respeitar as características ambientais do ecossistema florestal, aumentando a eficiência do modelo (CHAVE et al., 2005; BURGER; DELITTI, 2008; ROSENFIELD; SOUZA, 2013).

Em regiões como áreas de floresta subtropicais, e especialmente, de Floresta Atlântica, erros nas estimativas podem ocorrer devido ao número reduzido de árvores cortadas para elaboração das equações (CHAVE; RIÉRA; DUBOIS, 2001; VOGEL et al., 2006; BURGER; DELITTI, 2008).

Embora estudos acerca de AGLB considerem, em sua maioria, a componente árvore da vegetação, existe uma fração (podendo chegar a mais de 10%) dessa biomassa que é representada por lianas, epífitas, palmeiras, arbustos e pequenas árvores, que não deveria ser desconsiderada (DEWALT; CHAVE, 2004; VIEIRA et al., 2008).

A AGLB florestal compreende principalmente árvores, de diferentes tamanhos, mas também arbustos e ervas no sub-bosque. Sendo que, na maioria dos casos, árvores com diâmetro à altura do peito (DBH) > 10 cm correspondem a mais de 90% da biomassa total acima do solo (CLARK et al., 2001). Chave et al. (2005) enfatizam que modelos específicos deveriam ser usados para cada um desses componentes, cujas características morfológicas diferem significativamente de espécies arbóreas. Nos estágios avançados, em que há presença marcante de árvores de grandes diâmetros, portanto, é maior o estoque de biomassa (BAKER et al., 2004b; PREGITZER; EUSKIRCHEN, 2004).

Embora não seja um elemento essencial nas previsões, pois considera diferenças na arquitetura entre indivíduos, a variável altura aumenta a precisão dos modelos (BROWN, 2002) ao reduzir incertezas na estimativa da biomassa (FELDPAUSCH et al., 2012). Por exemplo, de acordo com alguns estudos (BROWN; GILLESPIE JUNIOR; LUGO, 1989; BURGER; DELLITI, 2008), para um dado diâmetro, árvores de áreas com maior sazonalidade apresentam maior biomassa, pois tendem a ser mais altas. Portanto, equações para essas áreas tendem a sobrestimar a biomassa em outros tipos florestais (BURGER; DELLITI, 2008).

Os resultados indicam que o diâmetro do tronco é o principal fator relacionado à biomassa da árvore (CHAVE et al., 2008) e que a inclusão da variável densidade da madeira aumenta a confiabilidade do modelo, especialmente para florestas com significativas diferenças de diversidade, riqueza de espécies e altura da copa (como é o caso de florestas tropicais) entre sítios amostrais (ALVES et al., 2010; ROSENFIELD; SOUZA, 2013).

A densidade da madeira é um importante parâmetro que pode influenciar a quantidade da madeira estocada estimada (MULLER-LANDAU, 2004; ROSENFIELD; SOUZA, 2013; NAM; VAN KUIJK; ANTEN, 2016). Por ser inversamente relacionada com a demanda de luz da espécie (BAKER et al., 2004b), é um indicador das estratégias adotadas ao longo da vida do indivíduo (HENRY et al., 2013), sob certas condições ecossistêmicas.

Espécies pioneiras alocam recursos no crescimento em detrimento à força do tronco (NOGUEIRA; NELSON; FEARNSIDE, 2005), e por precisarem de mais radiação, possuem menor densidade da madeira do que as espécies tolerantes à sombra (ROSENFIELD; SOUZA, 2013). Espécies secundárias que usualmente tem crescimento mais lento alocam energia no suporte e resistência a predadores e patógenos (CHAVE et al., 2006). Sendo assim, mudanças na composição de espécies durante a sucessão também contribui para a variação em acúmulo de biomassa, o que explica porque a produtividade florestal é maior nos estágios iniciais do desenvolvimento florestal e decresce conforme a floresta amadurece (GOWER et al., 1996; PREGITZER; EUSKIRCHEN, 2004).

Os modelos geralmente aplicados (uma exceção são aqueles que incluem a WD) consideram a multiplicidade de espécies, no sentido de que uma única equação alométrica é desenvolvida para todas as espécies consideradas em um único ou uma série de locais específicos. Evidentemente, a enorme diversidade e relações interespecíficas existentes em Florestas Tropicais são ignoradas (WIEMANN et al., 2007; CHAVE et al., 2008). Assim, o uso de modelos de estimativa “agregantes” assume que erros concomitantes ao nível de indivíduo se cancelarão ao nível de parcela (VAN BREUGEL et al., 2011; NAM; VAN KUIJK; ANTEN, 2016).

2.3.2. Modelos para estimar biomassa das raízes

A maioria das estimativas quanto à biomassa presente em florestas tropicais foca apenas na AGLB (NAM; VAN KUIJK; ANTEN, 2016). Biomassa nas raízes (RB), ou seja, biomassa viva abaixo do solo (BGLB) é geralmente estimada como fração da AGLB, ou sejam, a partir da razão entre raízes e parte aérea (*root-shoot ratio*, RS). São raros os modelos que possam estimar BGLB de maneira acurada, da mesma maneira que existem para AGLB (KENZO et al., 2009; LIMA et al., 2012; NAM; VAN KUIJK; ANTEN, 2016).

Os valores de RS a serem aplicados seguem, geralmente, estudo realizado por Cairns et al. (1997). Estes indicaram o valor de 0,24 para todas as florestas tropicais úmidas, secas e secundárias, o qual é recomendado pelo IPCC (2006). Contudo, esses valores podem variar significativamente entre árvores, dependendo da espécie e das condições de crescimento. Brown (1997) encontrou, em florestas tropicais úmidas de terras baixas, valores que variaram entre 0,04 e 0,33. Forster e Melo (2007), ao amostrarem árvores de 44 espécies de Floresta Atlântica em área de reflorestamento, encontraram valores entre 0,11 e 0,38, com uma média de 0,20, próximo ao estabelecido por Cairns et al. (1997) para este tipo florestal. Nam, Van Kuijk e Anten (2016), por sua vez, encontraram valores que variam entre 0,09 e 0,43, ao explorar uma base de dados para 40 árvores. Estes valores inferiores podem se dever: (1) ao fato de a massa das raízes perdidas durante a escavação não terem sido contabilizadas, as quais Niiyama et al. (2010) estimou como equivalendo a 23% da RB, o que aproximaria o valor médio desse estudo (0,19) com aquele obtido por Cairns et al. (1997), ou (2) devido às árvores amostradas apresentarem um DBH máximo de 47 cm, enquanto as parcelas incluíam árvores com até 120 cm. No entanto, RS não parece ser dependente do DBH (POORTER et al., 2012).

Neste último estudo, foi concluído que DBH e WD (melhor relação) apresentaram-se como bom preditores de biomassa das raízes, mas H não foi importante. Cairns et al. (1997) e Nam, Van Kuijk e Anten (2016) identificaram melhor ajuste de estimativa como aquela resultante de RB como função de AGLB. Contudo, estudos desenvolvidos por Kenzo et al. (2009), Niiyama et al. (2010) e Lima et al. (2012) optaram por aplicar a regressão simples de RB = aDBHb (a e b são coeficientes de regressão) para prever RB em florestas secundárias e primárias, a fim de evitar a necessidade de valores de WD e/ou H.

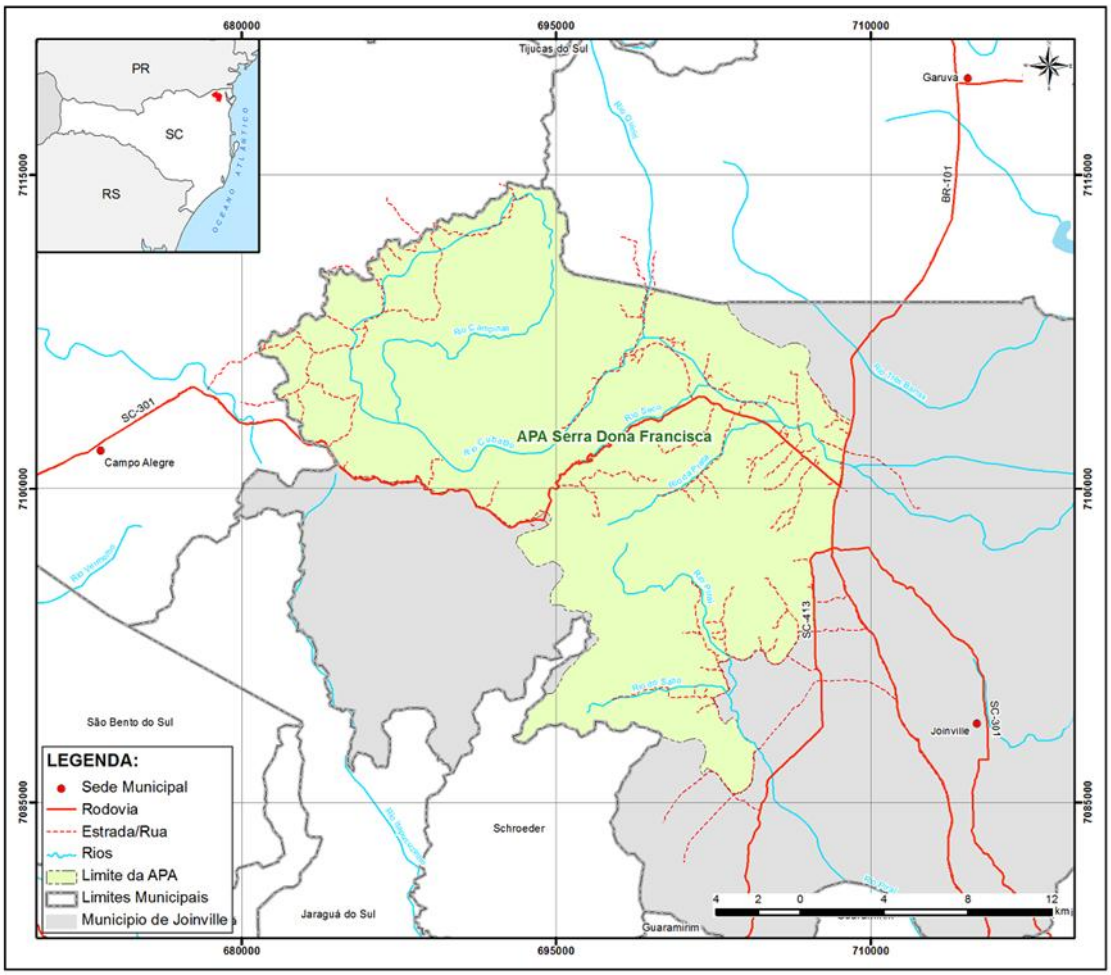
Portanto, existem erros associados ao modelo em si e outro associado à estimativa de AGB. A escolha do modelo, portanto, envolve uma série de considerações, além daquelas citadas para AGB e dependerá do objetivo do estudo: (1) se é o monitoramento, RB é estimado seguindo o RS recomendado, ou (2) se é a própria massa da raiz, então melhor acurácia é necessária. Ao nível de biomassa total, isso poderia acarretar em um erro entre 4-5%. (NAM; VAN KUIJK; ANTEN, 2016).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Descrição das Áreas de Estudo

As áreas de estudo situam-se no município de Joinville (26º18’05”S e 48º05’38”W), na região nordeste de Santa Catarina, em região pertencente à Área de Proteção Ambiental (APA) Serra Dona Francisca. A APA Serra Dona Francisca foi criada pelo Decreto Municipal nº 8.055 de 1997 e ocupa aproximadamente 35% da área total do município, em sua porção oeste (Figura 3), totalizando uma área de aproximadamente 40.200 ha (JOINVILLE, 2012) e abriga parcialmente as Bacias Hidrográficas do Rio Cubatão Norte (80%) e Piraí (54,5%), cujos mananciais são as principais fontes de abastecimento público de águas de Joinville e região (CCJ, 2017; UBERTI, 2011).

Figura 3 - Localização, limites (em verde) e acessos (em vermelho) à Área de Proteção Ambiental Serra Dona Francisca



Fonte: Plano de Manejo APA Serra Dona Francisca (JOINVILLE, 2012).

A APA está situada na Zona Núcleo e de Amortecimento da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, integrando um dos mais importantes corredores ecológicos que conectam Unidades de Conservação ao longo das serras litorâneas brasileiras. A Serra da Dona Francisca é reconhecida por integrar a lista das áreas prioritárias para a conservação, uso sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade brasileira, sendo categorizada de extrema alta importância biológica e prioridade de ação. Caracteriza-se por remanescentes atuais de vegetação que se subdivide em Floresta Ombrófila Densa (FOD); Floresta Ombrófila Mista (FOM); Estepe (Campos de Altitude) e vegetação litorânea, englobando a Formação Pioneira com Influência Marinha (restinga) e a Formação Pioneira com Influência Fluvio-marinha (manguezal). A APA possui uma variedade de fitofisionomias que podem ser reconhecidos através de um perfil altitudinal e longitudinal, representado a leste pelas planícies aluviais, baixa encosta, média encosta, alta encosta e o planalto no extremo oeste da Unidade de Conservação (JOINVILLE, 2012).

A riqueza identificada na APA Dona Francisca representa 18,8% da riqueza de Santa Catarina, 5,9% da riqueza registrada para o Domínio Mata Atlântica e 2,8% da riqueza registrada para o Brasil no Catálogo de Plantas e Fungos do Brasil (FORZZA et al., 2010). Dentre as espécies registradas para APA Dona Francisca, existem algumas que constam na Lista Oficial de Espécies da Flora Brasileira Ameaçada de Extinção (BRASIL, 2014), endêmicas e/ou raras, e que são de grande interesse em conservação, denotando a importância dos ecossistemas naturais da APA (JOINVILLE, 2012).

A APA Serra Dona Francisca abrange praticamente toda a área rural de Joinville, abrigando aproximadamente 2.764 famílias e 8.586 pessoas. Considerando esses dados levantados por comunidade e estradas, a área foi dividida em quatro regiões: Dona Francisca, Piraí, Canela e Cubatão e Alto da Serra (JOINVILLE, 2012).

3.1.1. Região Dona Francisca: Estrada do Pico

A Estrada do Pico, localizada na região Dona Francisca, possui 12 km de extensão, e, segundo os moradores da Estrada do Pico, há aproximadamente 20 anos, muitas das propriedades do local foram parceladas e transformadas em chácaras de lazer, muitas dedicadas ao turismo rural (JOINVILLE, 2012).

No caso da Estrada Dona Francisca (área em que a Estrada do Pico está inserida), relatos e mapas evidenciam a ocupação progressiva de colonos no entorno do pé da Serra. O desenvolvimento econômico era baseado na exportação de madeira de lei retirada da região do Cubatão e Serra. Atualmente, apresenta uma diversidade de cultivos agrícolas (hortaliças, eucalipto, palmito, banana e cana-de-açúcar) e criação de pequenos animais e piscicultura, cuja produção é predominantemente destinada ao mercado local. Muitos dos produtores estão no local há mais de 40 anos.

A região apresenta remanescentes da Floresta Ombrófila Densa fortemente alterados pela extração de macadâmia (seixos) e pelas atividades agropecuárias. Na encosta Norte da Serra do Pico, verifica-se a dominância de espécies que caracterizam estas matas como em estágio médio a avançado de regeneração (JOINVILLE, 2012).

Na Floresta Ombrófila Densa Submontana do início e baixa encosta da APA e entorno, foram reconhecidas na caracterização fitossociológica 51 espécies do Plano de Manejo da APA Serra Dona Francisca (2012), espécies arbóreas com maiores valores de importância e cobertura foram *Euterpe edulis* (palmiteiro), *Sloanea guianensis* (laranjeira-do-mato), *Hyeronima alchorneoides* (licurana), *Bathysa australis* (macuqueiro) e *Virola bicuhyba* (bicuíba) em ordem decrescente.

A exploração intensa de diversas espécies florestais para o aproveitamento de madeira ao longo do século XX em Santa Catarina levou ao declínio das populações das espécies *O. catharinensis* (canela-preta) e *Cryptocarya aschersoniana* (canela-fogo) em especial a *O. catharinensis,* ocasionando sua inclusão na Lista Oficial de Espécies da Flora Brasileira Ameaçada de Extinção (BRASIL, 2014). Tais informações ressaltam a importância do estudo e preservação dessas áreas de proteção ambiental.

3.1.2. Região Alto da Serra: Fazenda Abaeté

A Fazenda Abaeté, localizada no Alto da Serra, no alto curso do Rio Cubatão do Norte, possui 2.858,27 ha (JOINVILLE, 2012). A empresa Comfloresta, proprietária da área, foi fundada em 1971, época em que adquiriu áreas de plantio de outras empresas de reflorestamento. O reflorestamento é constituído de *Pinus taeda* e *Pinus elliottii* com talhões plantados desde 1971 (GUIMARÃES, 2012). A Fazenda Abaeté possui plantio efetivo de aproximadamente 1.224 ha de pinus, além de uma reserva legal que abrange 692 ha, área de preservação permanente de 611 ha, áreas de servidão, como estradas e faixas de energia.

Segundo a empresa, o pinus plantado passa por desbaste após 9 e 14 anos de plantio, cortado entre 14 e 22 anos de idade, atendendo aos mercados internos da construção civil, embalagens, madeiras para exportação, móveis para exportação, painéis de madeira reconstituída, biomassa e siderurgia.

O Parque Ambiental Abaeté, criado pela empresa em 2002, com 118 ha possui como objetivo "proporcionar à comunidade interação prática com um ecossistema rico em variedade de fauna e flora, lazer, educação ambiental e a importância do uso dos recursos naturais de maneira sustentável, mostrando que é possível ao mesmo tempo manejar uma unidade de produção e preservar o meio ambiente".

Segundo o Plano de Manejo da APA (JOINVILLE, 2012), a estrutura florestal, os agrupamentos e a composição florística são fortemente diversificados pelas variações topográficas do terreno, seja nas encostas ou nos terraços da Serra do Mar. Para construção deste mesmo documento, levantamento florístico e outros estudos foram realizados dentro da Fazenda, e foram encontrados remanescentes em estágios avançados de regeneração e/ou semelhante ao original, tanto pelo abandono da extração seletiva das madeiras de lei, quanto pela ausência desta atividade, em especial, nos locais de difícil acesso.

A condição transicional entre a Floresta Ombrófila Densa Montana e a Floresta com Araucária na área é indicada pela presença conjunta de *B. hylax, M. corallinus, E. iheringii e T. dibernardoi*, visto que as três primeiras são associadas a essas formações (JOINVILLE, 2012). É reconhecida a presença de espécies que constam na Lista Oficial de Espécies da Flora Brasileira Ameaçada de Extinção (BRASIL, 2014).

3.2. Alocação das Parcelas

Tendo-se como referência as áreas de amostragem estabelecidas pelo Plano de Manejo da APA (JOINVILLE, 2012), foram selecionadas áreas, cujo acesso fosse viável, com vegetação, no mínimo, representativa de estágio avançado. As parcelas amostrais foram delimitadas em elevações de aproximadamente 200 m (Submontana) e 800 m (Montana). Em cada sítio amostral selecionado, foram distribuídas de maneira aleatória restrita, quatro parcelas de 0,25 ha, de forma a manter a mesma altitude, sendo seus limites estabelecidos com o auxílio de trena e delimitados com fitilho de plástico preso às árvores delimitadoras de parcela.

Na Figura 4, são identificadas as posições dos sítios amostrais estabelecidos para este estudo: parcelas S1, S2, S3 e S4 na Floresta Ombrófila Densa Submontana (Tabela 1, Figuras 4 e 5a) a 185 m de altitude, e, parcelas M1, M2, M3 e M4 na Floresta Ombrófila Densa Montana (Tabela 2, Figuras 4 e 5b) a 760 m de altitude.

Tabela 1 - Áreas amostrais estabelecidas no Sítio Submontana na APA Dona Francisca

Sítio amostral	Área Amostral	Coordenadas*		Altitude média (m)
	Estrada do Pico	**26°8'28.713"S**	**48°58'54.815"W**	**185**
	S1	26°8'31.793"S	48°58'55.523"W	187
Submontana	S2	26°8'25.915"S	48°58'55.723"W	175
	S3	26°8'30.29"S	48°58'52.856"W	195
	S4	26°8'29.218"S	48°58'57.097"W	172

* datum SIRGAS 2000, FUSO 22 Sul.
Fonte: Primária (2016)

Tabela 2 - Áreas amostrais estabelecidas no Sítio Montana na APA Dona Francisca

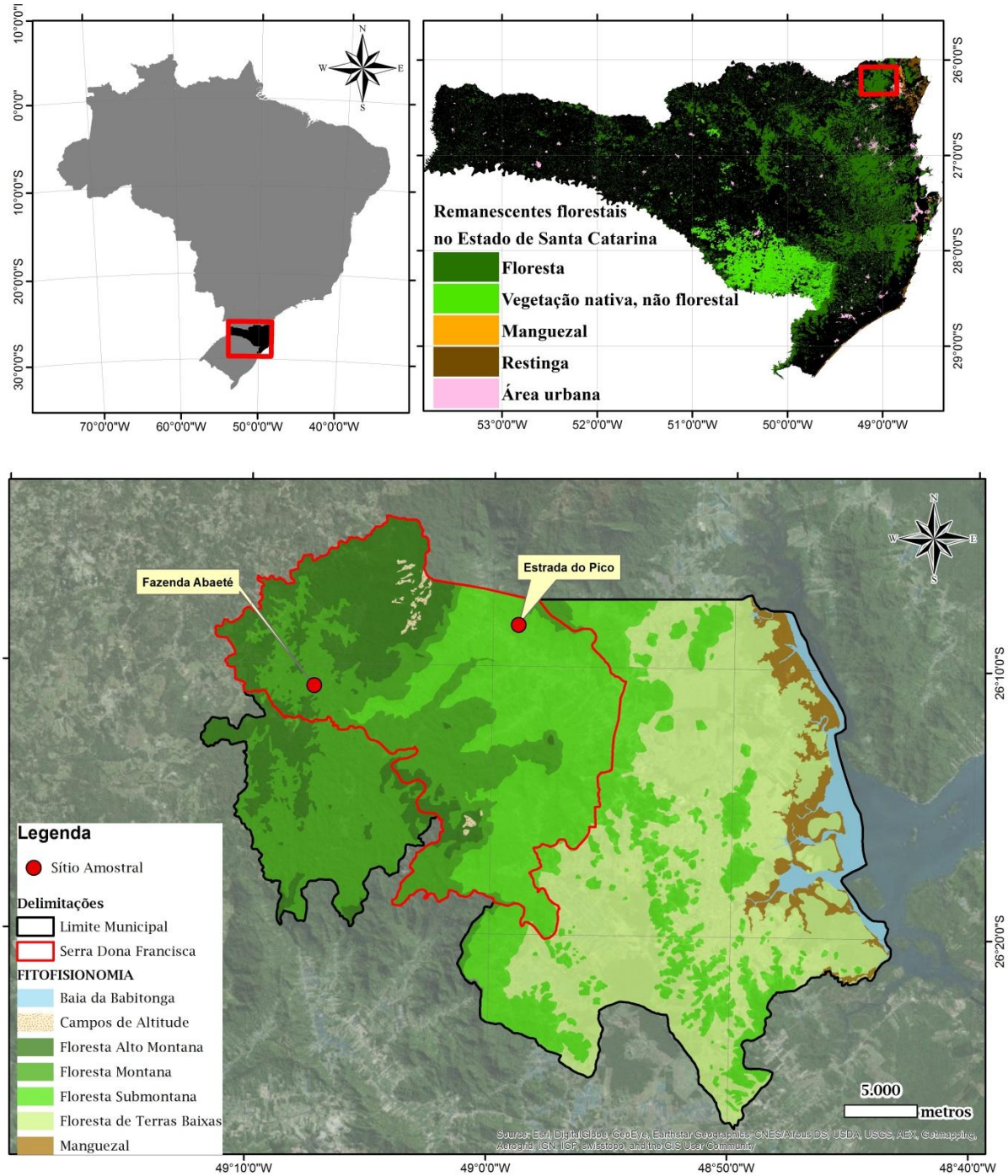
Sítio amostral	Área Amostral	Coordenadas*		Altitude média (m)
	Fazenda Abaeté	**26°10'46.73"S**	**49°7'22.003"W**	**760**
	M1	26°10'48.279"S	49°7'24.403"W	735
Montana	M2	26°10'47.879"S	49°7'20.637"W	740
	M3	26°10'46.43"S	49°7'19.932"W	757
	M4	26°10'47.873"S	49°7'22.386"W	745

Observação: Referência Plano de Manejo da APA Dona Francisca: Ponto 10 e Ponto 8, respectivamente.

* datum SIRGAS 2000.

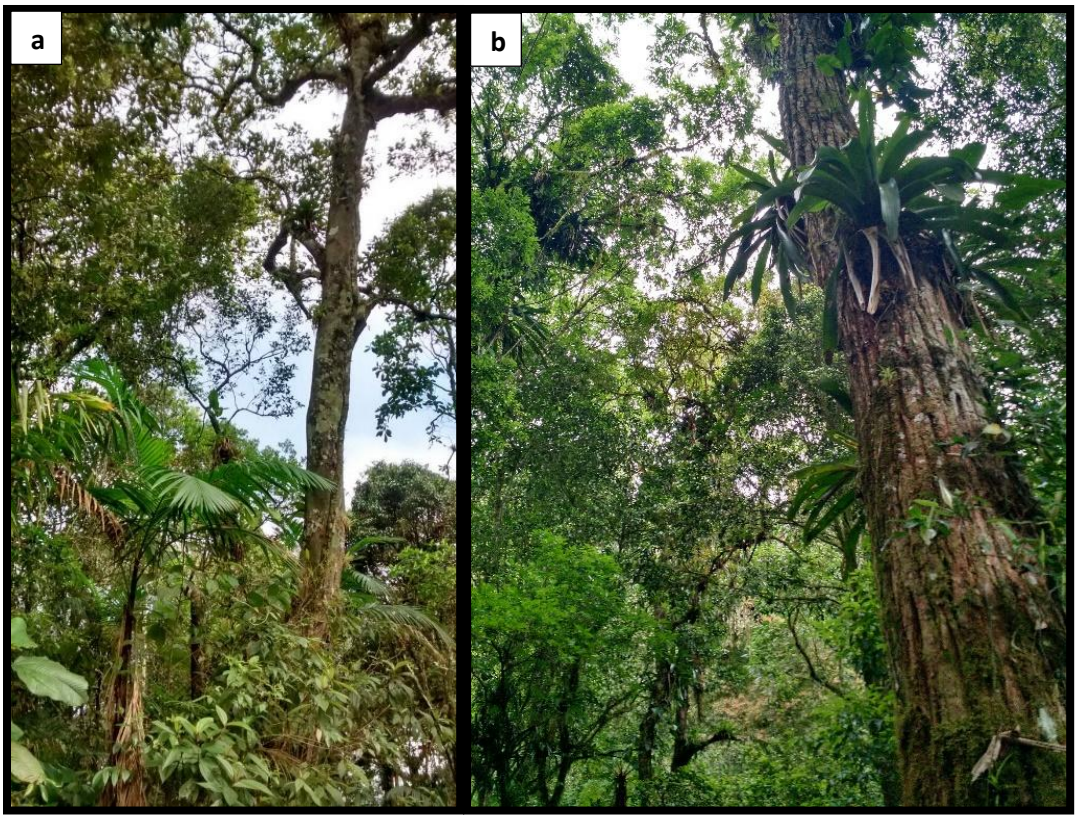
Fonte: Primária (2016)

Figura 4 - Localização dos sítios amostrais estabelecidos e fitofisionomias presentes no município de Joinville, SC. Em destaque, remanescentes florestais do Estado de Santa Catarina (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2012)



Fonte: Primária (2016)

Figura 5 - Fotografias dos sítios amostrais nas Florestas Ombrófila Submontana (a) e Floresta Ombrófila Montana (b) situadas na Área de Proteção Ambiental Serra Dona Francisca, localizada no município de Joinville, Santa Catarina



Fonte: Primária (2016).

3.3. Características Físicas

A base digital da Prefeitura Municipal de Joinville associada a outros bancos de dados existentes online constituíram-se como importantes fontes de informação, permitindo a elaboração de mapas e caracterização das áreas. As fontes do material cartográfico utilizado ao longo desse trabalho seguem na Tabela 3.

Tabela 3 - Material cartográfico utilizado como base de trabalho

Fonte	Material
Prefeitura Municipal de Joinville	Base Cartográfica SIMGEO
	Mapeamento de solos
	Fitofisionomia
	Mapa de Biomas do Brasil
	Folhas Topográficas
	Geomorfologia
	Pedologia
	Modelo Digital do Terreno
SOS Mata Atlântica	Remanescentes de Floresta Atlântica no Estado de Santa Catarina

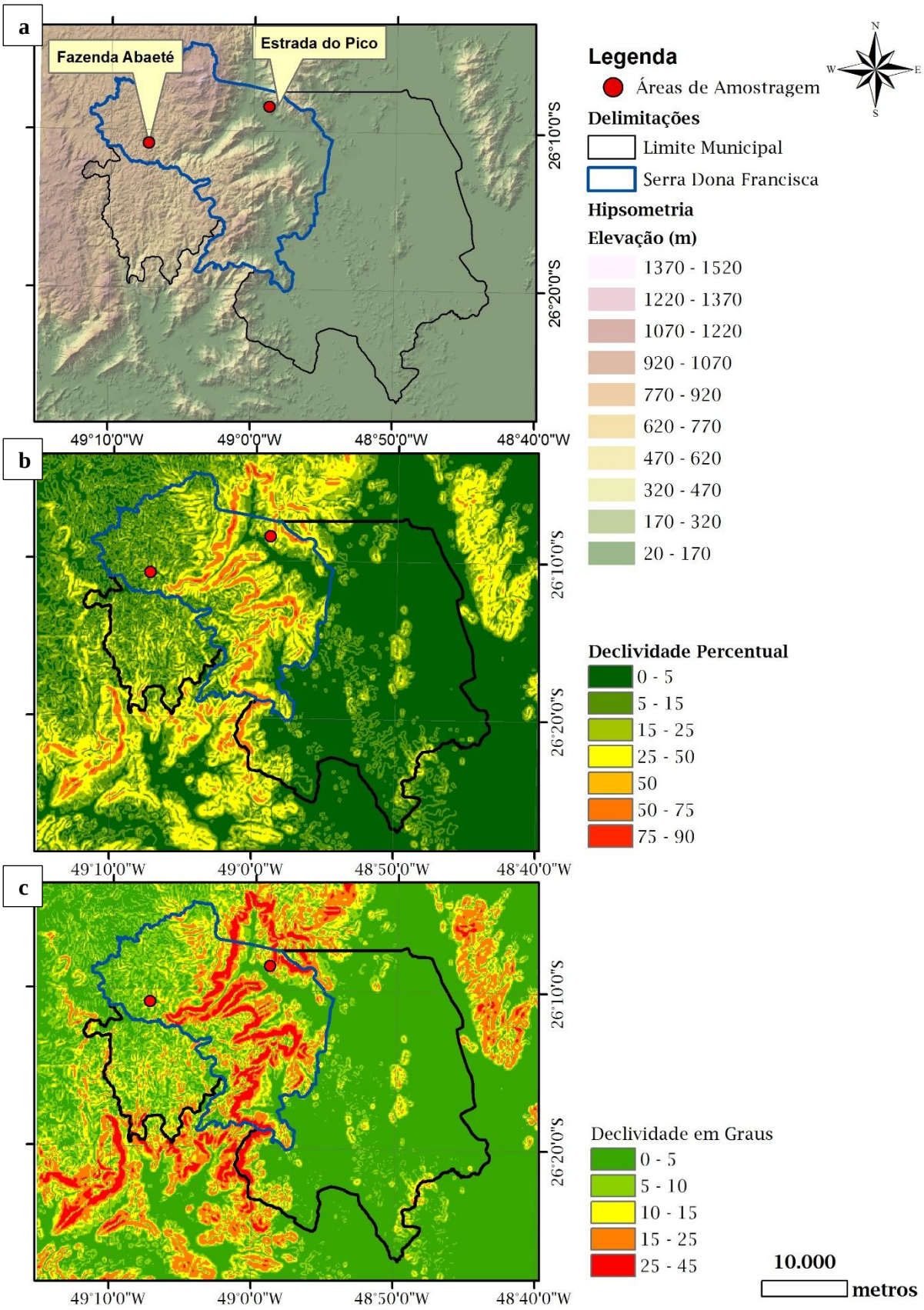
Fonte: Primária (2017)

O mapa hipsométrico (Figura 6a), gerado a partir das curvas de nível da base cartográfica da Prefeitura Municipal de Joinville (2010) em escalas 1:10.000 e 1:5.000, revela que a APA Serra Dona Francisca apresenta altimetria mínima de 20 m e máxima de 1.520 m. As áreas de planalto constituem a maior parte da APA, 49% do total, enquanto as áreas escarpadas correspondem a 39%, sendo os 12% restantes formado por planície.

Seus terrenos possuem declividade variando entre e 0º e 73º, sendo o valor médio de aproximadamente 18º, com maior frequência na faixa entre 10,1º - 30º, mas apresentando 19% de áreas escarpadas com grande dissecação do relevo. Devido ao relevo acidentado do terreno (como pode ser observado nas Figuras 6b, e 6c), e consequente, dificuldade de locomoção e falhas do equipamento *Global Positioning System* (GPS) utilizado, não foi possível estabelecer parcelas de forma uniforme, entretanto, manteve-se a área inicialmente proposta.

Ambos os sítios amostrais, de forma geral, localizam-se na região em que ocorrem rochas de idade arqueana da unidade Complexo Luís Alves, compostas por gnaisses granulíticos ortoderivados, cálcioalcalinos básicos, formações ferríferas restritas, paragnaisses e gnaisses migmatíticos (IBGE, 2012; JOINVILLE, 2012). Quanto à caracterização pedológica da APA Serra Dona Francisca, a partir de dados de mapeamento e do relatório referente ao Boletim Técnico do Levantamento da Cobertura Pedológica do Município de Joinville (UBERTI, 2011), é possível identificar a ocorrência de quatro ordens de solos na APA, sendo que os tipos Cambissolo háplico distrófico típico (CXd), Argissolo amarelo distrófico típico (PAd) e Neossolo litólico distrófico típico (RLd) ocupam 99,93% da área.

Figura 6 - Hipsometria (a), declividade (%) (b) e declividade expressa em graus (c) dos sítios amostrais localizados na APA Dona Francisca, no município de Joinville, Santa Catarina



Fonte: Primária (2017)

3.4. Características Climáticas e Meteorológicas

Caracterizada pelo clima tropical e subtropical superúmido, a circulação atmosférica do Estado de Santa Catarina (BARBOSA, 2009), localizado no Sul do país é diversificada devido à sua localização geográfica, que também favorece os altos índices de precipitação pluviométrica. De acordo com Mello, Koehntopp e Oliveira (2013), a média anual de precipitação para Joinville é de 2.200 mm, com uma mensal de 190 mm, sendo o período mais chuvoso o verão (dezembro a fevereiro) e o menos chuvoso o inverno (junho a agosto).

Segundo a classificação de Köppen (1948), o município possui tipo climático Subtropical mesotérmico úmido com verão quente (Cfa). A temperatura média da região é em torno de 20ºC, ocorrendo maiores valores nos meses de novembro a março (BARBOSA, 2009). A região apresenta uma grande influência do relevo, pois se localiza ao fundo da Baía da Babitonga (porção leste do município) e delimitada a oeste pela Serra do Mar, que atua como uma barreira natural à dispersão da umidade trazida do Oceano, influenciando o regime de chuvas, visto que intensifica processos de condensação, favorecendo a precipitação orográfica, e a circulação dos ventos (SANTOS-SILVA; MEDEIROS; LEITZKE, 2014). Além disso, o período de estudo foi um ano com condições anormais, devido a indícios de atuação do fenômeno El Niño-Oscilação Sul (ENOS).

As estações de monitoramento meteorológico utilizadas nesse estudo são estações telemétricas de responsabilidade do Centro de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia de Santa Catarina (EPAGRI/CIRAM), estão localizadas próximas ao Sítio Submontana (estação de Pirabeiraba) e Montana (estações de Campo Alegre e São Bento do Sul) (Tabela 4), e disponilizam dados de precipitação pluviométrica, temperatura e umidade relativa.

Tabela 4 - Estações meteorológicas usadas neste estudo

Estação Meteorológica	Latitude	Longitude	Altitude	Data de Instalação
Estrada do Pico Pirabeiraba, Joinville	26º 09' 44"S	48º 58' 15"W	58	12/12/2012
Campo Alegre	26º 11' 09"S	49º 17' 17"W	895	08/10/2008
São Bento do Sul	26º 16' 09"S	49º 18' 32"W	845	22/06/2011

Fonte: Dados retirados do AgroConnect, Ciram (2017).

As fitofisionomias estudadas apresentam características ambientais similares quanto à posição latitudinal e no relevo, que limitam a disponibilidade de luz e condicionam fluxos de solos e água, mas claramente distintas localmente devido às diferentes altitudes associadas, as quais propiciam condições pluviométricas e de temperatura específicas. Ambas as áreas apresentam menor disponibilidade diária de luz e menores temperaturas quando comparadas com florestas localizadas em latitudes menores. Ao mesmo tempo em que menores temperatura e precipitação são encontradas na floresta Montana, em comparação com a Submontana.

3.4.1. Sítio Amostral Submontana: Estrada do Pico

De acordo com dados do atlas climatológico do Estado de Santa Catarina (PANDOLFO et al., 2002), a região em que se encontra este sítio amostral apresenta uma precipitação total anual média de até 2500 mm, temperatura média anual de 20ºC, com mínima de 16ºC e máxima superior a 28ºC. A estação meteorológica mais próxima à essa área de estudo é a do Quiriri, pertencente ao EPAGRI/CIRAM, que monitora dados de precipitação, temperatura e umidade.

Segundo dados da Prefeitura de Joinville (2010), o relevo da região caracteriza-se por ser fortemente ondulado, com solo argissolo amarelo distrófico típico, horizonte A moderado e textura argilosa. A declividade apresenta-se acima de 25% e de 15º, como pode ser observado no mapa da Figura 6b.

3.4.2. Sítio Amostral Montana: Fazenda Abaeté

Nesta área, os dados do atlas climatológico do Estado de Santa Catarina (PANDOLFO et al., 2002), indicam precipitação total anual média de até 1900 mm, temperatura média anual de 17,5 ºC, com mínima de 13ºC e máxima superior a 24ºC. A estação meteorológica de maior interesse à essa área de estudo é a de Campo Alegre, pertencente ao EPAGRI/CIRAM, que monitora dados de precipitação, temperatura e umidade.

Segundo dados da Prefeitura de Joinville (2010), seguindo base do IBGE (2012), o relevo da região caracteriza-se por ser fortemente ondulado, com solo predominantemente de classificação cambissolo háplico distrófico típico (CXd) na porção da área de estudo (COMFLORESTA, 2016).

Ocorrem declividades menores, de até 50% e inferior a 15º, como pode ser observado nos mapas da Figura 6b. Nesta região, de modo geral, as encostas de inclinação mais acentuada possuem solos menos profundos, algumas vezes rochosos, com o escoamento de água mais rápido, o que proporciona uma diversificação da distribuição dos agrupamentos vegetais (KLEIN, 1979).

3.5. Inventário Florestal

O levantamento florístico foi realizado com auxílio da equipe de biólogos e botânicos da instituição colaboradora (Herbário JOI/UNIVILLE). Compreendeu a demarcação e medição da altura (H) e diâmetro de todos os indivíduos com DAP (diâmetro à altura do peito) igual ou superior a 10 cm (PAP - perímetro à altura do peito $\geqslant$ 31,4 cm), incluindo árvores, palmeiras e fetos arborescentes contidos em cada uma das parcelas.

Devido ao tempo disponível, após a demarcação, mensuração e estimativa da biomassa de todos os indivíduos, apenas os indivíduos que concentraram 50% da biomassa total em cada parcela tiveram seu material botânico coletado e processado segundo as técnicas usuais em botânica (FIDALGO; BONONI, 1984; MORI et al., 1985; BRIDSON; FORMAN, 1998; PEIXOTO; MAIA; GADELHA NETO, 2013) e depositados no Herbário JOI (Joinville, Universidade da Região de Joinville/UNIVILLE).

As identificações foram feitas com o auxílio da literatura pertinente e de consultas aos especialistas, além de comparações com a coleção do Herbário JOI, nos quais os materiais serão depositados. Destacando-se a busca por dados já obtidos em estudos realizados no Município de Joinville na região da APA Serra Dona Francisca e entorno pelo Plano de Manejo da APA. A classificação das espécies em famílias seguiu o sistema do The Angiosperm Phylogeny Group (2016).

As marcações foram realizadas utilizando placas de identificação (Figura 7) em alumínio amarradas aos troncos (conforme solicitação da Secretaria Municipal do Meio Ambiente), a fim de possibilitar a futura identificação de todos os indivíduos. As medições da altura (H) dos indivíduos foram realizadas utilizando trenas a laser, marca Bosch, modelo GLM 80 e para obter o DAP, uma fita métrica de 1,5 m.

Estimou-se alguns dos parâmetros tradicionais de estrutura da vegetação (DURIGAN, 2003): densidade (absoluta e relativa) e área basal (absoluta e relativa). Para um estudo da classe de diâmetros, foi elaborado um gráfico relacionando a densidade de indivíduos em função da distribuição de DAP.

Figura 7 - Exemplo de plaqueamento de indivíduo na Floresta Ombrófila Densa Submontana da APA Dona Francisca, município de Joinville, Santa Catarina

Fonte: Primária (2017)

3.6. Biomassa viva acima e abaixo do solo

A biomassa viva acima do solo (AGLB) é dada pela soma da biomassa estimada para o tronco e para as folhas. A fim de realizar comparações regionais dos valores estimados, equações alométricas que incorporem características ambientais, de composição e estrutura florestal (BAKER et al., 2004b; ALVES et al., 2010) são necessárias. Sendo assim, utilizou-se equações alométricas aplicadas em estudos conduzidos em outras áreas de Floresta Atlântica (ALVES et al., 2010; SCARANELLO, 2010; LINDNER; SATTLER, 2012; METZKER, 2012; SAFARI et al., 2016).

Portanto, aplicaram-se equações alométricas específicas para árvores, palmeiras e samambaias, conforme descriminadas na Tabela 5. A equação desenvolvida por Chave et al. (2014) para indivíduos arbóreos tem como referência árvores cuja biomassa foi determinada por métodos destrutivos, de florestas tropicais e subtropicais, portanto, possivelmente sendo a melhor alternativa para satisfazer as necessidades deste estudo. Para palmeiras e xaxins existem poucas equações disponíveis. Portanto, optou-se por aplicar a

equação desenvolvida por Hughes (1997), e aplicada por Nascimento e Laurance (2012) e Alves et al. (2010), para palmeiras, e aquela fornecida em Tiepolo, Calmon e Feretti (2002) para pteridóferas.

Tabela 5 - Equações alométricas aplicadas para estimar AGLB (kg) nos sítios amostrais

Indivíduo	**Equação alométrica**	**Referência**
Árvores	$0.0673\times(H\times DAP^2\times\rho)^{0.976}$	Chave et al. (2014)
Palmeiras	$\exp(((5.7236+0.9285\times\ln(DAP^2))\times1.05001))/10^3$	Hughes (1997)
Pteridóferas arborescentes	$-4266348/(1+(-2792284\times\exp(-0.31367768*H))$	Tiepolo, Calmon e Feretti (2002)

Obs:. DAP: diâmetro à altura do peito (cm) ; H: altura total (m); ρ: densidade da madeira ($g.cm^{-3}$).

Na equação de Chave et al. (2014), a AGLB é estimada utilizando-se os dados de DAP, H e densidade média da madeira (ρ). Visto que uma lista completa das espécies existentes na parcela não está disponível, utilizou-se do levantamento florístico existente no Plano de Manejo da APA Serra Dona Francisca (JOINVILLE, 2012), que caracteriza cada fitofisionomia da área. Dados de densidade da madeira por espécie foram obtidos em Alves et al. (2010). A partir dessas informações, estimou-se a densidade média ponderada da madeira ($\rho_{ponderado}$) para cada fitofisionomia, utilizando-se a equação 3:

$$\rho_{ponderado} = \sum_{i} \frac{S_i \times \rho_i}{N_{indivíduos}} \qquad (3)$$

Em que:

S_i é o número de indivíduos (ha^{-1}) da espécie *i*;

ρ_i é a densidade da madeira da espécie *i*; e

$N_{indivíduos}$ é o número total de indivíduos (ha^{-1}) inventariados na área.

Para biomassa foliar acima do solo, aplicou-se a relação entre a quantidade de folhas na copa (P) e a serrapilheira anual (Q) (P/Q = 1,25), proposta por Grubb (1977), usada por Cunha et al. (2009) e Vieira et al. (2011) em Floresta Atlântica.

A biomassa abaixo do solo (raízes) (BGB) foi estimada de acordo com o modelo proposto por Cairns et al. (2009), ambos os métodos aplicados por Alves et al. (2010) em áreas de Floresta Atlântica.

A biomassa viva abaixo do solo (raízes) foram estimadas de acordo com modelo proposto por Cairns et al. (1997) (equação 4), baseada na AGLB.

$$\text{Biomassa de raízes (kg)} = \exp\left(-1{,}0587 + (0{,}8836 \text{ x } (\ln(\text{AGLB}))\right) \quad (4)$$

Em que: AGLB é a biomassa viva total acima do solo (árvores+palmeiras+xaxim).

3.6.1. Amostragem para estimar estoques de carbono e nitrogênio

Concentrações de carbono e nitrogênio dos troncos foram obtidas em amostras aleatórias de no mínimo 10 indivíduos em cada parcela. As amostragens de madeira do tronco foram feitas usando-se uma furadeira. Para evitar danificar a árvore, o furo feito com o trado foi fechado e a região coberta com cera de abelha.

Para estimar estoques de carbono e nitrogênio na biomassa foliar acima do solo, foram coletadas aleatoriamente folhas de, em média, 10 indivíduos de cada parcela. As amostras foram coletadas em diferentes estratos do dossel florestal, utilizando-se um podão que pode atingir uma altura de 6 m. Depois de coletadas, folhas verdes completamente expandidas, sadias e expostas ao sol foram selecionadas, formando uma amostra composta de cerca de 100 a 200 g de folhas por indivíduo.

O material coletado, então, seguiu para análise em laboratório, conforme descrito no item 3.12.

3.7. Produção de Serrapilheira

A produção de serrapilheira foi estimada com a fixação aleatória de cinco coletores circulares de 64 cm de diâmetro com fundo em tela náilon com malha de 1 x 1 mm, por parcela, a 50 cm acima da superfície do solo (Figura 8).

Portanto, para serrapilheira, foram coletadas e analisadas (ver item 3.12) amostras de 20 coletores em cada fitofisionomia. A estimativa da produção anual de serrapilheira para cada parcela foi obtida por meio da coleta e quantificação do material interceptado pelos coletores em intervalos que variaram entre 10 – 20 dias, durante um período de 12 meses. As amostras foram recolhidas em sacos plásticos etiquetados para transporte e transferidas, em laboratório, a sacos de papel identificados. Foram quantificadas amostras de serrapilheira fina (total e separadas por folhas, flores/frutos/sementes, galhos <2 cm de diâmetro e miscelânea).

Figura 8 - Coletor de serrapilheira instalado nas parcelas

Fonte: Primária (2016).

Todas as amostras foram levadas ao laboratório anexo ao herbário da instituição colaboradora (Herbário JOI/UNIVILLE), secas e processadas, para, então, serem transportadas aos laboratórios do CENA/USP, Piracicaba-SP, e analisadas.

A serrapilheira foi submetida à secagem prévia e separada manualmente nas frações: folhas, flores/frutos/sementes, galhos com até 2 cm de diâmetro e miscelânea. Após a triagem, as frações foram acondicionadas em sacos de papel etiquetados e levados para secagem em estufa a 60ºC, até peso constante, para então serem pesadas em balança analítica.

Os dados obtidos permitiram o cálculo das médias de deposição da serrapilheira total e de suas frações, expressando-se os valores em $kg.ha^{-1}$, $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$ e em porcentagem de cada fração.

3.8. Estoque de Serrapilheira Acumulada

A estimativa do estoque de serrapilheira sobre o solo foi realizada a partir de três amostragens de serrapilheira superficial coletadas aleatoriamente, em cada parcela, em áreas de 0,5 x 0,5 m demarcados por quadrados ao final do período chuvoso e seco. As amostras foram recolhidas em sacos de papel, secas à 60ºC e pesadas para determinação dos estoques de serrapilheira na superfície do solo e estimativa da taxa de decomposição da serrapilheira.

3.8.1. Taxa de decomposição da serrapilheira (*k*)

A taxa de decomposição foi calculada pela razão entre a massa de serrapilheira produzida e a massa de serrapilheira acumulada (ANDERSON; INGRAM, 1989) e foi estimada aplicando a equação 5 desenvolvida por Olson (1963) e empregada em estudos similares (SOUSA NETO, 2011).

$$k = L/X_{SS} \qquad (5)$$

Em que:

k = constante de decomposição

L = produção anual de serrapilheira ($g.m^{-2}$)

Xss = média anual da serrapilheira acumulada sobre o solo ($g.m^{-2}$)

Em florestas tropicais, valores elevados de *k* (entre 1 e 4) são característicos.

O tempo médio para que ocorra a decomposição de 50% ($t_{0,5}$) foi determinado, por fim, conforme as equação 6 aplicada por Martins (2010):

$$t_{0,5} = \ln 2/k \qquad (6)$$

3.9. Amostragem de Solo

Foram coletadas amostras de solo, para caracterização mineralógica, química e física, determinação do $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ e dos estoques de carbono e nitrogênio. As amostras de solo foram coletadas em um perfil de 0-30 cm de profundidade, em pontos escolhidos aleatoriamente. Foram realizadas, em cada sítio amostral, três tradagens nas camadas 0-10; 10-20; 20-30 cm para coleta de amostras deformadas.

A determinação da densidade global do solo, empregada nos cálculos dos estoques de carbono e nutrientes do solo, foi realizada por amostra indeformada, coletada através de anel de aço inox com diâmetro e altura de 5 cm, nas profundidades de 0-10; 10-20; 20-30 cm, em cada fitofisionomia, baseando-se em metodologia já empregada por Martins (2010) e Sousa Neto (2012).

As amostras de cada intervalo foram armazenadas em sacos plásticos, devidamente identificados, até o momento de preparo para análise química e física.

3.9.1. Preparo das amostras de solo

Após coleta, as amostras de solo foram empacotadas e transportadas ao Laboratório de Mecânica dos Solos na UNIVILLE, onde foram secas ao ar livre, separadas de matérias vegetais e pedras, homogeneizadas, moídas, passadas em peneiras de 0,15 mm para análises isotópicas (MARTINS, 2010).

3.9.2. Análises físicas de solo

Aquelas amostras destinadas à determinação da densidade aparente do solo foram transportadas ao laboratório, pesadas e secas em estufa à temperatura de 105ºC. A densidade foi, então, determinada seguindo metodologia da EMBRAPA (1997) em laboratório de Mecânica dos Solos da UNIVILLE.

A densidade foi então determinada pela equação 7 (EMBRAPA, 1997).

$$\rho = m/v \qquad (7)$$

Em que:

ρ - densidade da amostra do solo;

m – peso da amostra seca a 105ºC (g)

v – volume do anel ou cilindro em (cm^3).

3.10. Estoque de Carbono e Nitrogênio do Solo

Os estoques de carbono e nitrogênio (Mg ha^{-1}) no solo foram estimados também com base nos teores (%) obtidos em análise de laboratório, da densidade do solo (g cm^{-3}) e da espessura da camada amostrada (cm), seguindo método aplicado por Sousa Neto (2012), seguindo Neil et al. (1995) e Bernoux et al. (1998), utilizando a equação 8:

$$S = \rho \times z \times [X] \quad (8)$$

Em que:

S = Estoque de carbono ou nitrogênio total do solo ($Mg.ha^{-1}$);

P = densidade aparente do solo ($g.m^{-3}$);

z = espessura da camada amostrada (m);

[X] = teor de carbono ou nitrogênio do solo ($mg.kg^{-1}$).

3.11. Determinação dos Teores, Estoque e Fluxo de Carbono e Nitrogênio, $\delta^{15}N$, $\delta^{13}C$ e Relação C/N

Depois de coletadas todas as amostras vegetais (folhas, tronco e serrapilheira fina) foram encaminhadas ao Laboratório de Ecologia Isotópica do CENA (Centro de Energia Nuclear na Agricultura) – Piracicaba, onde foram secas a 60ºC em estufa de circulação, até peso constante, então moídas e homogeneizadas.

Em seguida, as amostras vegetais e de solo foram processadas em peneira de 0,15 mm, resultando em sub-amostras que foram pesadas em cápsulas de estanho (1,5 mg para amostras vegetais e 15-25 mg para amostras de solo).

Por fim, as amostras preparadas, foram encaminhadas para análise por fluxo contínuo em analisador elementar (CHNS, Carlo Erba) em linha com um espectrômetro de massas, obtendo-se a razão dos isótopos estáveis de carbono e nitrogênio ($\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$) e as suas concentrações (C% e N%).

O enriquecimento ou empobrecimento das espécies isotópicas ^{13}C e ^{15}N é medido em relação a um padrão e expresso em "delta por mil" (equação 9):

$$\delta = \frac{R_{amostra} - R_{padrão}}{R_{padrão}} = \frac{R_{amostra}}{R_{padrão}} - 1 \qquad (9)$$

com R sendo a razão isotópica do carbono ($^{13}C/^{12}C$) ou do nitrogênio ($^{15}N/^{14}N$) na amostra e no padrão. O padrão para o carbono é o PDB e para o nitrogênio é o ar atmosférico. A precisão das medidas é de respectivamente ± 0,3‰ e ± 0,5‰, para $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$.

Os estoques e fluxos foram estimados utilizando-se os teores médios de C e N, obtidos a partir de análise química realizada para cada um dos componentes (folha, tronco, serrapilheira e solo).

Por fim, os estoques e fluxos de C e N no ecossistema de cada sítio amostral foram estimados pela multiplicação dos teores médios de C e N em cada componente (troncos e folhas de árvores, palmeiras, xaxins) e compartimento (AGLB e BGB, e serrapilheira-fração folha), por sua respectiva massa.

3.12. Análise dos Resultados

Os resultados obtidos para cada uma das altitudes permitiram análise da estrutura e funcionamento dessa porção da Mata Atlântica e comparação com outros biomas florestais.

Os resultados obtidos foram submetidos aos testes estatísticos de normalidade de distribuição dos dados para as concentrações de carbono e nitrogênio e comparação de médias, e demais testes pertinentes à análise dos dados, realizados com auxílio do software RStudio Desktop (atualmente na versão 1.0.143), aplicando-se, entre outros, teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade ($p<0,05$) para determinar diferenças entre as áreas na produção de serrapilheira e nos estoques e fluxos de carbono e nitrogênio.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Estrutura Florestal

Considerando-se as parcelas instaladas nas duas fitofisionomias, foram demarcados um total de 1642 indivíduos, que se distribuem entre árvores (89%), palmeiras (1%) e samambaias (10%). Árvores são as formas dominantes em ambas as fitofisionomias, palmeiras foram encontradas apenas na floresta Submontana, e a ocorrência de pteridófitas arborescentes foi maior na floresta Montana (ap. 20% do total de indivíduos). Boas indicadoras de ambientes mais conservados e/ou íntegros, *Cyathea phalerata* Mart. e *Dicksonia sellowiana* Hook. (DELLA POSSAMAI, 2016) foram as espécies identificadas, sendo que esta última foi encontrada exclusivamente na porção Montana. A presença dessas espécies pode estar associada às condições locais ideias de umidade, temperatura, fotoperíodo e pH (SCHMITT; SCHNEIDER; WINDISCH, 2009; GASPER et al., 2011; MARCON et al., 2017). A densidade total média de indivíduos com DAP $\geq$ 10 cm foi de 641 e 683 indivíduos.ha^{-1}, nas florestas Submontana e Montana, respectivamente; não sendo essas densidades estatisticamente distintas (Teste-t = -0,385; p = 0,72). O DAP também não foi significativamente distinto (Teste-t = 1,57; p = 0,11) entre as duas altitudes, talvez devido ao número baixo de parcelas. Por outro lado, a altura média na floresta Submontana foi maior que na Montana. Quanto à área basal média (AB), foram encontradas diferenças significativas entre as duas fitofisionomias ao nível de 1% de probabilidade (Teste-t = -1,76; p = 0,08).

De maneira geral, como exceção da área basal (AB), os resultados oriundos do inventário florestal conduzido neste estudo foram similares àqueles estimados por Vibrans et al. (2013a) para o bioma Mata Atlântica em toda a região fitoecológica da Floresta Ombrófila Densa (FOD) de Santa Catarina (Tabela 6). Mas inferior aos valores de densidade de troncos encontrados por Alves et al. (2010), de 818 e 831 indivíduos.ha^{-1}, nas florestas Submontana e Montana, respectivamente.

Tabela 6 - Densidade total, diâmetro à altura do peito (DAP), área basal (AB) e altura (H) nos sítios amostrais em comparação com médias estimadas para a Floresta Ombrófila Densa catarinense

Sítio Amostral	**Densidade (ind.ha^{-1})**	**DAP (cm)**	**AB (m².ha^{-1})**	**H (cm)**	
				mín – máx	média
Submontana	641 501 - 781	23,3 (média) 200 (máx)	43,4	1,0 – 28	12,3
Montana	683 361 - 1005	24,9(média) 320 (máx)	62,5	1,2 - 24	10,3
Mean	662	24,1	53	11,2	
CI 95%	540; 784	23,1; 25,1	38,1; 67,9	11; 11,5	
Floresta Ombrófila Densa*	629,44 ± 27,12	18,13 ± 0,32	21,72 ± 1,13	10,6 ± 0,22	

Fonte: Primária (2017); *Vibrans et al. (2013[a])

4.2. Biomassa Florestal

A fração de AGLB correspondente ao tronco foi estimada em aproximadamente 302 ± 60,4 e 379 ± 113,9 Mg.ha^{-1}, para as fitofisionomias Submontana ($\rho_{ponderada}$ = 0,615 g.cm^{-3}) e Montana ($\rho_{ponderada}$ = 0,635 g.cm^{-3}), respectivamente (Tabela 7). A copa representa menos de 3% da AGLB calculada, assim como observado em outros estudos, a maior parte da AGLB concentra-se no tronco (ALVES et al., 2010). Embora a AGLB tenha sido maior na fitofisionomia em maior altitude, os valores estimados não foram significativamente diferentes (Teste-t = -1,19; p = 0,28), provavelmente devido ao baixo número de parcelas. Essa semelhança pode estar relacionada à grande variação das biomassas estimada por parcela no Sítio Montana (ver Tabela 7), que pode estar relacionada ao maior efeito de borda encontrado na parcela M1, provocando maior quantidade de liteira lenhosa grossa (DAP > 10 cm), conforme observado em estudo realizado por Nascimento e Laurance (2006) e Brinck et al. (2017). Portanto, caso as parcelas apresentassem uma biomassa distribuída mais homogeneamente, uma diferença significativa entre as fitofisionomias provavelmente seria observada. Os estoques de BGB (biomassa das raízes), vistos serem

calculados a partir de AGLB, por sua vez, seguiram o mesmo padrão de maior valor na floresta Montana (66 ± 17 $Mg.ha^{-1}$), contra 54 ± 10 $Mg.ha^{-1}$estimado na floresta Submontana.

Em florestas em maiores altitudes se nota um decréscimo na biomassa devido à limitação por luz causada pela constante presença de neblina e à indisponibilização de nutrientes (em especial, de nitrogênio) devido às baixas temperaturas, o que limita a produtividade florestal e estoque de biomassa (GRUBB, 1971; RAICH; RUSSELL; VITOUSEK, 1997; KOEHLER, 2001; KITAYAMA; AIBA, 2002; LEUSCHNER et al., 2007; MOSER et al., 2011). Contudo, a maioria desses estudos foi realizada em faixas altitudinais acima dos 1000 m anm. Seguindo padrão encontrado por Alves et al. (2010) em áreas de Floresta Atlântica situadas no litoral paulista, os resultados aqui encontrados, ainda que não estatisticamente distintos, sugerem um aumento na AGB com o aumento da altitude. Visto que este gradiente altitudinal, por eles estudado, não segue esse padrão de indisponibilidade de nutrientes, como possíveis motivos a essa contradição, Alves et al. (2010) destacaram: (1) textura e drenagem do solo; (2) regimes de distúrbios e (3) variação da topografia local e suprimento de nutrientes.

Tabela 7 - Valores médios (± desvio) estimados de biomassa viva acima (AGLB, total, por componente árvore, palmeira e samambaia, e por compartimento tronco e copa) e abaixo do solo (BGB, raízes), por sítio amostral. Valores expressos em $Mg.ha^{-1}$

Fitofisionomia	**Sítio**	**árvore**	**palmeira**	**samambaia**	**tronco**	**copa**	**AGLB Total**	**BGB**
Submontana	S1	301,03	1,00	0,47	302,50	6,55	309,05	53,97
	S2	335,16	-	0,01	335,17	7,22	342,39	59,09
	S3	351,19	1,30	0,03	352,52	9,79	362,31	61,79
	S4	205,28	5,35	5,96	216,58	8,64	225,23	40,18
	Média	*298,16* ± 65,36	*1,91* ± 2,36	*1,62* ± 2,9	*301,69* ± 60,41	*8,05* ± 1,45	*309,75* ± 60,48	*53,76* ± 9,62
Montana	M1	278,21	-	1,79	280,01	7,68	287,69	50,41
	M2	372,11	-	0,64	372,75	9,06	381,82	64,91
	M3	535,77	-	4,55	540,32	8,39	548,71	90,11
	M4	322,64	-	1,11	323,75	9,64	333,39	57,31
	Média	*377,19* ± 112,47	-	*2,02* ± 1,75	*379,21* ± 113,89	*8,69* ± 0,85	*387,90* ± 13,89	*65,69* ± 17,33
Média Geral		***337,67*** ± 95,06	-	***1,82*** ± 2,23	***340,45*** ± 94,02	***8,37*** ± 1,15	***348,82*** ± 94,19	***59,72*** ± 14,45

Fonte: Primária (2017).

Distúrbios naturais e mudanças ambientais, desde simples aberturas de clareiras ou complexos efeitos como o fenômeno El Niño-Oscilação Sul (ENOS), podem aumentar a mortalidade de árvores maiores e causar variabilidade espaço-temporal, afetando a biomassa acima do solo (CHAVE; RIÉRA; DUBOIS, 2001; ROLIM et al., 2005; STEGEN et al., 2011; ÁLVAREZ-DÁVILA et al., 2017). Essa remoção de espécies com maior densidade da madeira, diâmetro de tronco e altura basal, afetam o acúmulo de biomassa, e podem reduzir o estoque de carbono em florestas em mais de 70% (BUNKER et al., 2005; ROSENFIELD; SOUZA, 2014). Ainda assim, os valores encontrados nas áreas Submontana e Montana estão próximos aos máximos encontrados em áreas de Floresta Amazônica e Atlântica, e são significativamente superiores àqueles encontrados nos biomas Pantanal, Caatinga e Cerrado.

Valores de AGLB estimados, predominantemente, em florestas maduras ou em estágios e avançados de sucessão ao longo do território brasileiro são listados na Tabela 8, enquanto a localização e distribuição dos valores por bioma são ilustradas na Figura 9. Os valores de temperatura média anual (TMA) e precipitação média anual (PMA) não foram fornecidos pelos autores em alguns casos, neste caso, os dados foram obtidos em plataformas online de dados, como http://pt.climate-data.org ou de órgãos brasileiros, como o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) e a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa).

Os valores de AGLB estimados para áreas de Floresta Atlântica variaram entre 115 e 482 $Mg.ha^{-1}$, com média (250 $Mg.ha^{-1}$) inferior aos valores obtidos neste estudo. No Cerrado, a AGLB média foi de apenas 48 $Mg.ha^{-1}$, aumentando para 62 $Mg.ha^{-1}$ na Caatinga. Na Floresta Amazônica, por sua vez, variou de 16 $Mg.ha^{-1}$ encontrado em campina Amazônica, na região de Roraima (BARBOSA; FERREIRA, 2004) a valores próximos a 400 $Mg.ha^{-1}$ em áreas de cobertura florestal densa (HUGHES; KAUFFMAN; CUMMINGS, 2002; CHAVE et al., 2008; PEREIRA, 2013). Portanto, é evidente a importância da contribuição das Florestas Atlântica e Amazônia ao estoque de biomassa e ao sequestro de carbono atmosférico.

Segundo dados do Inventário Florístico-Florestal de Santa Catarina (IFFSC) (VIBRANS et al., 2013b), estima-se que a biomassa média nas florestas de Santa Catarina, do tipo Floresta Ombrófila Densa seja de 127 $Mg.ha^{-1}$, um valor baixo. Contudo este valor foi obtido por método indireto de quantificação elaborado por Silveira (2009). Sendo assim, considerando dados (DAP, H e ρ – a partir da relação peso seco/volume total) médios por unidade amostral disponibilizados nesse documento (VIBRANS et al., 2013b), como base de

cálculo, ao aplicar a equação alométrica de Chave et al. (2014) a AGLB aproxima-se de 383 $Mg.ha^{-1}$, valor próximo ao obtido nas áreas deste estudo (Tabela 7).

Tabela 8 - Biomassa acima do solo (AGLB, $Mg.ha^{-1}$) média estimada em diferentes biomas florestais na América do Sul. Locais ordenados por biomassa por bioma. Id – Identificação para Figura 9

Id	Bioma	Local	Altitude (m)	TMA (°C)	PMA (mm)	AGB ($Mg.ha^{-1}$)	Referência
1	Amazônia	Roraima,campina	38	27	2090	15,91	Barbosa e Ferreira, 2004
2		Acre	213	25,9	1921	186,69	Ferreira et al., 2016
3		Maranhão	10	27,4	1610	300	Silva et al., 2015
4		Amazonas	90	26	2300	327,8	Castilho et al., 2006
5		Venezuela	119	26,3	3500	336	Jordan e Uhl, 1978
6		Equador	500	22,9	2500	344	Unger, Homeier e Leuschner, 2012
7		Roraima	900	26	2150	345	Barni et al., 2016
8		Pará	152	25,3	1943	392,23	Pereira, 2013
9		Guiana Francesa	90	20 - 30	2960	398	Chave et al., 2008
10		Rondônia	750	25,2	2354	399	Hughes, Kauffman e Cummings, 2002
11	Caatinga	Paraíba	270	28	600	49,47	Cabral, Sampaio e Almeida-Cortez, 2013
12		Pernambuco	500	24	803	74	Kauffman et al., 1993
13	Cerrado	Minas Gerais	863	22	1550	22,79	Lilienfein et al., 2001
14		Distrito Federal	1100	21	1482	29,4	Castro e Kauffman, 1998
15		Goiás	722	26	900	39,17	Rocha, 2011
16		Mato Grosso	318	24	1500	47,78	Ottmar et al, 2001
17		Tocantins	500	28	1700	61,67	Miguel, 2014
18		Tocantins	600	23	1200	62,97	Ribeiro et al., 2011
19		Minas Gerais	521,9	25,8	1280	73,09	Souza et al., 2011
20	Chaco Forest	Argentina	310	22	600	78	Gasparri, Grau e Manghi, 2008
21	F.Temperada	Equador	2000	14,3	4000	307	Unger, Homeier e Leuschner, 2012
22	Floresta Atlântica	Minas Gerais, capoeira	670	21	1248	38,99	Ribeiro et al., 2010
23		Minas Gerais	692	22	1183,2	116,6	Gaspar et al., 2014
24		Rio de Janeiro	521	21	1300	131,6	Diniz et al., 2015

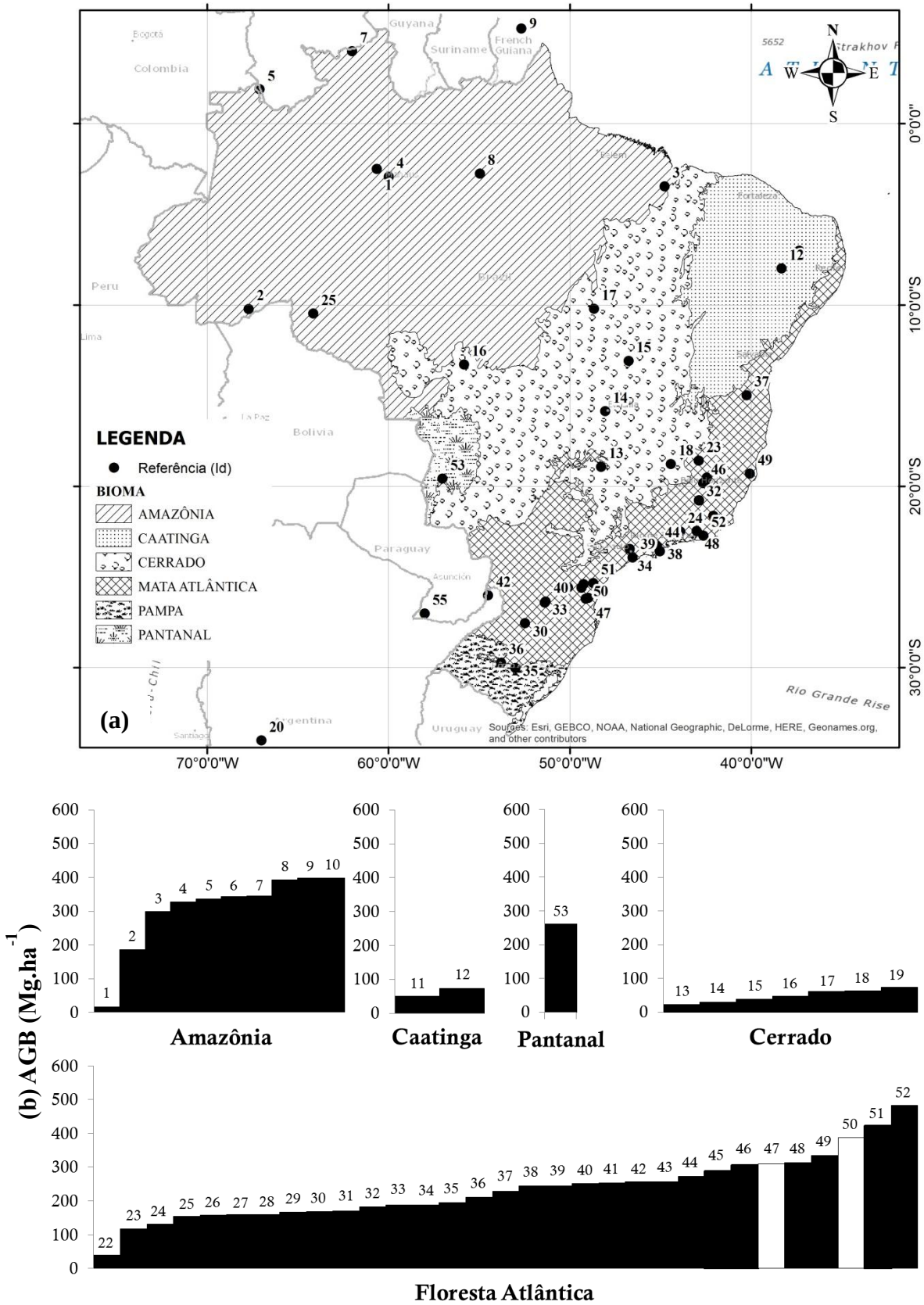
continua

continuação

25		Santa Catarina	390	19,75	1574,5	153,58	Silveira, 2010
26		Rio de Janeiro	900	19,7	1400	158,14	Cunha et al., 2009
27		Minas Gerais	300	24,8	1280	158,77	Souza et al., 2011
28		Minas Gerais	270	22	1542	158,8	Metzker, 2012
29		Minas Gerais	670	21	1248	166,67	Ribeiro et al., 2009
30		Rio Grande do Sul	765	17,6	1912	168,2	Oliveira et al., 2016
31		Paraná	900	16,5	1600	170	Socher, Roderjan e Galvão, 2008
32		Minas Gerais	970	20,6	1338	181,48	Amaro et al., 2013
33		Paraná	800	16	1659	186,75	Mognon et al., 2013
34		São Paulo	840	22	1400	188,3	Barbosa, 2015
35		Rio Grande do Sul	700	18	1724	195,2	Rosenfield e Souza, 2014
36		Rio Grande do Sul	400	19,6	1520,5	210	Vogel, Schumacher e Trüby, 2013
37		Bahia	200	24	1320	227,97	Safari et al., 2016
38		São Paulo	400	24	2640	243,6	Alves et al., 2010
39		São Paulo	570	18,7	3400	245	Burger, 2005
40		Paraná	896	20	1659	250,9	Watzlawick et al., 2012
41		Paraná	780	22	1615	252,4	Weber, Sanquetta e Eisfeld, 2005
42		Argentina	220	21	2000	256,5	Gasparri, Grau e Manghi, 2008
43		Paraná	800	17	1390	257,25	Barreto et al., 2014
44		São Paulo	1000	24	2640	271,7	Alves et al., 2010
45		Paraná	269	20,6	2517	287,79	Borgo, 2010
46		Minas Gerais	373	22	1479	306	Metzker, 2007
47		Santa Catarina	190	20	2500	310	Este estudo
48		Rio de Janeiro	500	17,8	2821	313	Lindner e Satter, 2012
49		Espírito Santo	46,5	22	1200	334,5	Rolim et al., 2015
50		Santa Catarina	760	17,5	1900	388	Este estudo
51		Paraná	20 - 540	20,6	2517	422,3	Borgo, 2010
52		Rio de Janeiro	62	23	2000	482	Lima, 2009
53	Pantanal	Mato Grosso do Sul	1090	21	1090	259,45	Wittman et al., 2008
54	Páramo	Equador	1000	20	3000	371	Unger, Homeier e Leuschner, 2012
55	Yungas Forest	Argentina	500	18	1200	199,7	Gasparri, Grau e Manghi, 2008

Fonte: Primária (2017).

Figura 9 - (a) Mapa de localização dos estudos indicados na Tabela 8; e em (b) Distribuição dos valores de biomassa acima do solo (AGB, $Mg.ha^{-1}$), em diferentes biomas florestais na América do Sul



Fonte: Primária (2017).

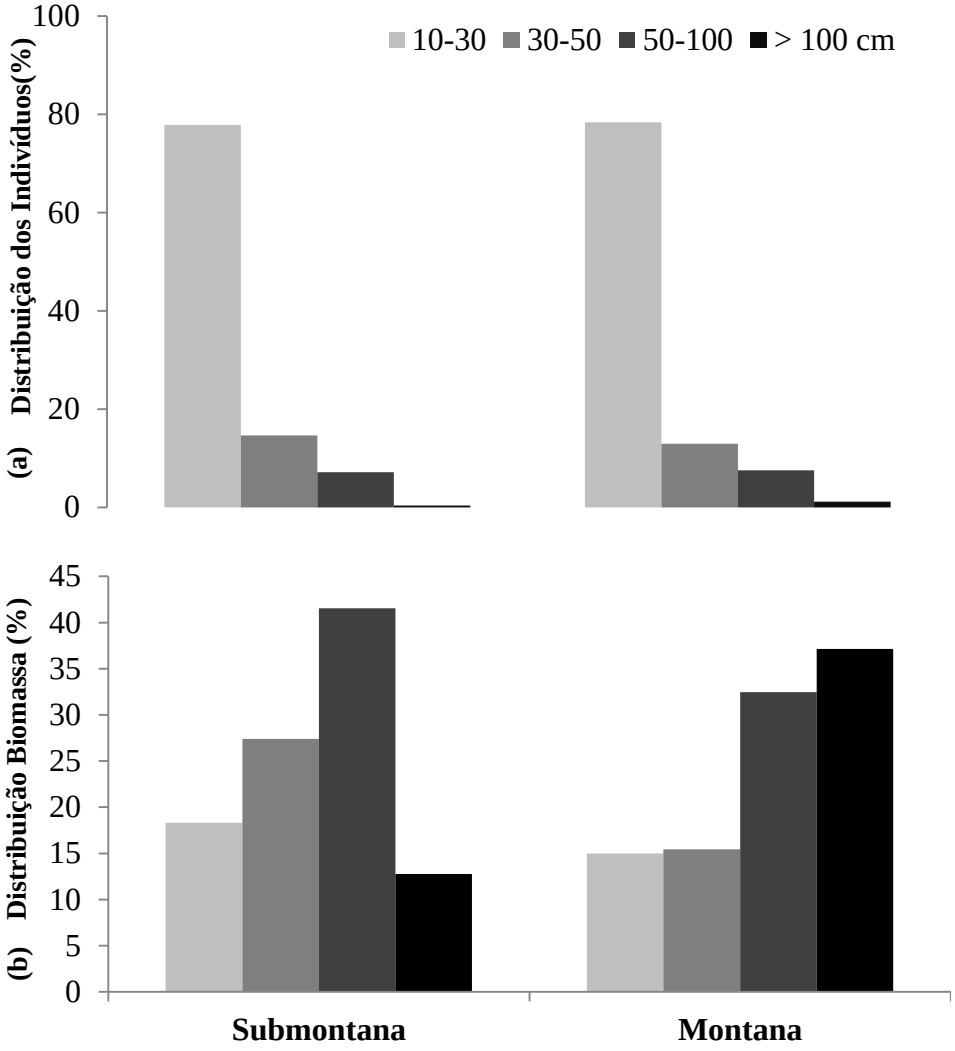
4.2.1. Estrutura e distribuição de biomassa florestal

A distribuição de indivíduos por diâmetro foi similar, sendo o maior número de indivíduos com DAP > 100 cm encontrados na área Montana. As características ambientais tendem a favorecer a presença de árvores mais robustas (maior diâmetro, menor altura) (HOMEIER et al., 2010; RODRIGUES, 2010) nas áreas de floresta Montana, o que foi de fato observado. Tais características são condizentes com as características de crescimento de árvores em função da temperatura ambiente, em que menores temperaturas favorecem o crescimento em diâmetro, mas desfavorecem o crescimento vertical das mesmas (HOMEIER et al., 2010; RODRIGUES, 2010).

Nas duas altitudes, as distribuições de densidade de indivíduos e de biomassa (AGLB) por classe de diâmetro apresentaram relação inversa entre si (Figura 10). Indivíduos pertencentes à classe de diâmetros menor (10–30 cm) somam aproximadamente 78% da amostra total, mas estocam uma menor biomassa (Figura 10a). Apesar de apresentarem padrões de distribuição similares de biomassa entre as áreas, destaca-se uma maior contribuição de indivíduos pertencentes à classe de diâmetro entre 50 – 100 cm na floresta Submontana, representando 42% do total de biomassa nessa área (Figura 10b). Indivíduos com diâmetro superior a 100 cm, por sua vez, foram os menos encontrados, mas contribuem com expressivos 37% da biomassa na floresta Montana, e 13% na Submontana. Tal fato confirma o observado em outros estudos (BROWN et al., 2002; BAKER et al., 2004a), de que a diferença de biomassa entre os sítios estudados pode ser explicada pela presença/ausência de árvores de grande porte (com DBH superior a 60 cm), visto que estas possuem maior biomassa devido ao seu diâmetro e altura, chegando a representar mais de 50% da variação de biomassa aérea em uma área. Indivíduos com DAP ≥ 30 cm somaram mais de 82% da AGLB total das áreas, um valor superior àquele observado por Alves et al. (2010) em áreas de Floresta Atlântica paulista (>68%) e por Vieira et al. (2004) em Floresta Amazônica (73,5%).

Portanto, além das questões ambientais citadas anteriormente, estudos indicam que o diâmetro do tronco é o principal fator relacionado à biomassa da árvore (CHAVE et al., 2008) e, ao comparar os resultados obtidos para sítios estudados, foram os indivíduos com DAP ≥ 100 cm que apresentaram os maiores valores de biomassa para a fitofisionomia Montana em relação à Submontana, contabilizando uma diferença de mais de 108 $Mg.ha^{-1}$. Ao analisar os termos da equação alométrica (CHAVE et al., 2014, ver item 3.6) empregada para estimativa de biomassa, é possível confirmar o peso diferenciado dessa variável (DAP), em relação às demais (H, ρ) sobre o cálculo.

Figura 10 - Distribuição do (a) dos indivíduos (%) e (b) biomassa (Mg.ha^{-1}) por classe de diâmetro (DBH, cm) nos Sítios amostrais

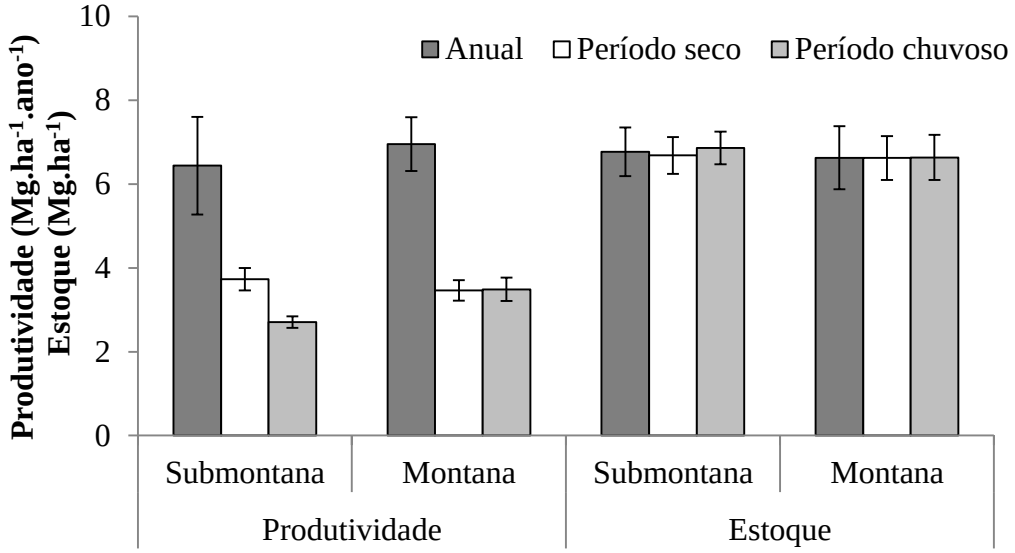


Fonte: Primária (2017).

4.3. Produção e Estoque de Serrapilheira

A produção média de serrapilheira foi de 6,4 Mg ha^{-1} ano^{-1} na floresta Submontana, média que não diferiu estatisticamente da encontrada na floresta Montana (6,9 Mg ha^{-1} ano^{-1}) (Figura 11). Os valores aqui encontrados são próximos à média de 7,1 Mg.ha^{-1} observada em Martinelli, Lins e Santos-Silva (2017) para áreas de Floresta Atlântica Ombrófila Densa. Além disso, aproximam-se de valores obtidos por Sousa Neto et al. (2017) para Floresta Ombrófila Densa acima de 200 m de altitude (6,5 Mg.ha^{-1}), sendo significativamente mais elevados que a produção estimada na Caatinga (3,6 Mg.ha^{-1}) por Lopes et al. (2015) e de 14,7 Mg.ha^{-1} na Floresta Atlântica litorânea do Estado do Paraná (MACHADO et al., 2015).

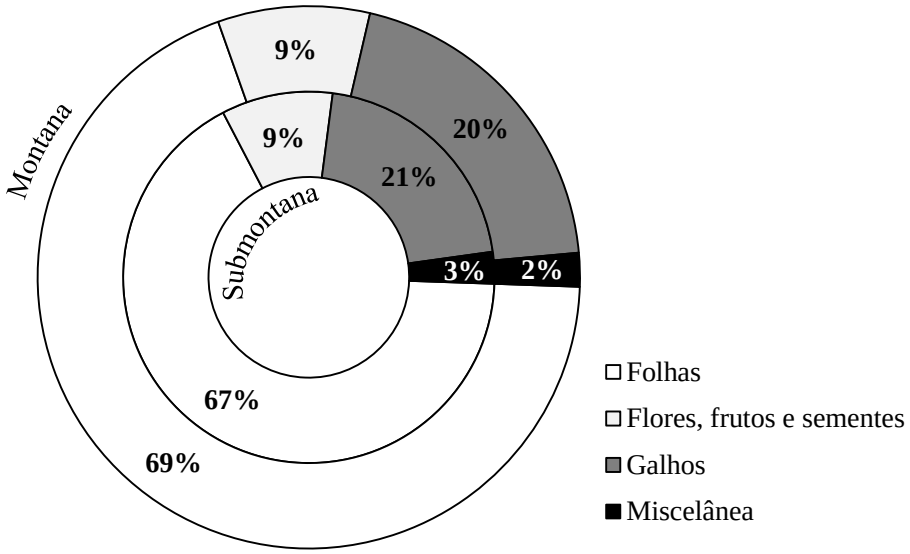
Figura 11 - Estoque (Mg.ha^{-1}) (n=24) e produtividade de serrapilheira (Mg.ha^{-1}.ano^{-1}) (n=440) anual e nas estações seca e chuvosa nas áreas de estudo. Os valores representam a média ± desvio padrão



Fonte: Primária (2017).

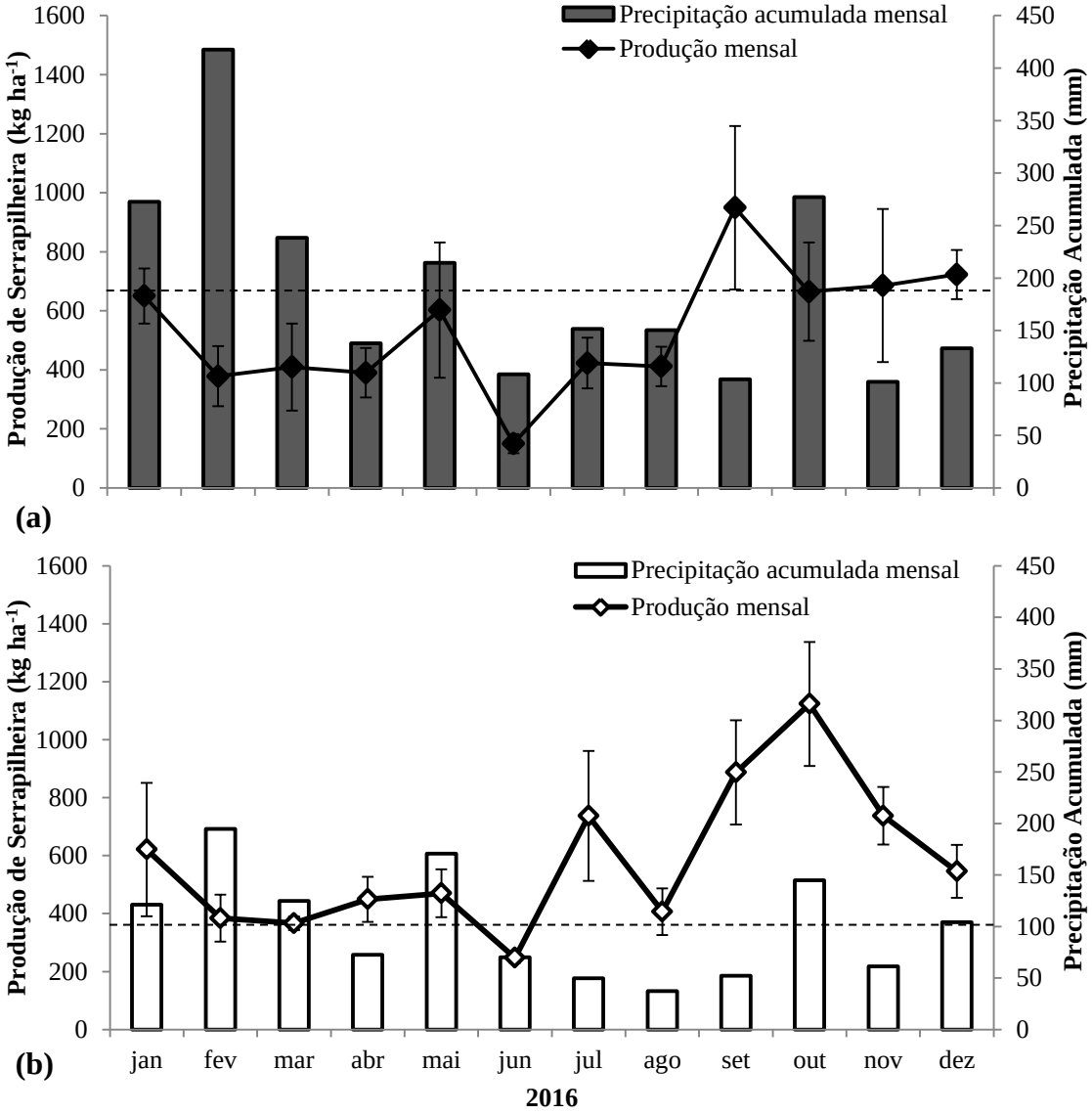
Com relação às frações de serrapilheira (Figura 12), em ambas as altitudes, a fração foliar contribuiu com mais de 65% do total, seguindo-se galhos, órgãos reprodutivos e miscelânea. Essa distribuição foi muito semelhante à distribuição média encontrada dentre 45 sítios amostrais situados na Mata Atlântica (MARTINELLI; LINS; SANTOS-SILVA, 2017). Apesar de não ter havido uma diferença sazonal marcante na produção de serrapilheira (Figuras 11 e 13), assim como observado por Sousa Neto et al. (2017) em Floresta Atlântica paulista, foi observada na primavera uma maior contribuição de órgãos reprodutivos (13%).

Figura 12 - Distribuição média das frações de folhas, galhos, flores/frutos/sementes, e miscelânea, nas áreas amostradas



Fonte: Primária (2017).

Figura 13 - Produção de serrapilheira (kg.ha^{-1}) mensal e precipitação média mensal (mm), ao longo do ano de 2016, estimadas para o Sítio (a) Submontana e (b) Montana. Linha tracejada indica as respectivas precipitações média anual (PMA) para o ano de 2016



Fonte: Primária (2017).

Quanto ao estoque de serrapilheira (Figura 11), não houve diferença significativa entre os valores, de 6,8 ± 0,6 Mg.ha^{-1} e de 6,6 ± 0,8 Mg.ha^{-1}, estimados nas florestas Submontana e Montana, respectivamente. As constantes de decomposição (*k*) estimadas foram de 0,95 e 1,05, respectivamente. Valores similares aos menores valores propostos por Olson (1963) como sendo típicos de florestas tropicais (entre 1 e 4). O tempo médio estimado para que ocorra a decomposição de 50% ($t_{0,5}$) foi de 266 (Submontana) e 241 (Montana) dias, muito superior ao estimado para fitofisionomias situadas em altitudes de 0 a 1000 m por

Martins (2010), mas próximo a valores obtidos por Pires et al. (2006), Ferreira et al. (2014) e Turchetto e Fortes (2014) em áreas de Floresta Atlântica. O fato de a decomposição vegetal ter sido mais rápida na floresta Montana, onde as temperaturas são menores, contraria resultados encontrados ao longo de um gradiente altitudinal por Martins (2010) que encontram taxas de decomposição mais elevada nas menores altitudes. Não há ainda uma explicação convincente para tal diferença. Especula-se que possa estar relacionada (1) à resposta da vegetação a algum tipo de estresse hídrico, que com a derrubada de folhas reduziria a perda de água por transpiração (HERBOHN; CONGDON, 1993), (2) a distúrbios locais decorrentes do efeito de borda nessas parcelas (BRINCK et al., 2017), ou ainda, (3) a variabilidade espaço-temporal das condições físicas ambientais relacionadas ao fenômeno El Niño-Oscilação Sul (ENOS) (ROLIM et al., 2005). Pinto e Marques (2003) verificaram que, além de altas temperaturas e níveis de precipitação, rajadas de vento também são fontes importantes de derrubada de folhas nas florestas. Além disso, possivelmente características químicas e físicas (como temperatura) do solo, não analisadas nesse trabalho, poderiam responder a esse padrão diferenciado.

Nas Tabelas 9 e 10 e Figura 14, são apresentados valores de serrapilheira produzida (SP), serrapilheira acumulada (SA) e taxas de decomposição (*k*) encontradas, respectivamente, em Floresta Atlântica, e em florestas da América do Sul. Alguns valores de temperatura média anual (TMA) e precipitação média anual (PMA) não foram fornecidos pelos autores, então se adotou a mesma metodologia que para os valores de AGLB.

De maneira geral, uma relação moderada (r = 0,40, ao nível de 5%) entre os valores de serrapilheira produzida e aqueles de precipitação, enquanto que as taxas de decomposição estimadas em várias regiões do país apresentaram uma relação moderada negativa (r = - 0,50, ao nível de 5%) com a posição latitudinal (e gradiente de temperatura). A grande variabilidade nos valores de produtividade de serrapilheira observadas ao longo das áreas de Floresta Atlântica, provavelmente é resultado de sua grande heterogeneidade ambiental, decorrente, principalmente, de sua grande extensão latitudinal, que promove variação climática e distintas composições florísticas, estruturais e funcionais, conforme estabelecidas sobre o relevo irregular da costa brasileira e da distância do oceano (SILVA; BRITEZ, 2005).

Altas produções de serrapilheira foram encontradas em áreas com elevada biomassa, como esperado, e onde os níveis pluviométricos e de umidade (região Amazônica e regiões costeiras da porção sudeste/sul do país) são elevados, como pode ser observado na distribuição da Figura 14, e nos dados resumidos na Tabela 9 (VIBRANS; SEVEGNANI, 2000; BORÉM; RAMOS, 2002; BACKES; PRATES; VIOLA, 2005; SOUSA NETO, 2008;

MACHADO et al., 2015) e na Tabela 10 (MARTIUS et al., 2004; MARIMON JUNIOR, 2007; SILVA et al., 2009; WOLF et al., 2011, por exemplo). Enquanto, menores valores foram encontrados em áreas com períodos secos frequentes, em que a produção é uma resposta da vegetação ao estresse hídrico, visto que a derrubada de folhas reduziria a perda de água por transpiração (CARNEVALE; LEWIS, 2001; SANTANA, 2005; COSTA et al., 2007; TEIXEIRA et al., 2016), em biomas como Cerrado e Caatinga.

No país, valores mínimos, próximos a 0,04 foram encontrados em áreas do Pantanal, cujos períodos cíclicos de inundação propiciam flutuações elevadas no estoque mensal de material, havendo meses em que o estoque é nulo (SILVA, 2013). Nessas áreas os maiores valores de serrapilheira acumulada e produzida ocorreram durante o período de estiagem, fato semelhante ao encontrado por Silva et al. (2009) em florestas de transição Amazônia-Cerrado. Na área de Caatinga foi observada uma correlação significativa ao nível de 1% (r^2 = 0,62) entre a deposição de serrapilheira e a precipitação pluviométrica ao longo do período estudado, demonstrando que a precipitação influencia de forma significativa na deposição do material decíduo nessa área (LIMA et al., 2015).

Tabela 9 - Produção média de serrapilheira (SP, $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$) e estoque de serrapilheira (SA, $Mg.ha^{-1}$), e taxas de decomposição (k) encontradas em diferentes áreas de Mata Atlântica. Id – Identificação para Figura 14

Id	Bioma	Localização	SP ($Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$)	SA ($Mg.ha^{-1}$)	k*	TMA (ºC)	PMA (mm)	Referência
1	Floresta Aluvial	Argentina	-	6,500	-	19	1126	Aceñolaza, Zamboni e Lancho, 2009
2	Floresta Atlântica (não classificado)	Espírito Santo	-	-	0,680	24,6	1057	Silva et al., 2013[b]
3			5,730	-	-	20,6	1290	Calvi, Pereira e Espíndula Jr., 2009
4		Rio de Janeiro	7,640	-	0,550	22	1240	Pereira et al., 2012
5			7,900	-	0,840	26,8	1240	Pereira, De Menezes e Schultz, 2008
6			-	-	1,170	21	1300	Pereira et al., 2013
7			-	7,060	-	24,2	2188	Borém e Ramos, 2002
8			14,7	8,75	1,68	21	1300	Machado et al., 2015
9			7,300	-	-	25	1995	Silva, 2009
10			7,640	-	-	19,7	1440	Cunha e Gama-Rodrigues, 2014
		São Paulo	5,900	5,784	1,020	18,5	1340	Ferreira et al., 2014
			5,647	-	0,56[1]	21,2	1429	Cianciaruso et al., 2006

11

continua

Id	Bioma	Localização	SP ($Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$)	SA ($Mg.ha^{-1}$)	k*	TMA (ºC)	PMA (mm)	Referência
12								**continuação**
13		Paraná	5,100	5,500	0,927	21,1	1959	Pires et al., 2006
14			5,323	-	-	21,2	2118	Dickow et al., 2012
15		Santa Catarina	8,624	7,906	1,091	16	1800	Caldato, Floss e Floss, 2010
16		Bahia	-	6,300	-	25	850	Barbosa et al., 2017
17		Espírito Santo	-	5,500	-	20,6	1293	Godinho et al., 2014
18		Minas Gerais	8,819	-	-	21,8	1314	Pinto et al., 2008
19	Floresta Atlântica (F.E.S.)	São Paulo	10,646	6,226	1,710	19,1	1324	Vital et al., 2004
20		Paraná	11,700	-	-	18,5	1895	Pezzato e Wisniewski, 2006
21		Rio Grande do Sul	5,850	-	-	18,2	1723	Schumacher et al., 2011
22			7,140	6,500	1,097	19	1824	Turchetto e Fortes, 2014
23			9,200	-	-	19,2	1760	König et al., 2002
24			8,212	3,352	2,450	20,9	1600	Pimenta et al., 2011
25		Pernambuco	6,400	-	-	25	1800	Sampaio, Nunes e Lemos, 1988
26		Espírito Santo	--	4,411	-	23,3	1202	Correia et al., 2016
27		São Paulo	6,280	4,810	1,300	18	2200	Sousa Neto, 2008
28			6,380	4,430	1,400	18	2200	Sousa Neto, 2008
29			8,350	4,320	2,000	18	2200	Sousa Neto, 2008
30		Paraná	-	6,981	-	20,5	2587	Borges e Angelo, 2016
31	Floresta Atlântica (F.O.D.)		7,960	-	-	21,2	2118	Bianchin et al., 2016
32			6,954	6,629	1,050	17,5	1900	Este estudo
33			6,439	6,772	0,950	20	2500	Este estudo
34			10,554	6,100	1,180	19,5	1447	Santos, 1997; Santos et al., 1998
35			7,500	4,900	1,520	20	1600	Rosso, 2011
36			8,131	-	-	19,3	1388	Flor, 2014
37			9,559	-	-	20,1	1460	Vibrans e Sevegnani, 2000
38			7,074	5,300	1,240	20,4	1930	Hinkel, 2002
38			7,452	5,700	1,390	20,4	1930	Hinkel, 2002
40		Santa Catarina	7,661	9,924	0,772	16	1800	Caldato, Floss e Floss, 2010
41	Floresta Atlântica (F.O.M.)	Paraná	-	7,990	-	16,5	1659	Caldeira et al., 2007
42			-	8,010	-	16,5	1659	Watzlawick et al., 2012
43		Rio Grande do Sul	10,306	14,296	0,860	15,3	2109	Backes et al., 2005

[1]taxa de decomposição calculada considerando apenas a fração foliar; *alguns valores foram calculados a partir de dados de SP e SA do respectivo estudo, a fim de elaborar o mapa da Figura 14.

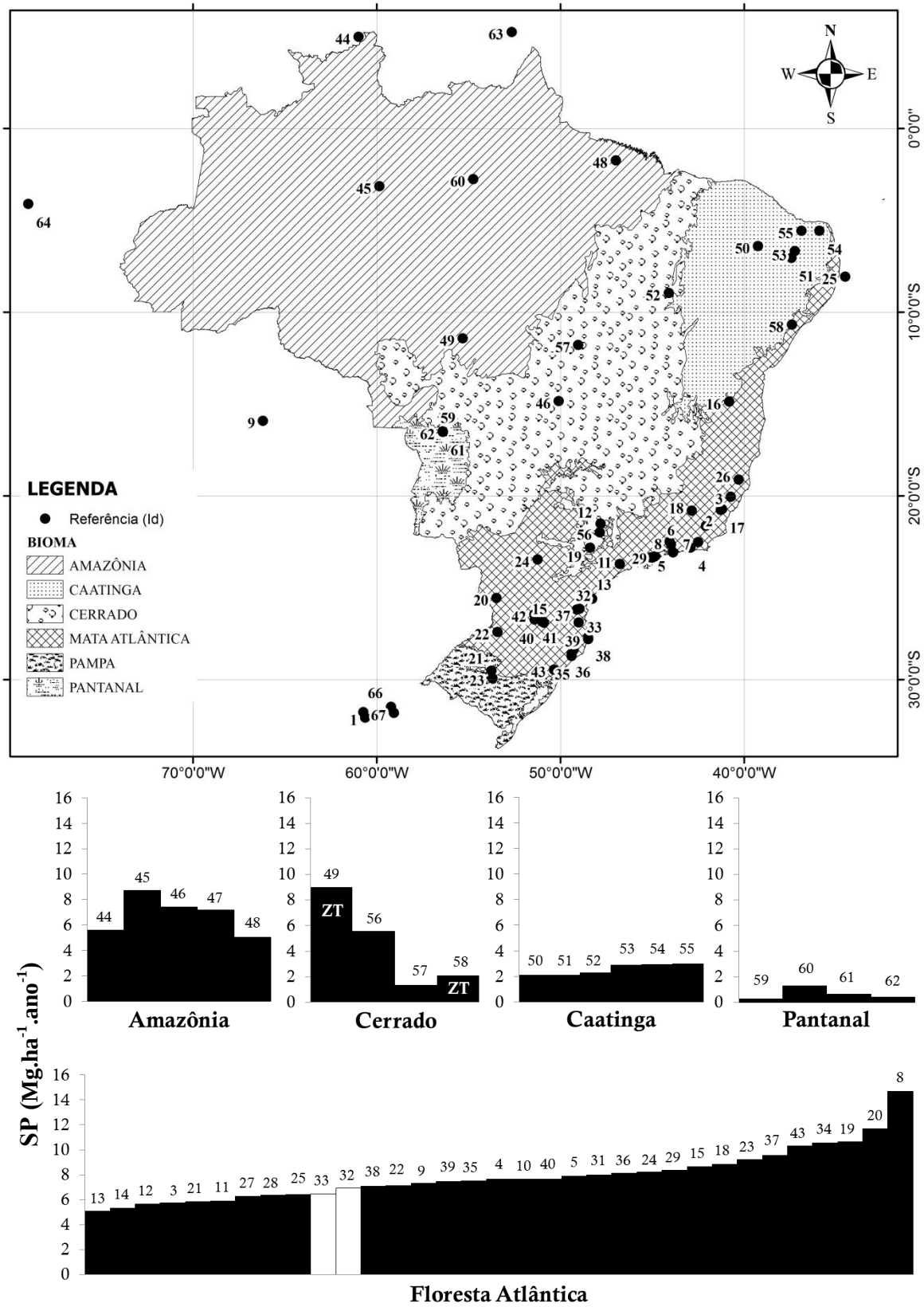
Fonte: Primária (2017)

Tabela 10 - Produção média de serrapilheira (SP, $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$) e estoque de serrapilheira(SA, $Mg.ha^{-1}$), e taxas de decomposição (k) encontradas em diferentes biomas da América do Sul

Id	Bioma	Localização	SP ($Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$)	SA ($Mg.ha^{-1}$)	k*	TMA (°C)	PMA (mm)	Referência
44	Amazônia	Venezuela	5,580	-	-	20,6	2200	Priess et al., 1999
45		Amazonas	8,715	24,500	0,356	27,4	2145	Martius et al., 2004
46		Mato Grosso	7,410	-	0,980	26	1700	Marimon Junior, 2007
47		Pará	7,155	-	-	25,5	2000	Silva, 2014
48			5,040	-	-	27	2600	Dantas e Phillipson, 1989
49	*Zona de Transição* Amazonia - Cerrado	Mato Grosso	8,992	5,790	1,553	26	2170	Silva et al., 2009
50	Caatinga	Ceará	2,855	4,021	0,710	27	805,3	Lopes et al., 2010
51		Paraíba	2,284	-	-	25	1000	Andrade et al., 2008
52		Piauí	8,440	16,4	0,51	28	700	Lima et al., 2015
53		Rio Grande do Norte	2,069	6,286	0,330	20,5	761	Santana, 2005
54			3,673	-	-	24,7	649	Lopes et al., 2015
55			2,985	-	-	28,1	646	Costa et al., 2007
56	Cerrado	São Paulo	5,600	-	-	21	1300	Valenti et al., 2008
57		Tocantins	1,349	-	-	26	1064	Teixeira et al., 2016
58	*Zona de Transição* Mata Atlântica - Semi-árido	Sergipe	2,092	-	-	23,7	1022	Nascimento et al., 2013
59	Pantanal	Mato Grosso	0,270	5,400	0,050	27	1200	Carvalho, 2013
60			1,290	10,040	0,190	26	1700	Silva, 2013
61	Pantanal, inundável		0,629	13,320	0,047	27	1383	Carneiro, 2015
62	Pantanal, não inundável		0,435	11,000	0,040	27	1383	Carneiro, 2015
63	Rain Forest	Guiana Francesa	Entre 5 e 15	-	-	27	2960	Chave et al., 2008
64		Equador	7,000	-	-	19.4	2230	Wolf et al., 2011
65	Chaco	Argentina	0,327	-	-	18	1100	Carnevale e Lewis, 2001
66	Floresta Madura		2,911	-	-	16	1000	Mendoza et al., 2014
67	Intermediária		2,947	-	-	16	1000	Mendoza et al., 2014

*alguns valores foram calculados a partir de dados de SP e SA do respectivo estudo, a fim de elaborar o mapa da Figura 14.
Fonte: Primária (2017).

Figura 14 - (a) Mapa de localização dos estudos indicados nas Tabelas 9 e 10; e em (b) Distribuição dos valores de serrapilheira produzida (SP, $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$), em diferentes biomas florestais na América do Sul. ZT – Zona de Transição



Fonte: Primária (2017).

4.4. Carbono e Nitrogênio em Folhas e Troncos

As concentrações de carbono em folhas (C_{foliar}) e troncos ($C_{troncos}$) tiveram médias de 459 ± 28 $g.kg^{-1}$ e 478 ± 14 $g.kg^{-1}$, respectivamente e não foram estatisticamente diferentes entre as fitofisionomias. Em área de Mata Atlântica situada no litoral paulista, Vieira et al. (2011) encontraram concentrações próximas às encontradas nesse estudo. Estes valores de C_{foliar} também estão próximos aos encontrados por Balbinot (2009), em áreas de Floresta Atlântica no Paraná, que variaram entre 379 e 545 $g.kg^{-1}$. Na Amazônia, Ometto et al. (2006) encontraram concentrações foliares de 469 ± 46 $g.kg^{-1}$ e em troncos de 474 ± 26 $g.kg^{-1}$ em florestas de terra-firme.

Nenhuma diferença significativa foi encontrada entre as duas fitofisionomias nas concentrações de nitrogênio nas folhas (N_{foliar}) e nos troncos ($N_{troncos}$). Sendo assim, considerando ambas as fitofisionomias, as médias encontradas foram de 22,4 ± 6,7 $g.kg^{-1}$ e 3,5 ± 2,3 $g.kg^{-1}$, respectivamente. Esses valores foram similares aos obtidos em área de Mata Atlântica situada no litoral norte do Estado de São Paulo cujas concentrações de N_{foliar} e de $N_{troncos}$ foram de 25 $g.kg^{-1}$ e 5 $g.kg^{-1}$, respectivamente (VIEIRA et al., 2011). Na Amazônia, Ometto et al. (2006) encontraram concentrações foliares de 22,9 ± 7 $g.kg^{-1}$ e em troncos de 6,0 ± 6,0 $g.kg^{-1}$ em florestas de terra-firme. No Cerrado, contudo, os valores de N_{foliar} foram relativamente baixos, próximos a 17 $g.kg^{-1}$, mas similares para troncos, que foi de 3,7 $g.kg^{-1}$ (PARRON, 2004; SILVA et al., 2013a).

4.5. Carbono e Nitrogênio em Serrapilheira

As concentrações de carbono e nitrogênio na serrapilheira diferiram significativamente entre as duas altitudes (Teste-t, $p<<0,05$). As concentrações médias de carbono foram de 460 e 471 $g.kg^{-1}$ nas florestas Submontana e Montana, respectivamente. A concentração de nitrogênio foi de 18,5 e 20,0 $g.kg^{-1}$, florestas Submontana e Montana, respectivamente.

Esses valores de nitrogênio se assemelham aos encontrados por Vieira et al. (2011) em áreas de Mata Atlântica situadas no litoral norte do Estado de São Paulo. Mas também são similares aos obtidos por Almeida (2005) em floresta de transição amazônica (Mato Grosso), onde a média foi de 17,5 $g.kg^{-1}$. Assim como aos obtidos por Carneiro (2015) que,

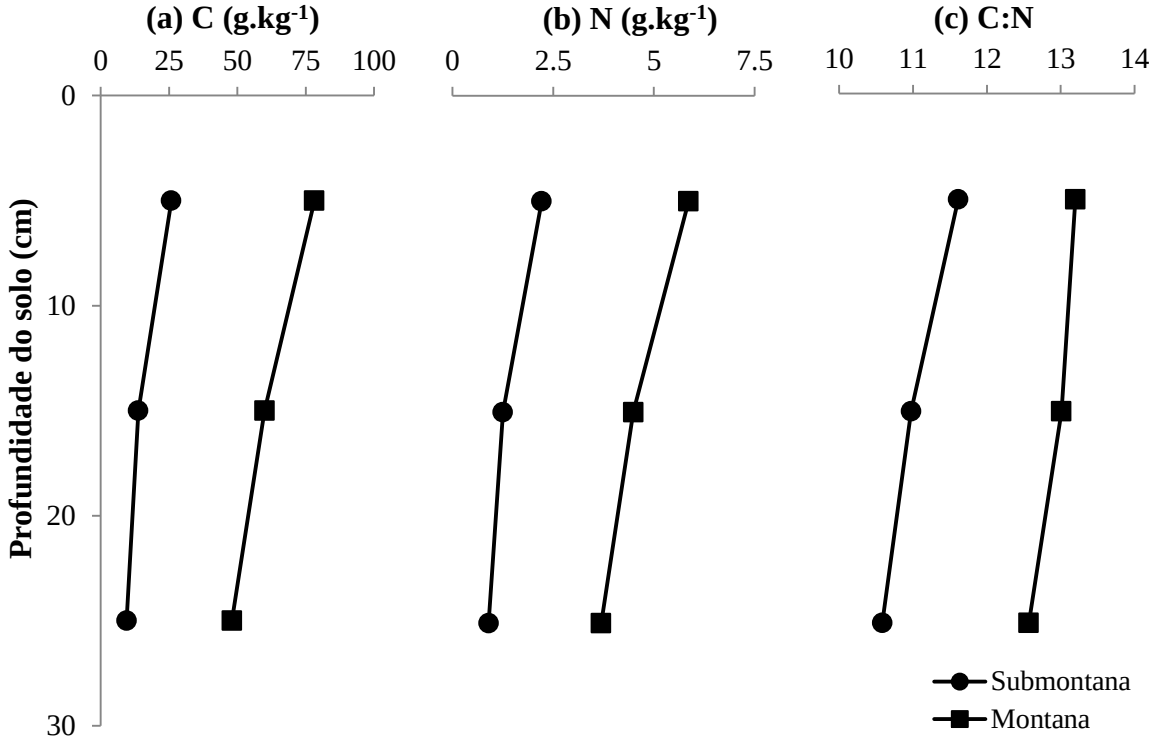
avaliando a concentração de nutrientes na serrapilheira produzida em áreas de Pantanal, encontrou médias mensais de 18,1 $g.kg^{-1}$ em áreas de floresta inundável e de 19,4 $g.kg^{-1}$ em áreas não inundáveis. No Bioma Caatinga, por sua vez, Moura et al. (2016) encontraram uma concentração média menor de nitrogênio (15,9 $g.kg^{-1}$) .

4.6. Carbono e Nitrogênio no Solo

A densidade média do solo na floresta Submontana, ao longo do perfil amostral foi de: 1,19 $g.cm^{-3}$ (0-10 cm), 1,09 $g.cm^{-3}$ (10-20 cm) e 1,16 (20-30 cm) $g.cm^{-3}$. No solo da floresta Montana, não foi possível realizar uma amostragem adequada para determinação de densidade devido à pedregosidade da camada a ser amostrada. Por esse motivo, considerando valores de literatura para esse tipo de solo (POTTER et al., 2004), optou-se por estimar os estoques tendo-se como base de cálculo a densidade unitária de 1 $g.cm^{-3}$ em todos os perfis.

As concentrações de carbono e nitrogênio diminuíram com a profundidade do solo em ambas as fitofisionomias (Figura 15). Maiores concentrações de carbono e nitrogênio foram encontradas no solo da floresta Montana. Esses valores são favorecidos pelo maior aporte de serrapilheira associada aos respectivos teores de carbono e nitrogênio na porção Montana em relação à Submontana. Além disso, tal fato era esperado, visto que menores temperaturas e alta umidade do solo, característica de altitudes elevadas, retardam a decomposição da matéria orgânica. A mesma tendência foi observada por Vieira et al. (2011) comparando-se estoques de carbono e nitrogênio em solos posicionados em diferentes altitudes na Mata Atlântica situada no litoral norte do Estado de São Paulo.

Figura 15 - Concentrações de (a) carbono e (b) nitrogênio (em $g.kg^{-1}$) e (c) razões C:N ao longo do perfil de solo (0 – 30 cm) amostrado nas fitofisionomias Submontana e Montana, em Floresta Atlântica



Fonte: Primária (2017).

As concentrações de carbono (Figura 15a) reduziram com a profundidade do solo de 25,8 a 9,5 $g.kg^{-1}$ na floresta Submontana, e de 78,2 a 48,0 $g.kg^{-1}$ na floresta Montana. Balbinot (2009) encontrou concentrações de carbono variando de 35,8 $g.kg^{-1}$ (0 – 5 cm) a 7,3 $g.kg^{-1}$ (40-100 cm) em solo de Floresta Atlântica Submontana, no Paraná. Martins et al. (2015) encontraram, na região de Floresta Atlântica no litoral norte do Estado de São Paulo, declínio dos teores com a profundidade, mas aumento com o gradiente altitudinal . Para amostras superficiais de solo, as concentrações de carbono aumentaram de 40 para 80 $g.kg^{-1}$.

Em áreas de Cerrado *sensu stricto*, na Estação Ecológica de Pirapitinga, em Minas Gerais, Carvalho et al. (2017) encontraram concentrações menores de carbono na superfície do solo (14 $g.kg^{-1}$) , enquanto áreas de "Mata Seca Sempre-Verde" (MSSV), na mesma região, a concentração superficial foi de 30 $g.kg^{-1}$. Segundo esses mesmos autores, apesar de formações florestais com maior diversidade e densidade de espécies arbóreas promoverem maior aporte de resíduos vegetais ao solo (e consequente aumento do estoque de carbono), fitofisionomias sobre solos menos argilosos (do Cerrado, neste caso) apresentam menor teor de carbono, devido à menor capacidade de retenção desse elemento (ZINN; LAL; RESCK, 2005) em comparação às formações vegetais localizadas em solos mais argilosos

(ARAÚJO SKORUPA et al., 2012). Na Amazônia, Hughes et al. (2002), também encontraram uma relação significativa entre conteúdo de argila e concentração de carbono, com valores desta em superfície próximos ao encontrado neste estudo. Por fim, em áreas de Caatinga (SCHULZ et al., 2016), teores de carbono na superfície do solo (16,7 $g.kg^{-1}$) foram também abaixo das concentrações encontradas nesse estudo.

As concentrações de nitrogênio também decresceram ao longo do perfil do solo (Figura 15b). Em áreas de Floresta Atlântica Submontana no litoral paranaense, Balbinot (2009) encontrou concentrações de nitrogênio similares às concentrações encontradas nesse estudo para a mesma altitude. Por outro lado, as concentrações superficiais de nitrogênio foram mais elevadas em solos sob floresta Submontana e Montana em área de Mata Atlântica situada no litoral norte de São Paulo (MARTINS et al., 2015). Finalmente, em solos de Cerrado e na Caatinga as concentrações de nitrogênio na camada superficial foram menores que as concentrações encontradas neste estudo (CARVALHO et al., 2017; SCHULZ et al., 2016).

4.7. Estoques e Fluxos de Carbono e Nitrogênio

Na Tabela 11 estão sintetizados os valores médios (± desvio) de carbono e nitrogênio em amostras de folhas, tronco, serrapilheira e solo coletadas em cada fitofisionomia, e utilizados para estimar os estoques e fluxos desses elementos em cada altitude.

Tabela 11 - Valores das concentrações ($g.kg^{-1}$) médias (± desvio) de carbono e nitrogênio e da razão C/N obtidas nas (n) amostras de folhas e troncos coletadas em cada área de estudo

Parâmetro	**Submontana**	**Montana**
	Folhas	
N	22,0 ± 7,5	23,0 ± 6,0
C	459,7 ± 31,7	459,3 ± 22,9
C/N	23,32 ± 7,86	21,05 ± 4,87
n	46	40
	Tronco	
N	3,8 ± 2,4	3,2 ± 2,2
C	478 ± 15,6	479 ± 11,5
C/N	178,3 ± 99,05	205,15 ± 100,4
n	41	40
	Serrapilheira	
N	18,4 ± 3,1	20,0 ± 3,1
C	471 ± 16,8	459,6 ± 14,1
C/N	26,28 ± 4,4	23,53 ± 4,07
n	437	439
	Solo (0 - 10 cm)	
N	2,2 ± 0,5	5,9 ± 1,3
C	25,8 ± 7,0	78,2 ± 21,4
C/N	11,6 ± 0,93	13,20 ± 1,02
n	12	12
	Solo (10 - 20 cm)	
N	1,3 ± 0,4	4,5 ± 1,5
C	13,8 ± 4,0	59,9 ± 24,4
C/N	10,98 ± 0,76	13,01 ± 1,48
n	12	12

continua

continuação

	Solo (20 - 30 cm)	
N	0,9 ± 0,2	3,7 ± 1,5
C	9,5 ± 2,4	48,0 ± 22,8
C/N	10,59 ± 0,60	12,57 ± 1,57
N	12	11

Fonte: Primária (2017).

4.7.1. Estoques de carbono e nitrogênio na biomassa viva acima do solo (AGLB)

O estoque de carbono encontrado na biomassa viva acima do solo (C_{AGLB}) foi de aproximadamente 150 MgC.ha^{-1} na floresta Submontana e 197 MgC.ha^{-1} na floresta Montana (Figura 16a). Os estoques de nitrogênio biomassa viva acima do solo (N_{AGLB}) seguiram a mesma característica do carbono, apesar da menor expressividade da diferença, visto que variou de 1,3 a 1,5 MgN.ha^{-1} nas fitofisionomias Submontana e Montana, respectivamente (Figura 16b). Apesar de maiores valores terem sido observados na fitofisionomia de maior altitude, não houve diferenças significativas para ambos os estoques entre as fitofisionomias, talvez pela mesma razão relacionada aos significativos desvios entre as parcelas da área Montana, citada anteriormente para as estimativas de AGLB.

De maneira geral, foram encontrados estoques significativos de carbono em ambas as fitofisionomias analisadas neste estudo, quando comparados a outros estudos realizados em áreas de Floresta Atlântica e em outros biomas brasileiros localizados em menores latitudes, como a floresta de terra-firme da Amazônia (GUILD et al., 1998; HUGHES et al., 2002; PEREIRA, 2013).

Na Floresta Atlântica Ombrófila Densa, situada no litoral paulista, Vieira et al. (2011) encontraram um aumento da C_{AGLB} com a altitude; mais especificamente, os valores aumentaram de 94 MgC.ha^{-1} a uma altitude de 100 m, para cerca de 115 MgC.ha^{-1} a 400 m, e atingindo quase 130 MgC.ha^{-1} a 1000 m. Em Floresta Atlântica Estacional Semidecidual o C_{AGLB} médio foi de 138 MgC.ha^{-1} (FEREZ, 2010), decrescendo para cerca de 60 MgC.ha^{-1} em área de transição floresta-cerrado em Minas Gerais (GASPAR et al., 2014). Já, em fragmentos de Cerrado, em Minas Gerais, o estoque foi muito menor, variando de apenas 5 MgC.ha^{-1} (SILVA et al., 2013[a]) a 20 MgC.ha^{-1} (SCOLFORO et al., 2015). Na

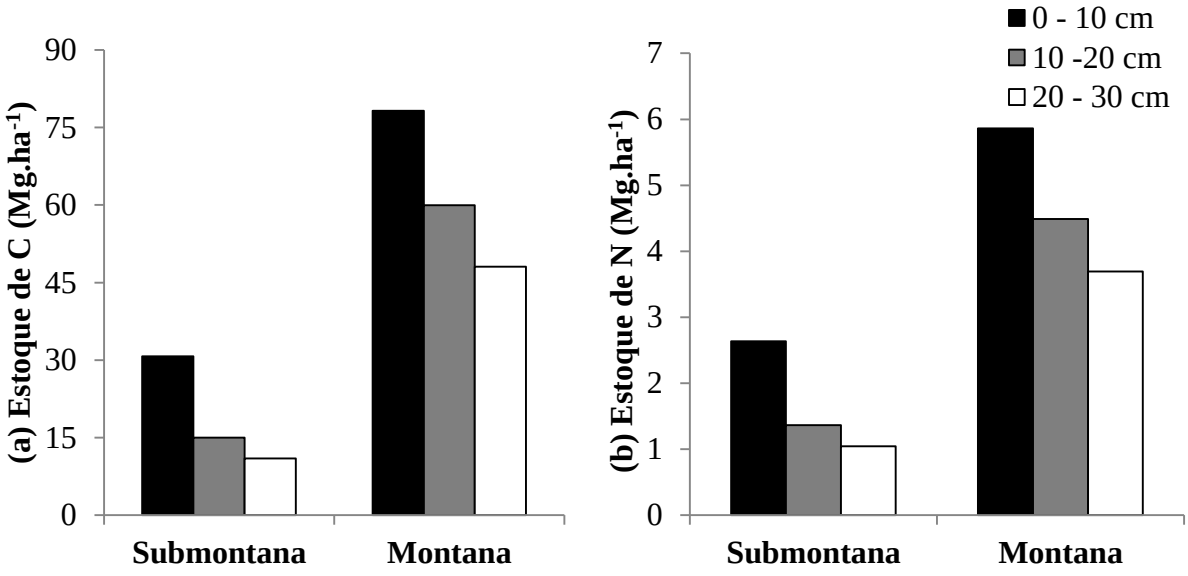
Caatinga, por sua vez, Costa et al. (2014) e Moura et al. (2016) encontraram estoque de no máximo de 30 $Mg.ha^{-1}$. Finalmente, no Pantanal, os estoques variaram entre 57 e 105 $MgC.ha^{-1}$ segundo Vourlitis et al. (2015).

Quanto aos valores de N_{AGLB}, Vieira et al. (2011) encontraram também o mesmo aumento com o gradiente altitudinal, passando os estoques de 0,8 $MgN.ha^{-1}$ a 100 m para 1,4 $MgN.ha^{-1}$ a 400 m, e finalmente para 1,65 $MgN.ha^{-1}$ a 1000 m. Portanto, foram encontrados nas maiores altitudes estoques similares aos encontrados neste estudo. Em florestas de terra-firme da Amazônia, estoques maiores foram encontrados, em torno de 2,00 $MgN.ha^{-1}$ (GUILD et al., 1998; HUGHES et al., 2002). Na região do Distrito Federal, em fragmentos de Cerrado, os estoques foram significativamente menores, em torno 0,25 $MgN.ha^{-1}$ (SILVA et al., 2013a).

4.7.2. Estoques de carbono e nitrogênio no solo (BGB, apenas solo)

Conforme esperado devido a menor temperatura, os estoques de carbono (C_{BGB}) e nitrogênio (N_{BGB}) no solo foram significativamente maiores na fitofisionomia Montana em relação à Submontana (Figura 16). Na floresta Submontana o estoque total até 30 cm de profundidade foi de 57 $MgC.ha^{-1}$ e 5 $MgN.ha^{-1}$. Na floresta Montana, esses estoques aumentaram para 186 $MgC.ha^{-1}$ e 14 $MgN.ha^{-1}$.

Figura 16 - Estoques de carbono (a) e nitrogênio (b) em cada perfil amostrado (0 – 10, 10 – 20 e 20 – 30 cm), em cada Sítio Amostral (Submontana e Montana)



Fonte: Primária (2017).

O estoque de carbono encontrado por Balbinot (2009), em áreas de Cambissolo Háplico sob Floresta Atlântica Submontana, no Paraná, nos primeiros 10 cm de solo foram equivalentes a 23 $Mg.ha^{-1}$; portanto, menores que o estoque encontrado neste estudo na floresta Submontana. O mesmo autor, encontrou o equivalente a 1,9 $Mg.ha^{-1}$ em estoque de nitrogênio até 10 cm; valor também menor que o encontrado neste estudo. Na Floresta Atlântica do litoral paulista, estoques de carbono no solo aumentaram com a altitude, passando de 16 a 30 $Mg.ha^{-1}$ até 5 cm de profundidade, e totalizando entre 85 e 290 $Mg.ha^{-1}$ em perfil de 0 – 100 cm (MARTINS, 2010). O mesmo crescimento foi observado para o N_{BGB}, cujos valores encontrados foram de 0,9 a 2,1 $Mg.ha^{-1}$ no primeiro caso, e entre 5 e 21 $Mg.ha^{-1}$ até 1 m de profundidade (MARTINS, 2010).

Na região amazônica, foram encontrados estoques menores de carbono e nitrogênio até 30 cm de profundidade; 44 e 3,4 $Mg.ha^{-1}$, respectivamente (HUGHES et al., 2002). Então, assim como observado na região costeira de Floresta Atlântica em São Paulo (VIEIRA et al., 2011), acredita-se que os maiores valores de N,C_{BGB} encontrados em relação aos demais estudos, possam ser explicados pelo efeito da temperatura (SCHLESINGER; ANDREWS, 2000; RAICH et al., 2002) provocado pela alta posição latitudinal, visto que até áreas mais próximas ao nível do mar em Floresta Atlântica são mais frias que muitas regiões da Floresta Amazônica. É bem conhecido o fato de que aumento na temperatura média do ar ou solo tende a aumentar a taxa de respiração (DAVIDSON; JANSSEN, 2006; DORREPAAL et al., 2009; CUSACK et al., 2010), e consequentemente, as perdas de carbono para atmosfera, o que torna áreas mais frias mais propicias ao estoque abaixo do solo (RAICH et al., 2002; CUSACK et al., 2010).

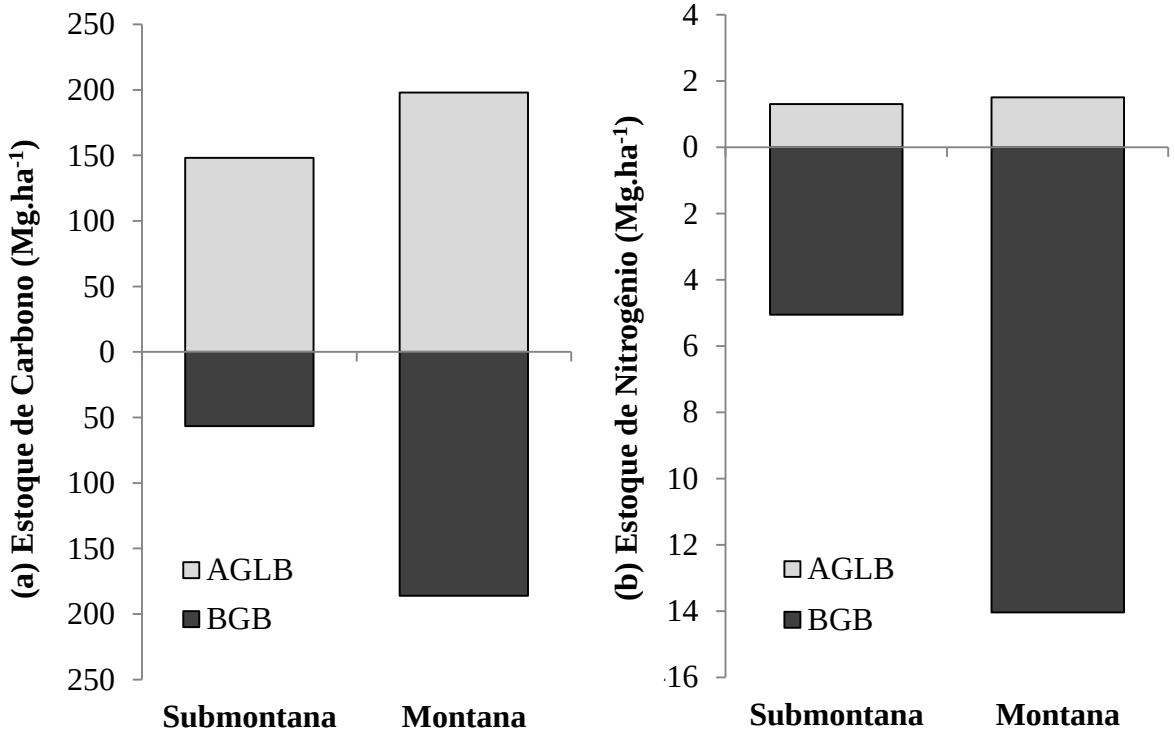
Em áreas de Caatinga, a C_{BGB} de 7,02 $Mg.ha^{-1}$ na camada superficial foi menor que a encontrada neste estudo (SCHULZ et al., 2016). Nessas regiões, períodos longos de seca e solos arenosos prevalecem o que geralmente proporciona os baixos teores de carbono nessas áreas (HASSINK, 1994). No entanto, Moura et al. (2016), nesse mesmo bioma, encontraram valores de C_{BGB} de aproximadamente 30 $Mg.ha^{-1}$ até 20 cm de profundidade, próximo ao valor encontrado no solo da floresta Submontana investigada neste estudo. Finalmente, no Cerrado os estoques de carbono e nitrogênio no solo foram similares aos encontrados no solo da floresta Submontana (SILVA et al., 2013a).

4.7.3. Estoques totais de carbono e nitrogênio

O estoque total de carbono, obtido pela soma dos estoques acima e abaixo do solo (AGLB + BGB), foi de aproximadamente 210 $Mg.ha^{-1}$ e 390 $Mg.ha^{-1}$, nas florestas Submontana e Montana, respectivamente (Figura 17a). Na primeira, o estoque acima do solo correspondeu a 75% do estoque total, enquanto que na segunda, o estoque acima do solo correspondeu a somente 50% do total. Quanto ao estoque total de nitrogênio, o mesmo foi de 7 $Mg.ha^{-1}$ e 16 $Mg.ha^{-1}$, nas florestas Submontana e Montana, respectivamente (Figura 17b). Em ambas as altitudes, os estoques foram significativamente maiores abaixo do solo. Ressalta-se, ainda, o fato de que os dados estimados para BGB Montana consideraram uma base de cálculo de 1 $g.cm^{-3}$ para densidade, sendo assim, os valores reais podem ser ainda maiores.

C_{AGLB} encontrados em nossas áreas foram de aproximadamente 150 e 200 Mg.ha^{-1}. Estes valores foram próximos aos encontrados em áreas de terra-firme na Amazônia (RICE et al., 2004; PYLE et al., 2008; MALHI et al., 2009; PEREIRA, 2013), apesar da menor altura das copas (ASNER et al., 2002) e proporção de árvores de grande porte (DAP > 50 cm) encontrada em áreas de Floresta Atlântica (VIEIRA et al., 2011). Mas superiores aos encontrados em outras porções de Floresta Atlântica (FEREZ, 2010, VIEIRA et al., 2011), apesar da menor densidade de indivíduos encontrada, e em áreas de Cerrado (GASPAR et al., 2014; SCOLFORO et al., 2015), Caatinga (COSTA et al., 2014; MOURA et al., 2016) e Pantanal (VOURLITIS et al., 2015).

Figura 17 - Distribuição dos estoques de carbono (a) e nitrogênio (b), em Mg.ha^{-1}, entre AGLB (em cinza) e BGB (em preto) nos Sítios amostrais Submontana e Montana



Fonte: Primária (2017).

Os estoques totais de carbono também aumentaram com a altitude na Floresta Atlântica do litoral paulista, totalizando cerca de 300 Mg.ha^{-1} na fitofisionomia de Terras-baixas (100 m), 3800 Mg.ha^{-1} na Submontana (400 m) e 460 Mg.ha^{-1} na Montana (1000 m). A mesma tendência ocorreu no estoque total de nitrogênio, que aumentou de 15 Mg.ha^{-1}, a 20 Mg.ha^{-1} e, finalmente, a 22 Mg.ha^{-1}, respectivamente (VIEIRA et al., 2011).

Vale destacar que os nomes das fitofisionomias adotados neste trabalho, em relação à elevação das áreas, distinguem-se daqueles observados em outras áreas de Floresta Atlântica (como é o caso dessa área estudada por Vieira et al. (2011)) devido à classificação estabelecida pelo Manual Técnico da Vegetação Brasileira (IBGE, 2012) que sofre alteração de acordo com a posição latitudinal da área. Sendo assim, observa-se que os estoques totais encontrados na porção Submontana foram relativamente menores que os menores estoques estimado por Vieira et al. (2011), enquanto que na porção Montana os estoques foram similares.

Na Caatinga, o estoque total de carbono foi estimado em apenas 60 $Mg.ha^{-1}$ (MOURA et al., 2016); portanto, consideravelmente menor que o encontrado neste estudo. Em uma área de Cerrado *s.s.*, o estoque total de carbono foi similar a floresta Montana desse estudo considerando-se um perfil de 1 metro de solo (perfil de 0 – 100 cm) (SILVA et al., 2013a). Na Floresta Amazônica, o estoque total de carbono foi menor que o encontrado na floresta Montana desse estudo, considerando-se um perfil de solo de 1m (GUILD et al., 1998; HUGHES et al., 2002; PEREIRA, 2013). Apenas, Caatinga e Cerrado *s. s.* os maiores estoques de carbono foram encontrados abaixo do nível do solo.

Os estoques totais de nitrogênio, por sua vez, foram estimados em 16 $Mg.ha^{-1}$ (perfil de 0 – 100 cm) no Cerrado *s.s.* e em 14 $Mg.ha^{-1}$ (solos de 0 - 100 cm) em Floresta Decidual do Distrito Federal, ambos no Bioma Cerrado (SILVA et al., 2013a). No Bioma Amazônico, totalizou 9 $Mg.ha^{-1}$ (solos de 0 - 100 cm) (HUGHES et al., 2002). Esses estoques totais foram maiores que o estoque encontrado na floresta Submontana, mas menor do que o encontrado na floresta Montana desse estudo.

4.7.4. Fluxo de carbono e nitrogênio via serrapilheira

Os aportes de carbono (C_{SP}) e nitrogênio (N_{SP}) via serrapilheira não foram significativamente diferentes entre as fitofisionomias (Teste-t, $p>0,05$). C_{SP} variou entre 2,4 e 3,8 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$ entre as parcelas da floresta Submontana, e entre 2,9 e 3,5 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$ entre as parcelas da floresta Montana. N_{SP}, por sua vez, variou entre 0,08 e 0,15 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$ entre as parcelas da floresta Submontana, e entre 0,12 e 0,15 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$ entre as parcelas da floresta Montana.

Além disso, rápidas taxas de decomposição podem ser resultantes de estímulos à perda de massa e liberação de nutrientes provocadas por chuvas seguidas a períodos secos, resultando em pulsos de nutrientes (LODGE; MCDOWELL; MCSWINEY, 1994; SAITER et al., 2009), características confirmadas nas análises de fluxo de carbono e nitrogênio via serrapilheira e estoques em solo realizadas neste trabalho, cujos maiores valores foram observados na área Montana.

Em áreas de floresta de terra-firme, situadas na Amazônia central, o fluxo de C_{SP} foi equivalente a 3,1 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$ na área de baixio e equivalente a 4 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$ no platô da floresta; enquanto N_{SP} variou de 0,08 a 0,11 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$, respectivamente (LUIZÃO et al., 2004). Portanto, esses fluxos foram semelhantes ao encontrados neste estudo, que por sua vez, foram bem maiores que fluxos encontrados na Caatinga que foram de apenas aproximadamente 1,0 $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$ (MOURA et al., 2016). Esse baixo fluxo de carbono pela serrapilheira pode ser em parte atribuído à baixa disponibilidade de água para as plantas, segundo estes mesmos autores.

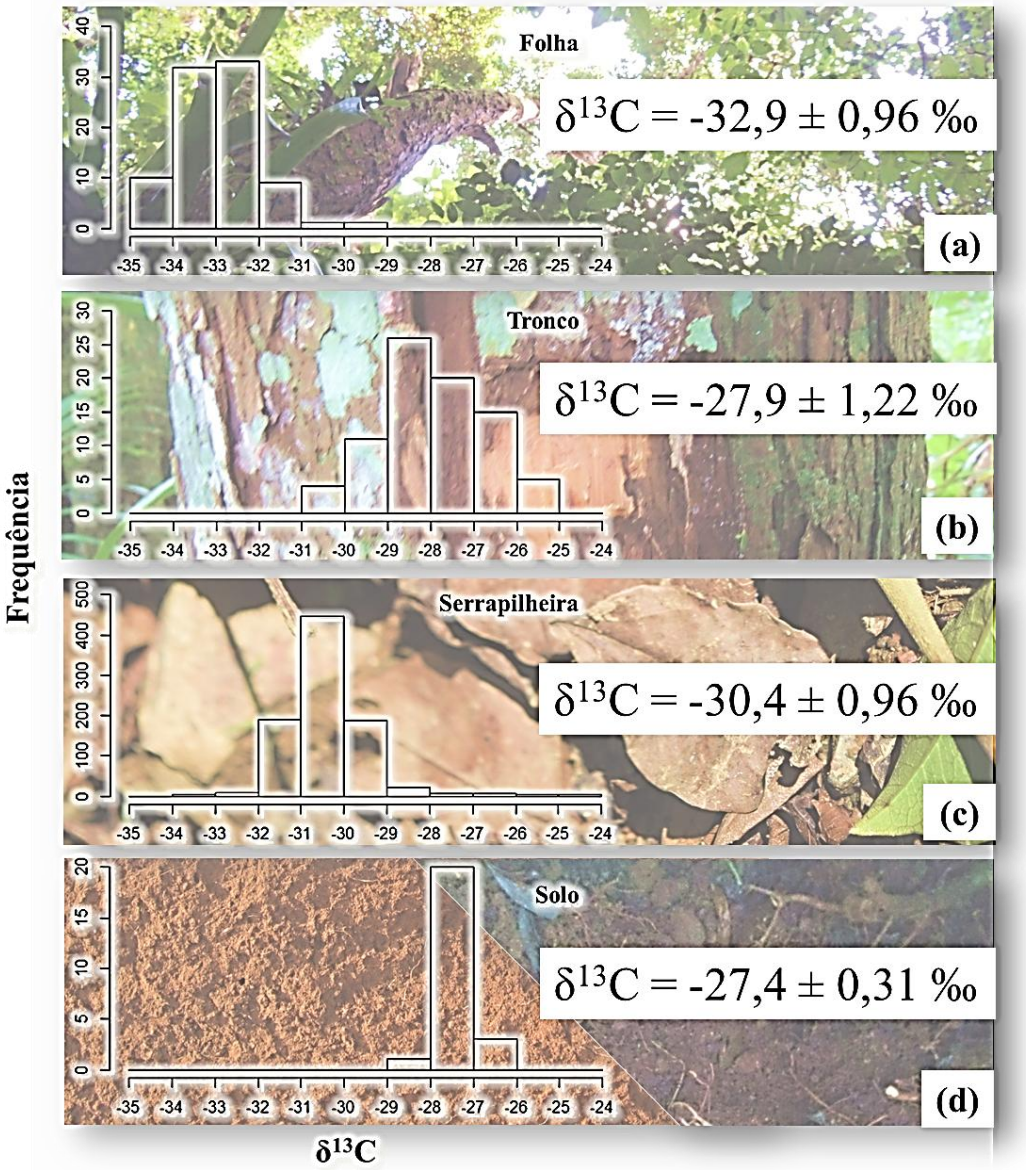
4.8. Composição Isotópica de Carbono em Planta e Solo

Considerando-se ambas as fitofisionomias, o $\delta^{13}C$ foliar médio foi de -32,9 ± 1,0‰. Essa média foi similar às médias encontradas em área de Mata Atlântica situadas no litoral paulista e a florestas de terra-firme da região Amazônica (MARTINELLI et al., 1994; BUCHMANN et al., 1997; MARTINELLI et al., 1998; OMETTO et al., 2006). Esses valores de $\delta^{13}C$ em plantas podem estar associados (i) ao $\delta^{13}C$-CO_2 absorvido e (ii) à relação c_i/c_a durante a fotossíntese. Os valores do $\delta^{13}C$-CO_2 absorvido é resultado da mistura do CO_2 atmosférico (geralmente entre -8 e -7 ‰) com aquele derivado da respiração do solo e dos processos de decomposição (que reflete a matéria orgânica do solo). A relação c_i/c_a, por sua vez, resulta de diferenças entre o CO_2 atmosférico e aquele intracelular, e é afetado por fatores ambientais como disponibilidade de luz e água (FARQUHAR et al., 1982; MARTINELLI, 1998). Uma elevada c_i/c_a de 0,9 proporcionaria um $\delta^{13}C$ foliar próximo a -33 ‰ sob uma típica atmosfera (OMETTO et al., 2006). Essa elevada razão c_i/c_a é favorecida por disponibilidade suficiente de água, mas reduzida de luz, o que geralmente ocorre em plantas de sub-bosque e não para folhas em segmentos elevados da copa. Portanto, considerando que a altura exata de coleta das amostras de folha não foi mensurada, mas foram limitadas pelo alcance do instrumento de coleta (podão de 6 m), e de que foram coletadas folhas expostas à

luz, mas em sua maioria abaixo da altura das árvores (que tinham mais do que 9 m), portanto abaixo da copa, é provável que os valores de $\delta^{13}C$ foliar isotopicamente mais leves encontrados decorra das condições ambientais favorecendo alta razão c_i/c_a. Sendo assim, os resultados encontrados neste estudo permitem descartar a possibilidade do $\delta^{13}C$-CO_2 atmosférico absorvido estar sujeito à alterações significativas. A ocorrência de neblina diária, que limita a luminosidade, conduzindo a maiores relações de c_i/c_a e consequente redução do $\delta^{13}C$ foliar é comum na fitofisionomia Montana, o que explicaria os baixos valores observados apesar de ali ser registrado maior período seco. Contudo, na área Submontana, tal fenômeno não é observado, mas, as parcelas delimitadas nesta área foram mais fechadas e menos suscetíveis ao efeito de borda, que foi significativo à dinâmica observada na floresta Montana. Este efeito, além de criar um padrão de incidência de luz diferenciado no entorno, ocasionou maior formação de liteira lenhosa grossa e consequente formação de clareiras, proporcionando maior disponibilidade de luz na área Montana. Além disso, estando no hemisfério sul e em faces da encosta voltadas para o sul, ambas as áreas estudadas tendem a receber menos insolação quando comparadas com aquelas voltadas para o norte (HENZ; SILVEIRA FILHO, 2003), resultando em ambientes mais úmidos (SILVA, 2011). Portanto, observa-se um contrabalanceamento de luminosidade e disponibilidade hídrica em ambas as áreas, o que poderia justificar os baixos e similares valores de $\delta^{13}C$ foliar encontrados nas áreas.

Em relação às folhas, o valor médio de $\delta^{13}C$ da serrapilheira foi 2,5‰ mais pesado, sendo esse enriquecimento de aproximadamente 5‰ em troncos e na matéria orgânica da camada superficial do solo (Figura 18). Essas diferenças observadas entre compartimentos foram, em termos isotópicos, similares àquelas encontrados por Lins et al. (2016) em Floresta Atlântica situada no litoral paulista.

Figura 18 - Composição isotópica média de carbono ($\delta^{13}C$, ± desvio padrão, mesmos números de amostras indicados na Tabela 11) nos compartimentos (a) folha, (b) tronco, (c) serrapilheira produzida e (d) solo (0 – 10 cm), e respectivos histogramas de distribuição dos valores de $\delta^{13}C$ obtidos para as amostras em ambas as fitofisionomias



Fonte: Primária (2017).

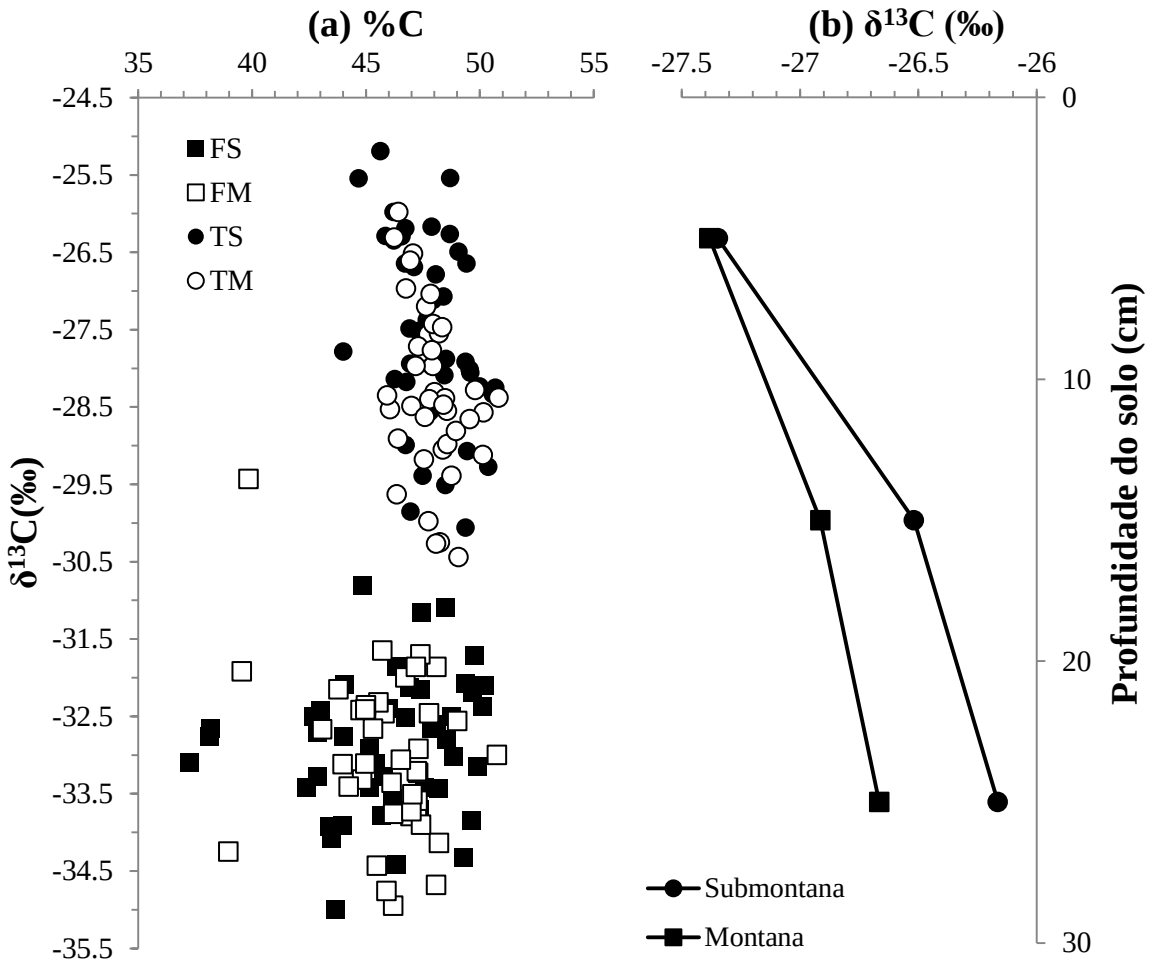
Os valores de $\delta^{13}C$ de folhas e serrapilheira foram similares entre as florestas Submontana e Montana. Somente, o $\delta^{13}C$ dos troncos e dos solos em profundidade foram significativamente mais elevados na floresta Submontana que na Montana (Teste-t, $p<0,05$) (Figura 20). Estudos conduzidos em florestas temperadas identificaram uma relação direta entre aumento do $\delta^{13}C$ de plantas e solos com a elevação do terreno, possivelmente devido à maior carboxilação associada às mudanças (i) na morfologia das folhas, que aumentam em

espessura como consequência da modulação do crescimento e da adaptação da formação de folhas a baixas temperaturas; e (ii) na fisiologia foliar devido aos significativos efeitos da redução da pressão atmosférica parcial de O_2 e CO_2 em maiores elevações, que reduzem a discriminação isotópica (refletindo a razão c_i/c_a) devido ao aumento da taxa de assimilação em decorrência da redução da inibição do oxigênio, enquanto que a condutância estomática não é afetada (KÖRNER; FARQUHAR; WONG, 1991). Contudo, tal tendência não foi observada entre as fitofisionomias de diferentes altitudes investigadas neste trabalho e nem por Lins et al. (2016) ao longo de um gradiente de 0 – 1100 m em áreas de Floresta Atlântica situada no litoral paulista.

O valor de $\delta^{13}C$ foliar entre espécies variou em 5,6 ‰ considerando-se ambas as fitofisionomias (Figura 19a). Nenhuma correlação entre $\delta^{13}C$ foliar e altura da coleta/copa foi encontrada. Variação ainda maior entre espécies foi encontrada em área de Mata Atlântica no litoral paulista por Lins et al. (2016). A maioria desta variabilidade não foi explicada nem por fatores ambientais, como iluminação da copa, e nem por fatores genéticos, mas, sim, por causas desconhecidas (BASSOW; BAZZAZ, 1997; BERRY; VARNEY; FLANAGAN, 1997; MARTINELLI et al., 1998).

Quanto aos valores de $\delta^{13}C$ na camada superficial do solo (0 – 10 cm), não foram encontradas diferenças significativas entre as fitofisionomias (Figura 20b). O valor médio encontrado foi de -27,4 ± 0,31‰, próximos aos obtidos por Tarré et al. (2001), Balbinot (2009), Pinheiro et al. (2010) e Dortzbach et al. (2015) em estudos também realizados na Floresta Atlântica, assim como aos realizados em outros biomas brasileiros (ROSCOE et al., 2000; OMETTO et al., 2006; JANTALIA et al., 2007; MARTINELLI et al., 2009; COSTA JÚNIOR et al., 2011).

Figura 19 - Relações entre concentração de carbono (%) e composição isotópica de carbono ($\delta^{13}C$, ‰) obtidas para as amostras de folhas e troncos (a), e composição isotópica de carbono ($\delta^{13}C$, ‰) ao longo do perfil do solo (b), em cada um dos Sítios amostrais, Submontana e Montana



Fonte: Primária (2017).

Ao longo dos 30 cm de perfil de solo foi observado um enriquecimento significativo de $\delta^{13}C$ com a profundidade (Figura 19b). Essa mesma tendência foi encontrada em diversos outros estudos conduzidos em biomas brasileiros (NARDOTO, 2005; MELO, 2003; DORTZBACH et al., 2015; LINS et al., 2016). As seguintes causas são atribuídas a essa variação: (i) à decomposição de substratos orgânicos, cujos produtos microbianos tornar-se-iam mais enriquecidos em $\delta^{13}C$ em comparação aos substratos; (ii) à eluviação da matéria orgânica ao longo do perfil do solo contribuiria para o acúmulo de material rico em ^{13}C nas camadas mais profundas; (iii) à ocorrência de pequenas variações inter e intramoleculares de $\delta^{13}C$ nas plantas e nos organismos; (iv) às variações climáticas globais e locais, onde os valores $\delta^{13}C$ estão sendo modificados no tempo [devido ao acréscimo acelerado de CO_2

antropogênico empobrecido em ^{13}C (AFFEK; YAKIR, 2014)] ; (v) à matéria orgânica do solo mais antiga ser mais enriquecida com $\delta^{13}C$; e (v) à tendência de os valores de $\delta^{13}C$ aumentarem na humificação.

Entre os valores de $\delta^{13}C$ obtidos para cada um desses compartimentos em estudos na Floresta Atlântica (MARTINS, 2010; LINS et al., 2016; e este estudo) e em Floresta Amazônica de terra-firme (OMETTO et al., 2006) – ambas com níveis de PMA acima de 1900 mm - não foram encontradas diferenças significativas, ainda que estas áreas de florestas estudadas apresentem balanço hídrico diferenciado. Em áreas de Floresta Atlântica paulista, o fator declividade, potencial discriminante da dinâmica hídrica dessa formação florestal, parece ter baixa influência sobre o escoamento superficial, que é pequeno devido à predominância de chuvas orográficas de baixa intensidade, da estação seca ser relativamente pequena, quando em comparação com áreas de terra-firme Amazônica, e da alta capacidade de infiltração da superfície do solo, sendo assim o escoamento subterrâneo é a principal via hidrológica de deflúvio (GROPPO, 2010). Aparentemente, essa dinâmica assemelha-se ao encontrado na fitofisionomia Submontana deste estudo, mas é contrária aos processos responsáveis pela evidente movimentação de solo observada na área Montana. Sendo assim, o processo de eluviação parece ser o fator predominante associado à diferença dos valores de $\delta^{13}C$ do solo em profundidade entre as áreas.

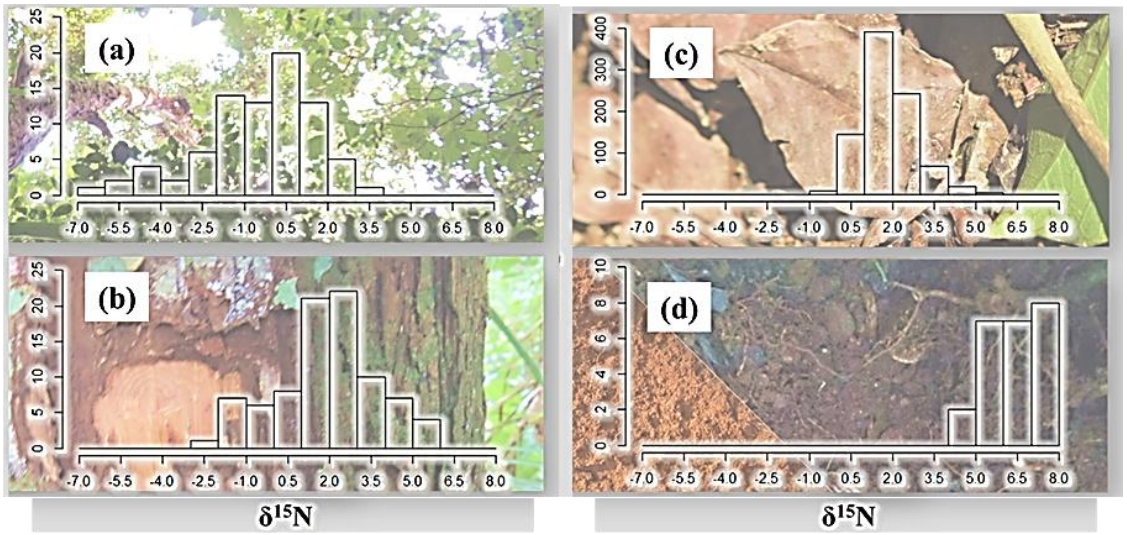
Por fim, a diferença entre a composição isotópica da serrapilheira produzida mensalmente não foi significativa entre as fitofisionomias estudadas. Uma tendência de empobrecimento nos valores de $\delta^{13}C$ na serrapilheira pôde ser observada no período chuvoso em relação ao período seco, mas essa diferença só foi significativa (Teste-t, $p<0,05$) na floresta Montana durante o período quente (mais empobrecido em ^{13}C).

4.9. Composição Isotópica de Nitrogênio em Planta e Solo

O $\delta^{15}N$ médio das folhas, considerando-se todas as árvores coletadas (n = 86), foi de 1,9 ± 1,8‰. Esse valor é similar ao encontrado em área de Mata Atlântica situada nos litorais do Paraná e de São Paulo (BALBINOT, 2009; LINS, 2013). Por outro lado, o valor médio encontrado neste estudo foi inferior aos valores médios encontrados por Martinelli et al. (1999) para florestas tropicais de 3,7 ± 3,5‰, e por Ometto et al. (2006), de 5,8±1,6‰ (n=756) em Floresta Amazônica, ambos estudos conduzidos em latitudes menores, e significativamente maiores do que aqueles encontrados em florestas temperadas, mais frias

(-2,8±2,0‰, MARTINELLI, 1999). Os valores $\delta^{15}N$ foliar encontrados em florestas tropicais são caracteristicamente mais enriquecidos em ^{15}N do que aqueles de florestas temperadas (MARTINELLI et al., 1999). Os valores intermediários encontrados nesse trabalho podem estar associados ao fato de que se trata de uma porção de floresta Atlântica subtropical e/ou à presença de espécies leguminosas fixadoras de N_2 atmosférico. O $\delta^{15}N$ médio da serrapilheira, foi similar às folhas, mas reduzido em 1,4‰ nos troncos e com aumento de 4,5‰ na matéria orgânica da camada superficial do solo (Figura 20).

Figura 20 - Histogramas de distribuição dos valores de $\delta^{15}N$ obtidos para as amostras, nos compartimentos (a) folha, (b) tronco, (c) serrapilheira produzida e (d) solo (0 – 10 cm), em ambas as fitofisionomias



Fonte: Primária (2017).

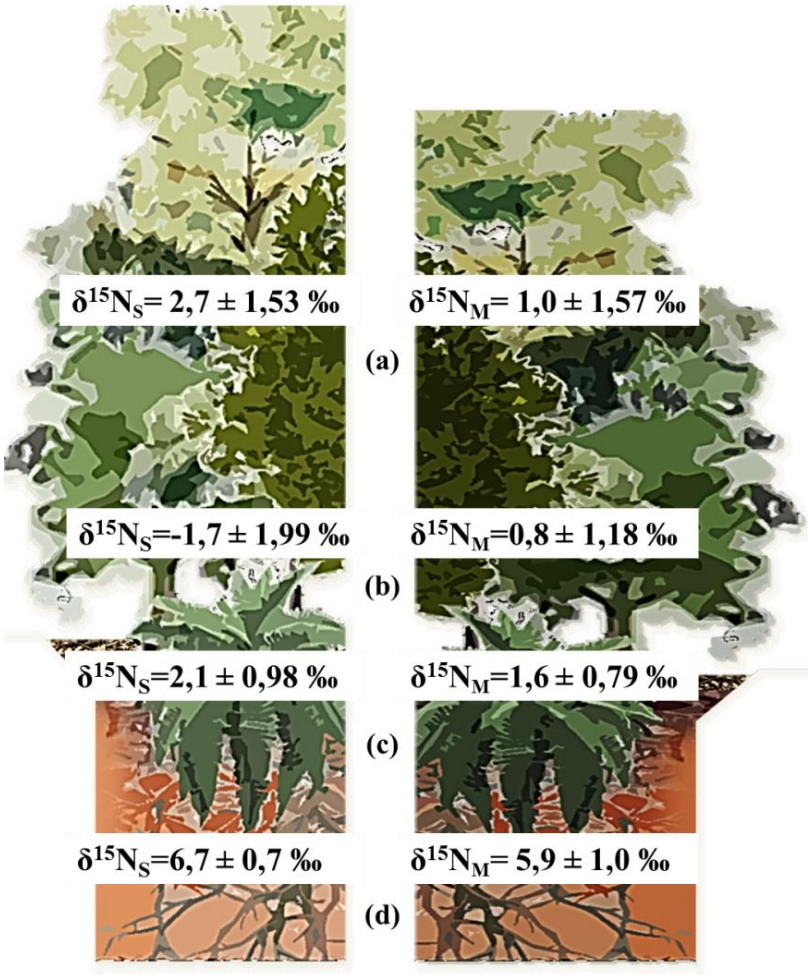
O $\delta^{15}N$ de folhas pode refletir os reservatórios de nutrientes que a vegetação está explorando, seja fixação de nitrogênio, reservatórios no solo, re-translocação dentro da planta, entre outros. O elevado valor encontrado por Ometto et al. (2006) tem sido associado a uma relativamente alta abundância de nitrogênio nesses ecossistemas. Contudo, 63% das folhas amostradas na floresta Submontana apresentaram $\delta^{15}N$ inferior a 3 ‰, enquanto que na Montana foram 90%, destes 28% foram entre -2‰ e 0 ‰. Roggy et al. (1999) encontraram 82% dos valores de $\delta^{15}N$ foliar na Guiana Francesa entre -1‰ e 3‰. Na Amazônia, Ometto et al. (2006) obtiveram valores mais baixos (~4,1‰) em vegetação de sub-bosque do que aqueles nos estratos superiores (até 7,4‰). Esses valores contrastantes de $\delta^{15}N$ foliar podem estar associados à forma de obtenção do nitrogênio, com a espécie ou à perda de nitrogênio por volatilização em folhas no topo da copa, ocasionando o seu enriquecimento em relação às

folhas ^{15}N de porções inferiores da copa (OMETTO et al., 2006). A identificação das espécies analisadas não foi realizada, portanto não é possível determinar a relação da fixação biológica de nitrogênio atmosférico com os valores encontrados, apesar de dos elevados valores de teor de nitrogênio e de $\delta^{15}N$ serem mais próximos ao $\delta^{15}N$ dessa fonte (ca. 0‰) do que aqueles encontradas em folhas de leguminosas fixadoras em Floresta Amazônica por Ometto et al. (2006), e àqueles encontrados por Lins (2013), em Floresta Atlântica em São Paulo. Segundo Lins et al. (2012), acredita-se que as espécies da família Fabaceae encontradas ao longo do perfil altitudinal de Floresta Atlântica costeira estão ativamente fixando nitrogênio, ao contrário do observado em outros estudos em floresta tropical, devido à declividade do terreno que promove constantes movimentos de solo, causando distúrbios frequentes ao ciclo o nitrogênio, e favorecendo a fixação de nitrogênio. Os valores de $\delta^{15}N$ e de N-total em solos nem sempre é similar ao nitrogênio disponível para as plantas, especialmente quando o nitrato é formado por nitrificação (HÖGBERG, 1997). Portanto, investigações a respeito da forma dominante de nitrogênio inorgânico disponível para as plantas (NH_4^+ ou NO_3^-), no reservatório de N orgânico e quanto ao fracionamento durante os processos de absorção e assimilação (HÖGBERG, 1997) seriam uteis na compreensão da variação isotópica de nitrogênio entre as áreas (OMETTO et al., 2006). Além disso, a absorção preferencial de NH_4 por árvores de grande porte e de NO_3 por árvores de sub-bosque poderia estar contribuindo ao reduzido $\delta^{15}N$ foliar das áreas, visto que no solo $\delta^{15}N$-NH_4 é geralmente mais enriquecido do que $\delta^{15}N$-NO_3 (HÖGBERG, 1997; OMETTO et al., 2006).

Entre as fitofisionomias estudadas, os maiores valores de $\delta^{15}N$ foram encontrados nas amostras de solo, serrapilheira e folhas da floresta Submontana (Figura 21). Uma tendência semelhante foi encontrada ao longo de um gradiente altitudinal em área de Mata Atlântica do litoral paulista (SOUSA NETO et al., 2017). Segundo esses autores, a causa principal para essa tendência seria a maior disponibilidade de nitrogênio em altitudes menores, onde a temperatura seria maior, aumentando as taxas de decomposição e, possivelmente, as taxas de fixação de nitrogênio atmosférico. Essa maior disponibilidade de nitrogênio levaria a um aumento nas perdas gasosas, principalmente por denitrificação (SOUSA NETO et al., 2011). Consequentemente, as formas de nitrogênio remanescentes no solo tornar-se-iam enriquecidas em átomos de ^{15}N, elevando os valores de $\delta^{15}N$ (HÖGBERG, 1997). Confirmando a maior disponibilidade de N em altitudes menores, Sousa Neto et al. (2017) encontraram uma menor eficiência de uso desse nutriente (NUE, razão entre a massa de serrapilheira e o nitrogênio na serrapilheira) em menores altitudes; especificamente, 49 nas florestas de Terras-Baixas e 62 na floresta Montana. No entanto, neste estudo, essa diferença não foi observada,

pois as “eficiências” encontradas foram próximas de 50 em ambas as altitudes. Como não se tem disponível para o litoral de Santa Catarina o mesmo conjunto de dados disponível no estudo de Sousa Neto et al. (2011), conduzido no litoral paulista, torna-se difícil seguir adiante nessa discussão e futuros estudos se fazem necessários.

Figura 21 - Composição isotópica média de nitrogênio ($\delta^{15}N$, ± desvio padrão) nos compartimentos (a) folha, (b) tronco, (c) serrapilheira produzida e (d) solo (0 – 10 cm), nas fitofisionomias Submontana ($\delta^{15}N_S$, à esquerda) e Montana ($\delta^{15}N_M$, à direita)



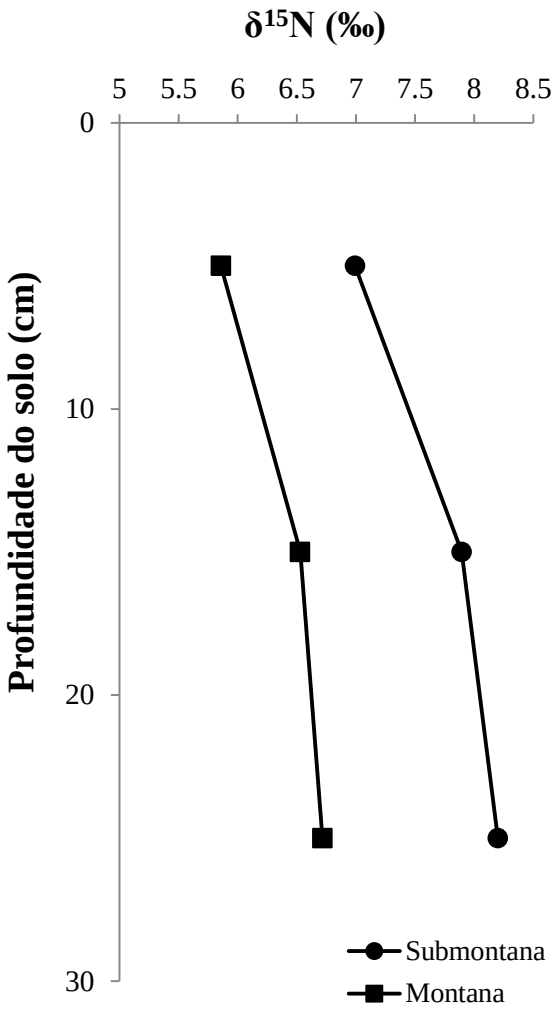
Fonte: Primária (2017).

Diferenças no fracionamento de $\delta^{15}N$ entre folha-serrapilheira (Figura 21a, c) foram observadas entre os Sítios Submontana (serrapilheira empobrecida em 0,6‰) e Montana (enriquecida em 0,6‰). Segundo Kolb e Evans (2002), alguns estudos vêm identificando em espécies de plantas perenifólias um padrão de enriquecimento de $\delta^{15}N$ em folhas mais velhas em comparação com folhas mais novas, no que foi interpretado como consequência de discriminação catabólica e realocação de compostos de nitrogênio das folhas mais velhas

(GEBAUER; SCHULZE, 1991; GEBAUER et al., 1994). Além disso, molecular heterogeneidade (YONEYAMA et al., 1998) e discriminação durante a perda de aminas ou amônia volátil durante a hidrólise de proteínas que acompanham a senescência das folhas podem conduzir à essas diferenças isotópicas observadas nos reservatórios internos de nitrogênio (SHEARER; KOHL, 1986).

Finalmente, ao longo dos 30 cm de perfil de solo, um enriquecimento de $\delta^{15}N$ foi observado (Figura 22) em ambas as áreas, equivalendo a 1,2 ‰ na área Submontana e 0,9 ‰ na Montana. O padrão clássico de enriquecimento ao longo do perfil de solo sugerido por Natelhoffer e Fry (1988) para florestas tropicais ou temperadas é de 2‰. Balbinot (2009) encontrou uma diferença de $\delta^{15}N$ de 2,5 ‰ em áreas de Floresta Atlântica do litoral paranaense. Bustamante et al. (2014) evidenciou ainda mais esse enriquecimento ao analisar uma profundidade de 0 – 200 cm em solos de Cerrado, em que o $\delta^{15}N$ variou de 3,5 a 13‰. Ometto et al. (2006), por sua vez, observaram valores que variaram de 7,5 a 11,5 ‰ ao longo do perfil de 0 – 50 cm em solos da Amazônia. Esse aumento de $\delta^{15}N$ com a profundidade associado à redução da concentração de nitrogênio (Figura 15b e 22) é uma tendência recorrente em solos e comumente atribuído à preferencia pelo ^{14}N em relação ao ^{15}N durante os processos de nitrificação e desnitrificação, resultando em baixa fração do isótopo pesado nos produtos dessas reações e consequente enriquecimento dos resíduos (NATELHOFFER; FRY, 1988). Outros fatores controlando a dinâmica do solo e sua composição isotópica são: (i) composição isotópica do nitrogênio entrando por deposição atmosférica; (ii) idade do solo e sua relação com os processos de ciclagem de nutrientes diferindo em função da importância relativa de N versus P (ou outro elemento) como nutriente limitante ao longo do tempo (VITOUSEK; SHEARER; KOHL, 1989; MARTINELLI et al., 1999; BRENNER et al., 2001); (iii) posição topográfica, em que a área pode estar sujeita ao acúmulo de água e criar condições anaeróbias favorecedoras de desnitrificação e acúmulo residual de ^{15}N (KARAMANOS; RENNIE, 1980) ou mesmo, declividade promovendo a remoção e transporte erosivo de material do solo, que sob baixos tempos de residência estão submetidos à renovação constante (MCKEAN et al., 1993; HEIMSATH et al., 1997) e apresentam tendência de decrescimento do $\delta^{15}N$ em até 2‰ em uma dada área, aproximando os valores daquele atmosférico; e (iv) material de origem do solo, que podem afetar os valores de $\delta^{15}N$ em ao menos 3‰ (MATZEK, 1999; AMUNDSON et al., 2003).

Figura 22 - Composição isotópica de nitrogênio ($\delta^{15}N$, ‰) ao longo do perfil do solo, em cada um dos Sítios amostrais, Submontana e Montana



Fonte: Primária (2017).

Portanto, os maiores valores de $\delta^{15}N$ encontrados em folhas, serrapilheira e solo amostrados na fitofisionomia Submontana, em comparação àqueles da Montana, podem estar associados, essencialmente, a três fatores: (i) declividade do solo, que promovem a renovação constante do solo e remoção da camada superficial de serrapilheira por escoamento hídrico superficial no Sítio Montana (empobrecendo o $\delta^{15}N$), ou mesmo associada à maior erosão hídrica (lixiviação/eluviação), devido aos elevados índices pluviométricos na área Submontana, que favorecem o acúmulo residual de ^{15}N, enriquecendo este solo; (ii) o retorno de nitrogênio em maior fluxo no material vegetal empobrecido em ^{15}N observado no Sítio Montana; e (iii) à desnitrificação favorecida pelas maiores temperaturas na área Submontana, deixando no solo material enriquecido em ^{15}N,.

Embora as enzimas responsáveis pela assimilação e transformação de compostos de nitrogênio discriminem contra ^{15}N, esta é somente evidenciada quando a demanda por nitrogênio é baixa em comparação com o suprimento (EVANS et al., 1996; HÖGBERG et al., 1999; MICHENER; LAJTHA, 2007). Considerando que a fixação biológica de nitrogênio é preferivelmente realizada quando a disponibilidade deste nutriente é limitada, pois o custo energético desse processo é alto, é possível que os ecossistemas estudados apresentem menor limitação em nitrogênio e, talvez, por esse motivo, a composição isotópica de nitrogênio foliar acaba por não refletir diretamente os valores do solo.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A distribuição dos valores de biomassa viva acima do solo evidenciou a ampla variação e significativa contribuição dos fragmentos de Floresta Atlântica ao estoque de biomassa e sequestro de carbono atmosférico e, consequentemente, a importância da preservação dessas áreas frente ao cenário de mudanças ambientais globais. Além disso, considerando o envolvimento do Brasil em programas como o REDD+, é importante desenvolver modelos locais, avaliar e estabelecer o grau de especificidade de tais modelos. Estes devem considerar cada fitofisionomia de cada bioma florestal e suas espécies, ou tipo funcional, dada a grande diversidade florestal brasileira, a fim de garantir a valorização de seus recursos.

Quanto à produção e estoque de serrapilheira, não foi encontrada nenhuma associação direta significativa com gradiente latitudinal (e de temperatura) ou altitudinal (localmente) e características meteorológicas. Mas indiretamente, podem estar associados às condicionantes climáticas determinantes da formação florestal, seu conjunto de espécies, e densidade da vegetação. Contrariando o esperado, as fitofisionomias estudadas não apresentaram diferença significativa entre esses valores.

Os resultados, mais uma vez, evidenciaram a tendência (visto que diferentemente da maioria dos estudos, aqui foram analisados perfis de solo de 0 – 30 cm, apenas) de existirem maiores estoques de carbono e nitrogênio na porção abaixo do solo (neste estudo, sob forma de matéria orgânica do solo) encontrada em outras porções de Floresta Atlântica (VIEIRA et al., 2011).

Por fim, os estudos ambientais usando isótopos estáveis mostraram-se uma ferramenta poderosa na análise da dinâmica de nutrientes em ecossistemas florestais, destacando-se nesse caso, os efeitos das condições climáticas e dinâmicas ambientais sobre a distribuição e movimentação do carbono e nitrogênio nos compartimentos planta-solo nas fitofisionomias de Floresta Atlântica aqui estudadas. Em comparação a outras porções de Floresta Atlântica investigadas, em outras latitudes, estas áreas subtropicais parecem ter retratado em sua composição isotópica as condições de disponibilidade de luz diária reduzida e de menores temperaturas, e que provocam mudanças morfológicas e fisiológicas em plantas e na dinâmica microbiológica do solo. Além disso, localmente, a composição isotópica parece refletir o favorecimento dos diferentes processos de decomposição e lixiviação/eluviação pelas condições meteorológicas locais da porção Submontana (maiores precipitação e temperatura) em comparação com a Montana. Enquanto que características do terreno, como o fator

declividade, acabam por ocasionar mudanças na dinâmica biológica, confirmando a hipótese de favorecimento da fixação biológica de nitrogênio atmosférico, assim como provocam movimentação e renovação do solo, alterando, dessa forma, a dinâmica de ciclagem de nutrientes.

De maneira geral, os resultados obtidos com este trabalho confirmaram as hipóteses consideradas com base em características de Floresta Atlântica. Contudo, diferenças entre as áreas quanto à produção e estoque de serrapilheira, e ao fluxo de carbono e nitrogênio (via serrapilheira) contrariaram o esperado. Acredita-se que isso se deva ao fato de ser pequena a faixa altitudinal analisada, em comparação aos estudos tidos como referência.

REFERÊNCIAS

AB'SABER, A. N. **Os domínios de natureza no Brasil:** potencialidades paisagísticas. São Paulo: Ateliê Editorial, 2003.

ACEÑOLAZA, P. G.; ZAMBONI, L. P.; LANCHO, J. F. G. Aporte de hojarasca en bosques del predelta del río Paraná (Argentina). **Bosque**, Valdivia, v. 30, n. 3, p. 135-145, 2009.

ADAMS, M. A.; ATTIWILL, P.M. Nutrient cycling and nitrogen mineralization in eucalypt forests of south-eastern Australia. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 92, n. 3, p. 341-362, 1986.

AFFEK H. P.; YAKIR D. The stable isotopic composition of atmospheric CO_2. In: HOLLAND, H. D.; TUREKIAN, K. K. (Ed.). **Treatise on geochemistry**. 2. ed. Amsterdam: Elsevier, 2014. p. 179-212.

ALAM, K.; NIZAMI, S. M. Assessing biomass expansion factor of Birch Tree Betula utilis D. DON. **Open Journal of Forestry**, Irvine, 2014. DOI: 10.4236/ojf.2014.43024.

ÁLVAREZ-DÁVILA, E. et al. Forest biomass density across large climate gradients in northern South America is related to water availability but not with temperature. **PloS One**, San Francisco, v. 12, n. 3, p. e0171072, 2017.

ALVES, L. F. et al. Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil). **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 260, n. 5, p. 679-691, 2010.

AMARO, M. A. et al. Estoque volumétrico, de biomassa e de carbono em uma Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 37, n. 5, p. 849-857, 2013.

AMORIM, M. A. et al. Origem e dinâmica da deposição dos sedimentos superficiais na Várzea do Lago Grande de Curuai, Pará, Brasil. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 39, n. 1, p. 165-172, 2009.

AMUNDSON, R. et al. Global patterns of the isotopic composition of soil and plant nitrogen. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, DC, v. 17, n. 1, 2003. doi:10.1029/2002GB001903.

ANDERSON, J. M.; INGRAM, J. S. I. **Tropical soil biology and fertility**: Programme Methods Handbook. Wallingford: CABS International, 1989.

ANDERSON, J. M.; SPENCER, T. **Carbon, nutrient and water balances of tropical rain forest ecosystems subject to disturbance**. Paris: UNESCO, 1991. 95 p. (Man and Biosphere Digest, 7).

ANDERSON, J. M.; PROCTOR, J.; VALLACK, H. W. Ecological studies in four contrasting lowland rain forests in Gunung Mulu National Park, Sarawak: III. Decomposition processes and nutrient losses from leaf litter. **The Journal of Ecology**, Oxford, v. 71, p. 503-527, 1983.

ANDRADE, R. L. et al. Deposição de serrapilheira em área de Caatinga na RPPN “Fazenda Tamanduá”, Santa Terezinha-PB. **Revista Caatinga**, v. 21, n. 2, p. 223-230, 2008.

ARAÚJO, T. M.; HIGUCHI, N.; DE CARVALHO JÚNIOR, J. A. Comparison of formulae for biomass content determination in a tropical rain forest site in the state of Pará, Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 117, n. 1, p. 43-52, 1999.

ARAÚJO SKORUPA, A. L. et al. Propriedades de solos sob vegetação nativa em Minas Gerais: distribuição por fitofisionomia, hidrografia e variabilidade espacial. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, n. 1, p. 11-22, 2012.

ARCOVA, F. C. S.; CICCO, V. de. Fluxo de nutrientes através da precipitação interna e escoamento pelo tronco em floresta natural secundária no Parque Estadual da Serra do Mar, Núcleo Cunha, SP. **Boletim Técnico do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 41, n. 1, p. 37-58, 1987.

ASNER, G. P. et al. Estimating canopy structure in an Amazon forest from laser range finder and IKONOS satellite observations. **Biotropica**, Washington, DC, v. 34, n. 4, p. 483-492, 2002.

ASSOCIAÇÃO DE PRESERVAÇÃO DO MEIO AMBIENTE E DA VIDA - APREMAVI. **Biodiversidade**. Rio do Sul, SC, 2017. Disponível em: <http://www.apremavi.org.br/mata-atlantica/biodiversidade/> Acesso em: 04 abr. 2017.

BACKES, A.; PRATES, F. L.; VIOLA, M. G. Produção de serrapilheira em floresta ombrófila mista, em São Francisco de Paula, Rio Grande do Sul, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 19, p. 155-160, 2005.

BALBINOT, R. **Implantação de florestas geradoras de créditos de carbono**: estudo de viabilidade no sul do Estado do Paraná, Brasil. 2004. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004.

BALBINOT, R. **Carbono, nitrogênio e razões isotópicas $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ no solo e vegetação de estágios sucessionais de Floresta Ombrófila Densa Submontana.** 2009. 103 p. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2009.

BAKER, T. R. et al. Increasing biomass in Amazonian forest plots. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, London, v. 359, n. 1443, p. 353-365, 2004a.

BAKER, T. R. et al. Variation in wood density determines spatial patterns in Amazonian forest biomass. **Global Change Biology**, Oxford, v. 10, n. 5, p. 545-562, 2004b.

BARBOSA, A. **Estudos preliminares sobre o Campo Térmico de Joinville, SC**. 2009. Dissertação (Mestrado) - Centro de Filosofia e Ciências Humanas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009.

BARBOSA, M. D. et al. Carbono e nitrogênio em folhedo em processo de decomposição em área de Caatinga. In: JORNADA DE ENSINO, PESQUISA E EXTENSÃO - JEPEX, 2010, Recife. Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 2010.

BARBOSA, R. I.; FERREIRA, C. A. C. Biomassa acima do solo de um ecossistema de "campina" em Roraima, norte da Amazônia Brasileira. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 34, n. 4, p. 577-586, 2004.

BARBOSA, T. C. **Quantificação de biomassa e carbono da parte aérea em uma área de Mata Atlântica, na Serra da Cantareira, São Paulo.** 2015. 101 p. Tese (Doutorado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2015.

BARBOSA, V. et al. Biomassa, carbono e nitrogênio na serrapilheira acumulada de florestas plantadas e nativa. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 24, e20150243, 2017.

BARNI, P. E. et al. Spatial distribution of forest biomass in Brazil's state of Roraima, northern Amazonia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 377, p. 170-181, 2016.

BARRETO, T. G. et al. Dinâmica da biomassa e do carbono em fragmento urbano de floresta ombrófila mista. **Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, v. 10, n. 18, p. 1300-1315, 2014.

BASSOW, S. L.; BAZZAZ, F. A. Intra-and inter-specific variation in canopy photosynthesis in a mixed deciduous forest. **Oecologia**, Berlin, v. 109, n. 4, p. 507-515, 1997.

BEER, J. Litter production and nutrient cycling in coffee (*Coffea arabica*) or cacao (Theobroma cacao) plantations with shade trees. **Agroforestry Systems**, Heidelberg, v. 7, n. 2, p. 103-114, 1988.

BEHLING, H.; PILLAR, V.D. Late quaternary vegetation, biodiversity and fire dynamics on the southern Brazilian highland and their implication for conservation and management of modern Araucaria forest and grassland ecosystems. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences**, London, v. 362, p. 243–251, 2007.

BERNOUX, M. et al. Modeling vertical distribution of carbon in Oxisoils of Western Brazilian Amazon (Rondônia). **Soil Science**, New Brunswick, v. 163, n. 12, p. 941-951, 1998.

BERRY, S. C.; VARNEY, G. T.; FLANAGAN, L. B. Leaf $\delta\ ^{13}C$ in *Pinus resinosa* trees and understory plants: variation associated with light and CO 2 gradients. **Oecologia**, Berlin, v. 109, n. 4, p. 499-506, 1997.

BIANCHIN, J. E. et al. Deposição de fitomassa em formações secundárias na Floresta Atlântica do Paraná. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 23, n. 4, p. 524-533, 2016.

BOLIN, B. et al. **The major biogeochemical cycles and their interactions.** Hoboken: John Willey, 1983. 554 p. (SCOPE Report, 21). Disponível em: <http://www.scopenvironment.org/downloadpubs/scope21/index.html>. Acesso em: 20 mar. 2015.

BORÉM, R. A. T.; RAMOS, D. P. Variação estacional e topográfica de nutrientes na serrapilheira de um fragmento de mata atlântica. **Cerne**, Lavras, v. 8, n. 2, p. 42-59, 2002.

BORGES, A. V. P.; ANGELO, A. C. **Estoque de serrapilheira em uma área de restauração florestal no litoral do Paraná.** 2016. Monografia (Graduação) - Setor de Ciências Agrárias, Curso de Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2016. Disponível em: <http://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/45576>.

BORGO, M. **A Floresta Atlântica do litoral norte do Paraná, Brasil**: aspectos florísticos, estruturais e estoque de biomassa ao longo do processo sucessional. 2010. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2010.

BORMANN, F. H.; LIKENS, G. E. **Pattern and process in a forested ecosystem.** Heidelberg: Springer, 1979.

BRANDON, K. **Ecosystem Services from Tropical Forests:** review of current science. Washington, DC: Center for Global Development, 2014. (CGD Working Paper, 380).

BRASIL. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. **Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil**. Brasília, 2013.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Portaria nº 443, de 17 de dezembro de 2014**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/informma/itemlist/category/166-atualizacao-das-listas-de-especies-ameacadas>. Acesso em: 09 set. 2017.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Biodiversidade.** Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/sca/ppg7/mataatla/biodiver.html>. Acesso em: 04/ abr. 2017.

BRENNER, D. L. et al. Soil N and 15 N variation with time in a California annual grassland ecosystem. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, Oxford, v. 65, n. 22, p. 4171-4186, 2001.

BRESHEARS, D. D. et al. Regional vegetation die-off in response to global-change-type drought**. Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA**, Washington, DC, v. 102, n. 42, p. 15144-15148, 2005.

BRIDSON, D.; FORMAN, L. **The Herbarium Handbook.** Kew: Royal Botanical Garden, 1998.

BRINCK, K. et al. High resolution analysis of tropical forest fragmentation and its impact on the global carbon cycle. **Nature Communications**, London, v. 8, p. 14855, 2017.

BROWN, I. F. et al. Uncertainty in the biomass of Amazonian forests: an example from Rondonia, Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 75, n. 1-3, p. 175–189, 1995.

BROWN, J. H. et al. The fractal nature of nature: power laws, ecological complexity and biodiversity. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, London, v. 357, n. 1421, p. 619-626, 2002.

BROWN, S. **Estimating biomass and biomass change in tropical forest**. A primer. Rome: FAO, 1997. 55 p. (Forestry Paper, 134).

BROWN, S.; LUGO, A. Aboveground biomass estimates for tropical moist forest of the Brazilian Amazon. **Interciencia**, Caracas, v. 17, 1, p. 8–18, 1992.

BROWN, S.; GILLESPIE JUNIOR, A.; LUGO, A. E. Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. **Forest Science**, Amsterdam, v. 35, n. 4, p. 881-902, 1989.

BROWN JUNIOR, K. S. Conclusion, synthesis and alternative hypotheses. In: WHITMORE, T. C.; PRANCE, G. T. (Ed.). **Biogeography and quaternary history in tropical America**. Oxford, UK: Oxford University Press, 1987. p. 175–196.

BRUNN, M. et al. Temperature and precipitation effects on δ 13 C depth profiles in SOM under temperate beech forests. **Geoderma**, Amsterdam, v. 235, p. 146-153, 2014.

BUCHMANN, N. et al. Interseasonal comparison of CO 2 concentrations, isotopic composition, and carbon dynamics in an Amazonian rainforest (French Guiana). **Oecologia**, Berlin, v. 110, n. 1, p. 120-131, 1997.

BUNKER, D. E. et al. Species loss and aboveground carbon storage in a tropical forest. **Science**, Washington, DC, v. 310, n. 5750, p. 1029-1031, 2005.

BURGER, D. M. **Modelos alométricos para a estimativa da fitomassa de Mata Atlântica na Serra do Mar, SP**. 2005. Tese (Doutorado em Ciências) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 2005.

BURGER, D. M.; DELITTI, W. B. C. Allometric models for estimating the phytomass of a secondary Atlantic Forest area of southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 8, n. 4, p. 131-136, 2008.

BUSTAMANTE, M. M. C. et al. N15 natural abundance in woody plants and soils of central Brazilian savannas (Cerrado). **Ecological Applications**, Washington, DC, v. 14, p. 200-213, 2004.

BUTTERBACH-BAHL, K. et al. Nitrogen processes in terrestrial ecosystems. In: SUTTON, M. A. et al. (Ed.). **The European nitrogen assessment**: sources, effects and policy perspectives. Cambridge: Cambridge University Press, 2011. p. 99-125.

CABRAL, G. A. L.; SAMPAIO, E. V. S. B.; ALMEIDA-CORTEZ, J. S. Estrutura especial e biomassa da parte aérea em diferentes estádios sucessionais de Caatinga, em Santa Terezinha, Paraíba. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife, v. 6, p. 566-575, 2013.

CAIRNS, M. A. et al. Root biomass allocation in the world's upland forests. **Oecologia**, Berlin, v. 111, p. 1–11, 1997.

CAIT. **CAIT Climate Data Explorer**. 2012. Disponível em: <http://cait2.wri.org/historical/>. Acesso em: 28 nov. 2016.

CALDATO, S. L.; FLOSS, P. A.; FLOSS, E. C. S. Producción y descomposición de hojarasca en la selva ombrófila mixta en el sur de Brasil. **Bosque**, Valdivia, v. 31, n. 1, p. 3-8, 2010.

CALDEIRA, M. V. W. et al. Quantificação de serrapilheira e de nutrientes–Floresta Ombrófila Mista Montana–Paraná. **Revista Acadêmica**, Curitiba, v. 5, n. 2, p. 101-116, 2007.

CALVI, G. P.; PEREIRA, M. G.; ESPÍNDULA JUNIOR, A. Produção de serrapilheira e aporte de nutrientes em áreas de floresta atlântica em Santa Maria de Jetibá, ES. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 19, n. 2, p. 131-138, 2009.

CARDINALE, B. J. et al. Impacts of plant diversity on biomass production increase through time because of species complementarity. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA**, Washington, DC, v. 104, n. 46, p. 18123-18128, 2007.

CARNEIRO, E. M. S. **Avaliação da produção de serrapilheira e a dinâmica de macronutrientes em duas áreas de regimes hídricos distintos no Pantanal de Poconé – MT.** 2015. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade de Cuiabá, Cuiabá, MT. 2015.

CARNAVAL, A. C. et al. Stability predicts genetic diversity in the Brazilian Atlantic forest hotspot. **Science**, Washington, DC, v. 323, p. 785–789, 2009.

CARNEVALE, N. J.; LEWIS, J. P. Litterfall and organic matter decomposition in a seasonal forest of the eastern Chaco (Argentina). **Revista de Biología Tropical**, San José, v. 49, n. 1, p. 203-212, 2001.

CARPANEZZI, A. A. **Banco de sementes e deposição de folhedo e seus nutrientes em povoamentos de bracatinga (Mimosa scabrella Bentham) na região metropolitana de Curitiba PR**. 1997. 177 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1997.

CARVALHO, P. V. de. **Estudo do fluxo de CO2 e do estoque de Carbono do solo em área de interflúvio no Pantanal município de Poconé Mato Grosso.** 2013. 68 p. Dissertação (Mestrado em Física Ambiental) - Instituto de Física, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2013.

CARVALHO, D. C. de et al. Carbon and nitrogen stock and natural abundance of $\delta^{13}C$ in the Pirapitinga Ecological Station, MG. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 24, e20150092, 2017. http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.009215.

CASTILHO, C. V. et al. Variation in aboveground tree live biomass in a central Amazonian Forest: Effects of soil and topography. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 234, n. 1, p. 85-96, 2006.

CASTRO, E. A.; KAUFFMAN, J. B. Ecosystem structure in the Brazilian Cerrado: a vegetation gradient of aboveground biomass, root mass and consumption by fire. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 14, n. 3, p. 263-283, 1998.

CASTRO-IZAGUIRRE, N. et al. Tree diversity enhances stand carbon storage but not leaf area in a subtropical forest. **PloS One**, San Francisco, v. 11, n. 12, p. e0167771, 2016.

CATOVSKY, S.; BRADFORD, M. A.; HECTOR, A. Biodiversity and ecosystem productivity: implications for carbon storage. **Oikos**, Copenhagen, v. 97, n. 3, p. 443-448, 2002.

CÉSAR, O. Produção de serrapilheira na mata mesófila semidecídua da Fazenda Barreiro Rico, município de Anhembi, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, São Paulo, v. 53, n. 4, p. 671-681, 1993.

CHAPIN, F. S. III. The mineral nutrition of wild plants. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 11, p. 233-260, 1980.

CHAPIN, F. S. III; OECHEL, W. C. Photosynthesis, respiration, and phosphate absorption by *Carex aquatilis* ecotypes along latitudinal and local environmental gradients. **Ecology**, Hoboken, v. 64, n. 4, p. 743-751, 1983.

CHAPIN, F. S. III; MATSON, P. A.; MOONEY, H. A. **Principles of terrestrial ecosystem ecology**. Berlin: Springer-Verlag, 2002.

CHAPMAN, S. K. et al. Plants actively control nitrogen cycling: uncorking the microbial bottleneck. **New Phytologist**, London, v. 169, n. 1, p. 27-34, 2006.

CHARITY, S. et al. (Ed.). **Living Amazon Report 2016:** A regional approach to conservation in the Amazon. Brasília, DF; Quito: WWF Living Amazon Initiative, 2016. Disponível em: <https://c402277.ssl.cf1.rackcdn.com/publications/889/files/original/LIVING_AMAZON__REPORT_2016_MID_RES_SPREADS.pdf?1465588596>. Acesso em: 30 jun. 2017.

CHAVE, J. et al. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia**, Berlin, v. 145, n. 1, p. 87-99, 2005.

CHAVE, J. et al. Regional and phylogenetic variation of wood density across 2456 neotropical tree species. **Ecological Applications**, Washington, DC, v. 16, n. 6, p. 2356-2367, 2006.

CHAVE, J. et al. Above-ground biomass and productivity in a rain forest of eastern South America. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 24, n. 4, p. 355-366, 2008.

CHAVE, J. et al. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, Oxford, v. 20, n. 10, p. 3177-3190, 2014.

CHAVE, J.; RIÉRA, B.; DUBOIS, M. Estimation of biomass in a Neotropical forest in French Guiana: spatial and temporal variability. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 17, p. 79–96, 2001.

CHOAT, B. et al. Global convergence in the vulnerability of forests to drought. **Nature**, v. 491, n. 7426, p. 752-755, 2012.

CHURKINA, G. et al. Synergy of rising nitrogen depositions and atmospheric CO2 on land carbon uptake moderately offsets global warming. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, DC, v. 23, n. 4, 2009.

CIANCIARUSO, M.V. et al. Produção de serrapilheira e decomposição do material foliar em um cerradão na Estação Ecológica de Jataí, município de Luiz Antônio, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 20, p. 49-59, 2006.

CLARK, D. A. et al. Measuring net primary production in forests: concepts and field methods. **Ecological Applications**, Washington, DC, v. 11, n. 2, p. 356-370, 2001.

CLARK, D. B.; KELLNER, J. R. Tropical forest biomass estimation and the fallacy of misplaced concreteness. **Journal of Vegetation Science**, Bethesda, v. 23, n. 6, p. 1191-1196, 2012.

COLETTA, L. D. et al. Isotopic view of vegetation and carbon and nitrogen cycles in a cerrado ecosystem, southeastern Brazil. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 66, n. 4, p. 467-475, 2009.

COLOMBO, A. F.; JOLY, C. A. Brazilian Atlantic Forest lato sensu: the most ancient Brazilian forest, and a biodiversity hotspot, is highly threatened by climate change. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 70, n. 3, p. 697-708, 2010.

COMFLORESTA. **Mapa detalhado de solos.** Escala: 1:12000Fazenda Abaeté II. Joinville, SC, 2016.

COMITÊ DE GERENCIAMENTO DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS CUBATÃO E CACHOEIRA – CCJ. **Recursos hídricos** – Planos. Joinville, SC, 2017. Disponível em: <http://www.cubataojoinville.org.br/index.php?site=recursos_planos&tipo=3>. Acesso em: 12 mar. 2017.

CONSERVATION INTERNATIONAL. **The World's 10 Most Threatened Forest Hotspots**. Arlington, VA, 2011. Disponível em: <http://www.conservation.org/NewsRoom/pressreleases/Pages/The-Worlds-10-Most-Threatened-Forest-Hotspots.aspx 2011>. Acesso em: 06 abr. 2017.

CONDEZ, T. H. **Efeitos da fragmentação da floresta na diversidade e abundância de anfíbios anuros e lagartos de serrapilheira em uma paisagem do Planalto Atlântico de São Paulo**. 2008. 190 p. Dissertação (Mestrado em Biotecnologia) – Instituto Butantan, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

CORREIA, G. G. S. et al. Estoque de serrapilheira em floresta em restauração e em floresta atlântica de tabuleiro no sudeste brasileiro. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 40, n. 1, p. 13-20, 2016.

CORREIA, M. E. F.; ANDRADE, A. G. Formação de serrapilheira e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G. A. et al. (Org.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo-ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Metrópole, 2008.

COSTA, C. C. et al. Produção de serrapilheira na Caatinga da Floresta Nacional do Açu-RN. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, p. 246-248, 2007. Suplemento 1.

COSTA, M. G. et al. Leguminosas arbóreas para recuperação de áreas degradadas com pastagem em Conceição de Macabu, Rio de Janeiro, Brasil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 42, n. 101, p. 101-112, 2014.

COSTA JUNIOR, C. et al. Carbono total e δ13C em agregados do solo sob vegetação nativa e pastagem no bioma cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, n. 4, p. 1241-1252, 2011.

CREWS, T. E. The presence of nitrogen fixing legumes in terrestrial communities: Evolutionary vs ecological considerations. In: TOWNSEND, A. R. (Ed.). **New perspectives on nitrogen cycling in the temperate and tropical Americas.** Dordrecht: Springer, 1999. p. 233-246.

CUNHA, G. C. et al. Dinâmica nutricional em floresta estacional decidual com ênfase aos minerais provenientes da deposição da serrapilheira. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 3, n. 1, p. 19-39, 1993.

CUNHA, G. M.; GAMA-RODRIGUES, A. C. Does nutrient cycling differ between fragments of Atlantic Forest with distinct structural aspects? A case study in the state of Rio de Janeiro, Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 28, n. 4, p. 609-616, 2014.

CUNHA, G. M. et al. Biomassa e estoque de carbono e nutrientes em florestas montanas da Mata Atlântica na região norte do estado do Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 5, p. 1175-1185, 2009.

DE JONG, B. et al. **Base de datos con ecuaciones alométricas de árboles y arbustos de bosques y selvas de México.** Villahermosa: El Colegio de la Frontera Sur Unidad, 2009.

DE MATTOS, E. A. et al. Variação espacial e temporal em parâmetros fisioecológicos de plantas. In: ROCHA, C. F. D.; ESTEVES, F. A.; SCARANO, F. R. (Ed.). **Pesquisas de longa duração na restinga de Jurubatiba**. Ecologia, história natural e conservação. São Carlos: RiMa, 2004. p. 99-116.

DEAN, W. **With broadax and firebrand**: the destruction of the Brazilian Atlantic Forest. Berkeley: University of California Press, 1997.

DELBART, N. et al. Mortality as a key driver of the spatial distribution of aboveground biomass in Amazonian forest: results from a dynamic vegetation model. **Biogeosciences**, New York, v. 7, n. 10, p. 3027-3039, 2010.

DELLA POSSAMAI, Aline. **Pteridófitas como indicadores ecológicos: revisão geral e aplicações em Santa Catarina**. 2016. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade de Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016.

DE VRIES, W.; DU, E.; BUTTERBACH-BAHL, K. Short and long-term impacts of nitrogen deposition on carbon sequestration by forest ecosystems. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, Maryland Heights, v. 9, p. 90-104, 2014.

DEWALT, S. J.; CHAVE, J. Structure and biomass of four Lowland Neotropical Forests. **Biotropica**, Washington, DC, v. 36, n. 1, p. 7-19, 2004.

DENTENER, F. et al. Nitrogen and sulfur deposition on regional and global scales: a multimodel evaluation. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, DC, v. 20, n. 4, 2006. doi:10.1029/2005GB002672.

DIAS, H. C. T.; OLIVEIRA FILHO, A. T. Variação temporal e espacial da produção de serrapilheira em uma área de floresta estacional semidecídua Montana em Lavras-MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 21, n. 1, p. 11-26, 1997.

DICKOW, K. M. C. et al. Litter production in different successional stages of a subtropical secondary rain forest, in Antonina, PR. **Cerne**, Lavras, v. 18, n. 1, p. 75-86, 2012.

DINIZ, A. R. et al. Biomassa, estoques de carbono e de nutrientes em estádios sucessionais da Floresta Atlântica, RJ. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v. 10, n. 3, p. 443-451, 2015.

DITTMAR, T. et al. Continuous flux of dissolved black carbon from a vanished tropical forest biome. **Nature Geoscience**, London, v. 5, n. 9, p. 618-622, 2012.

DORTZBACH, D. et al. Estoque de C e abundância natural de 13C em razão da conversão de áreas de floresta e pastagem em bioma Mata Atlântica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 6, p. 1643-1660, 2015.

DURIGAN, G. Métodos para análise de vegetação arbórea. In: CULLEN JÚNIOR, L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Ed.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre.** Curitiba: Universidade Federal do Paraná; Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2003. 667 p.

DYBZINSKI, R. et al. Evolutionarily stable strategy carbon allocation to foliage, wood, and fine roots in trees competing for light and nitrogen: an analytically tractable, individual-based model and quantitative comparisons to data. **The American Naturalist**, Chicago, v. 177, n. 2, p. 153-166, 2011.

EHLERINGER, J. R. et al. Leaf carbon isotope and mineral composition in sub-tropical plants along an irradiance cline. **Oecologia**, Berlin, v. 70, p. 520-526, 1986.

EISSENSTAT, D. M.; YANAI, R. D. The ecology of root lifespan. **Advances in Ecological Research**, London, v. 27, p. 1-60, 1997.

EMBRAPA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. **Manual de métodos de análises de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, CNPS, 1997.

EPAGRI/CIRAM. **Agroconnect.** Florianópolis, SC, 2017. Disponível em: <http://www.ciram.sc.gov.br/agroconnect/>. Acesso em: 10 jan. 2017.

ESCOBAR, L. F. **Emissão de Gases de Efeito estufa em sistemas de manejo em solo do planalto médio do Rio Grande do Sul.** 2008. Tese (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2008.

ESPIG, S. A. et al. Sazonalidade, composição e aporte de nutrientes da serrapilheira em fragmento de mata atlântica. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 33, n. 5, p. 949-956, 2009.

EVANS, J. R. Photosynthesis and nitrogen relationships in leaves of C_3 plants. **Oecologia**, Berlin, v. 78, p. 9-19, 1989.

EVANS, R. D. et al. Nitrogen isotope composition of tomato (*Lycopersicon esculentum* Mill. cv. T-5) grown under ammonium or nitrate nutrition. **Plant Cell and Environment**, Hoboken, v. 19, p. 1317–1323, 1996.

FACELLI, J. M.; PICKETT, S. T. A. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. **The Botanical Review**, Bronx, v. 57, p. 1-32, 1991.

FAO. **Global forest resources assessment 2010**. Rome, 2010. (Forestry Paper, 163).

FARQUHAR, G. D. et al. On the relationship between carbon isotope discrimination and the intercellular carbon dioxide concentration in leaves. **Australian Journal of Plant Physiology**, Melbourne, v. 9, p. 121-137, 1982.

FARQUHAR, G. D. et al. Carbon isotope discrimination and photosynthesis. **Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, Palo Alto, v. 40, p. 503-537, 1989.

FELDPAUSCH, T. R. et al. Tree height integrated into pantropical forest biomass estimates. **Biogeosciences**, New York, v. 9, p. 3381-3403, 2012.

FEREZ, A. P. C. **Efeito de práticas silviculturais sobre as taxas iniciais de sequestro de carbono em plantios de restauração da mata atlântica**. 2010. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

FERNANDES, C. A. F. **Avaliação da qualidade do solo em áreas de cacau cabruca, mata e policultivo no sul da Bahia**. 2008. 85 p. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) – Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, 2008.

FERNÁNDEZ-MARTÍNEZ, M. et al. Nutrient availability as the key regulator of global forest carbon balance. **Nature Climate Change**, London, v. 4, n. 6, p. 471-476, 2014.

FERREIRA, M. L.; UCHIYAMA, E. A. Litterfall assessement in a fragment of secondary tropical forest, Ibiúna, SP, southeastern Brazil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 39, n. 5, p. 791-799, 2015.

FERREIRA, M. L. et al. Litter fall production and decomposition in a fragment of secondary Atlantic Forest of São Paulo, SP, Southeastern Brazil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 38, n. 4, p. 591-600, 2014.

FERREIRA, R. L. C. et al. Deposição e acúmulo de matéria seca e nutrientes em serrapilheira em um bosque de sabiá (*Mimosa caesalpiniifolia* Bentth.). **Revista Árvore**, Viçosa, v. 31, n. 1, p. 7-12, 2007.

FIDALGO, O.; BONONI, V. L. (Coord.). **Técnicas de coleta, preservação e herborização de material botânico**. São Paulo: Instituto de Botânica, 1984. (Manual, 4).

FINÉR, L. et al. Factors causing variation in fine root biomass in forest ecosystems. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 261, n. 2, p. 265-277, 2011.

FLOR, I. C. **Herbivoria e produção de serrapilheira em remanescentes florestais da floresta ombrófila densa sob diferentes estágios sucessionais, no sul de Santa Catarina.** 2014. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2014.

FORSTER, H. W.; MELO, A. C. G. Biomassa aérea e de raízes em arvores de reflorestamentos heterogêneos no vale do Paranapanema, SP. **IF Série Registros**, São Paulo, n. 31, p. 153-157, 2007.

FORZZA, R. C. et al. **Catálogo de plantas e fungos do Brasil.** [online]. Rio de Janeiro: Andrea Jakobsson Estúdio; Instituto de Pesquisa Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2010. v. 2, 828 p.

FRIEDLINGSTEIN, P. et al. Climate-carbon cycle feedback analysis. Results form the C4MIP model inter comparison. **Journal of Climate**, Boston, v. 19, p. 3337–3353, 2006.

FRY, B. **Stable isotope ecology**. 3. ed. Heidelberg: Springer, 2008. 315 p.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. **Atlas Remanescentes Florestais de Santa Catarina**. São Paulo, 2012. Disponível em: <http://www.sosma.org.br/>. Acesso em: 10 abr. 2015.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. **Desmatamento da Mata Atlântica cresce quase 60% em um ano**. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/106279/ desmatamento-da-mata-atlantica-cresce-quase-60-em-um-ano/>. Acesso em: 06 set. 2017.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica**: período 2015-2016. São Paulo, 2017.

FUNDACIÓN VIDA SILVESTRE ARGENTINA; WWF. **State of the Atlantic Forest Report 2017:** Three Countries, 148 Million People, One of the Richest Forests on Earth. Puerto Iguazú, Argentina, 2017. Disponível em: <http://www.wwf.org.br/?56542>. Acesso em: 06 abr. 2017.

GAMA-RODRIGUES, A. C. Ciclagem de nutrientes em sistemas agroflorestais: funcionalidade e sustentabilidade. In: MULLER, M. W. **Sistema agroflorestais, tendência da agricultura ecológica nos trópicos**: Sustento da vida e sustento de vida. 1. ed. Ilhéus, BA: SBSA; CEPLAC; Universidade Estadual do Norte Fluminense, 2004. p. 1-30.

GARTEN, C. T. et al. Climate controls on forest soil C isotope ratios in the southern Appalachian Mountains. **Ecology**, Hoboken, v. 81, n. 4, p. 1108-1119, 2000.

GASPAR, R. O. et al. Análise fitossociológica e do estoque de carbono no estrato arbóreo de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 2, p. 313-324, 2014.

GASPARRI, N. I.; GRAU, H. R.; MANGHI, E. Carbon pools and emissions from deforestation in extra-tropical forests of northern Argentina between 1900 and 2005. **Ecosystems**, Cham, Switzerland, v. 11, n. 8, p. 1247-1261, 2008.

GASPER, A. L. et al. Inventário de Dicksonia sellowiana Hook. em Santa Catarina. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 25, n. 4, p. 776-784, 2011.

GEBAUER, G.; SCHULZE, E.-D. Carbon and nitrogen isotope ratios in different compartments of a healthy and a declining *Picea abies* forest in the Fichtelgebirge, NE Bavaria. **Oecologia**, Berlin, v. 87, n. 2, p. 198-207, 1991.

GEBAUER, G. et al. Isotope ratios and concentrations of sulfur and nitrogen in needles and soils of *Picea abies* stands as influenced by atmospheric deposition of sulfur and nitrogen compounds. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 164, n. 2, p. 267-281, 1994.

GEHRING, C. et al. Liana allometric biomass equations for Amazonian primary and secondary forest. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 195, n. 1, p. 69-83, 2004.

GIÁCOMO, R. G. et al. Aporte e decomposição de serrapilheira em áreas de cerradão e mata mesofítica na Estação Ecológica de Pirapitinga–MG. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 22, n. 4, p. 669-680, 2012.

GIANNINI, T.C. et al. Pollination services at risk: bee habitats will decrease owing to climate change in Brazil. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 244, p. 127–131, 2012.

GILL, R. A.; JACKSON, R. B. Global patterns of root turnover for terrestrial ecosystems. **New Phytologist**, London, v. 147, n. 1, p. 13-31, 2000.

GIRARDIN, C. A. J. et al. Net primary productivity allocation and cycling of carbon along a tropical forest elevational transect in the Peruvian Andes. **Global Change Biology**, Oxford, v. 16, n. 12, p. 3176-3192, 2010.

GIVNISH, T. J. On the adaptative significance of leaf form. In: SOLBRIG, O. T.; JAIN, S.; JOHNSON, G. B.; RAVEN, P. H. (Ed.). **Topics in plant population biology.** New York: Columbia University Press, 1979. p. 375-407.

GODINHO, T. de O. et al. Quantificação de biomassa e nutrientes na serrapilheira acumulada em trecho de Floresta Estacional Semidecidual Submontana, ES. **Cerne**, Lavras, v. 20, n. 1, p. 11-20, 2014.

GOLLEY, F. B. **Nutrient cycling and nutrient conservation**. Ecosystems of the world. Amsterdam: Elsevier, 1983. p. 137-156.

GOLLEY, F. B. et al. **Ciclagem de minerais em um ecossistema de floresta tropical úmida**. São Paulo: EPU-EDUSP, 1978. 256 p.

GONZALEZ, P.; KROLL, B.; VARGAS, C. R. Tropical rainforest biodiversity and aboveground carbon changes and uncertainties in the Selva Central, Peru. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 312, p. 78–91, 2014.

GOWER, S. T.; MCMURTRIE, R. E.; MURTY, D. Aboveground net primary production decline with stand age: potential causes. **Trends in Ecology & Evolution**, Barking, v. 11, n. 9, p. 378-382, 1996.

GRUBB, P. J. Interpretation of the "Massenerhebung" Effect on Tropical Mountains. **Nature**, London, v. 229, p. 45, 1971.

GRUBB, P. J. Control of forest growth and distribution on wet tropical mountains: with special reference to mineral nutrition. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 8, n. 1, p. 83-107, 1977.

GROPPO, J. D. **Caracterização hidrológica e dinâmica do nitrogênio em uma microbacia com cobertura florestal (Mata Atlântica), no Parque Estadual da Serra do Mar, núcleo Santa Virgínia.** 2010. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo, 2010.

GUILD, L. S. et al. Dynamics associated with total aboveground biomass, C, nutrient pools, and biomass burning of primary forest and pasture in Rondonia, Brazil during SCAR-B. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, Washington, DC, v. 103, n. D24, p. 32091-32100, 1998.

GUIMARÃES, R. Z. **Avaliação da qualidade de água no processo de recuperação de áreas de plantio de *Pinus taeda* em APP na bacia do Rio Campinas-Joinville-SC.** 2012. 168 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2012.

HAAG, H. P. A nutrição mineral e o ecossistema. In: CASTRO, P. R. C.; FERREIRA, S. O.; YAMADA, T. **Ecofisiologia da produção agrícola.** Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1987. p. 49-52.

HANDLEY, L. L.; RAVEN, J. A.. The use of natural abundance of nitrogen isotopes in plant physiology and ecology. **Plant Cell and Environment**, Hoboken, v. 15, n. 9, p. 965-985, 1992.

HASSINK, J. Effects of soil texture and grassland management on soil organic C and N and rates of C and N mineralization. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 26, n. 9, p. 1221-1231, 1994.

HEAL, O. W.; ANDERSON, J. M.; SWIFT, M. J. Plant litter quality and decomposition: an historical overview. In: CADISCH, G. (Ed.). **Driven by nature**: plant litter quality and decomposition. Wallingford: CAB International, 1997.

HEIMSATH, A. M. et al. The soil production function and landscape equilibrium. **Nature**, London, v. 388, n. 6640, p. 358, 1997.

HENRY, M. et al. GlobAllomeTree: international platform for tree allometric equations to support volume, biomass and carbon assessment. ***i*Forest - Biogeosciences and Forestry**, Firenze, v. 6, n. 6, p. 326, 2013.

HERBOHN, J. L.; CONGDON, R. A. Ecosystem dynamics Attica, disturbed and undisturbed sites in north Queensland wet tropical rain forest, litterfall. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 9, p. 365-380, 1993.

HINKEL, R. **Aspectos da ciclagem de nutrientes de dois estádios sucessionais de floresta ombrófila densa do Parque Municipal da Lagoa do Peri, Ilha de Santa Catarina, SC.** 2002. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2002.

HÖGBERG, P. Tansley Review No 95 – 15N natural abundance in soil-plant systems. **New Phytologist**, London, v. 137, p. 179–203, 1997.

HÖGBERG, P. et al. Nitrogen isotope fractionation during nitrogen uptake by ectomycorrhizal and non-mycorrhizal Pinus sylvestris. **New Phytologist**, London, v. 142, p. 569–576, 1999.

HOLDRIDGE, L.R. **Ecología basada em zonas de vida.** San José: IICA, 1982. 216 p.

HOMEIER, J. et al. Tree diversity, forest structure and productivity along altitudinal and topographical gradients in a species-rich Ecuadorian montane rain forest. **Biotropica**, Washington, DC, v. 42, n. 2, p. 140-148, 2010.

HOUGHTON, R. A. Aboveground forest biomass and the global carbon balance. **Global Change Biology**, Oxford, v. 11, n. 6, p. 945-958, 2005.

HOUGHTON, R. A. Balancing the global carbon budget. **Annual Review of Earth Planetary Science**, Palo Alto, v. 35, p. 313-347, 2007.

HOULTON, B. Z.; SIGMAN, D. M.; HEDIN, L. O. Isotopic evidence for large gaseous nitrogen losses from tropical rainforests. **Proceedings of National Academy of Sciences of the USA**, Washington, DC, v. 103, n. 23, p. 8745–8750, 2006.

HOULTON, B. Z. et al. A unifying framework for dinitrogen fixation in the terrestrial biosphere. **Nature**, London, v. 454, n. 7202, p. 327, 2008.

HUGHES, R. F. **Effects of deforestation and land use on biomass, carbon, and nutrient pools in the Los Tuxtlas Region, Mexico.** 1997. Thesis (Doctor of Philosophy in Forest Science) - Oregon State University, Corvallis, 1997.

HUGHES, R. F.; KAUFFMAN, J. B.; CUMMINGS, D. L. Dynamics of aboveground and soil carbon and nitrogen stocks and cycling of available nitrogen along a land-use gradient in Rondonia, Brazil. **Ecosystems**, Cham, Switzerland, v. 5, n. 3, p. 244-259, 2002.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro, 2012. (Série Manuais Técnicos em Geociências).

IMPERATRIZ-FONSECA V. K. et al. **Polinizadores no Brasil:** Contribuição e perspectivas para biodiversidade, uso sustentável, conservação e serviços ambientais. São Paulo: EDUSP, 2012.

IPCC. **Climate Change 2001:** The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, 2001. 881 p.

IPCC. Intergovernmental Panel On Climate Change. 2006. **Guidelines for national greenhouse gas inventories.** Cambridge University Press, 2006.

IPCC. A special report of working groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change. In: FIELD, C. B. et al. (Ed.). **Managing the risks of extreme events and disasters to advance climate change adaptation.** Cambridge: Cambridge University Press, 2012.

IZQUIERDO, A. E. et al. Thirty years of human demography and land-use change in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina: An evaluation of the forest transition model. **Ecology and Society**, Ottawa, v. 13, n. 2, 2008. Disponível em: <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art3/>. Acesso em: 17 mar. 2017.

JACKSON, R. B. et al. A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. **Oecologia**, Berlin, v. 108, n. 3, p. 389-411, 1996.

JANOWIAK, M. et al. **Considering forest and grassland carbon in land management.** Washington, DC: USDA, Forest Service, 2017. 68 p. (Gen. Tech. Rep. WO-95).

JANTALIA, C. P. et al. Tillage effect on C stocks of a clayey Oxisol under a soybean-based crop rotation in the Brazilian Cerrado region. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 95, n. 1, p. 97-109, 2007.

JENKINS, J. C.; BIRDSEY, R. A.; PAN, Y. Biomass and NPP estimation for the Mid-Atlantic region (USA) using plot-level forest inventory data. **Ecological Applications**, Washington, DC, v. 11, n. 4, p. 1174-1193, 2001.

JENKINS J. C. et al. **Comprehensive database of diameter-based biomass regressions for North American tree species**. Newtown Square, PA: USDA, Northeastern Research Station, 2003. 45 p. (GTR-NE-31).

JOBBÁGY, E. G.; JACKSON, R. B. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. **Ecological Applications**, Washington, DC, v. 10, n. 2, p. 423-436, 2000.

JOINVILLE. Prefeitura de Joinville. Secretaria de Planejamento, Orçamento e Gestão. **Base Cartográfica do Município de Joinville**. Escala 1:10.000/1:5.000. Joinville, 2010.

JOINVILLE. Prefeitura de Joinville. **Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental Serra Dona Francisca.** Joinville, 2012.

JOLY, C. A. et al. Evolution of the Brazilian phytogeography classification systems: implications for biodiversity conservation. **Ciência e Cultura**, Campinas, v. 51, p. 331–348, 1999.

JOLY, C. A.; MARTINELLI, L. A. **Composição florística, estrutura e funcionamento da Floresta Ombrófila Densa dos Núcleos Picinguaba e Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar**. São Paulo: FAPESP, 2004. (Proc. 03/12595-7). Disponível em: <http://www2.ib.unicamp.br/projbiota/gradiente_funcional/Projeto%20Completo.pdf>. Acesso em: 20 mar. 2015.

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

JONES, H. G.. **Plants and microclimate:** a quantitative approach to environmental plant physiology. 2. ed. Cambridge: Cambridge University Press, 1994. 482 p.

JORDAN, C. F.; UHL, C. Biomass of a tierra firme forest of the amazon basin. **Oecologia Plantarum**, Paris, v. 13, n. 4, p. 387-400, 1978.

JORDAN, C. F. Ciclagem de nutrientes e silvicultura de plantações na Bacia Amazônica. In: REUNIAO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO, 16., 1984, Ilhéus, BA. Ilhéus: CEPLAC/Sociedade Brasileira de Ciência do solo, 1985.

KAPOS, V. et al. d13C as an indicator of edge effects in tropical rainforest reserves. **Journal of Ecology,** Oxford, v. 81, p. 425-432, 1993.

KARAMANOS, R. E.; RENNIE, D. A. Changes in natural 15N abundance associated with pedogenic processes in soil. II. Changes on different slope positions. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 60, n. 2, p. 365-372, 1980.

KAUANO, E. E. et al. Landscape structure in the northern coast of Paraná state, a hotspot for the Brazilian Atlantic Forest conservation. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 36, n. 5, p. 961-970, 2012.

KAUFFMAN, J. Boone et al. Biomass and nutrient dynamics associated with slash fires in neotropical dry forests. **Ecology**, Hoboken, v. 74, n. 1, p. 140-151, 1993.

KEELING, H. C.; PHILLIPS, O. L. The global relationship between forest productivity and biomass. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 16, n. 5, p. 618-631, 2007.

KENZO, T. et al. Allometric equations for accurate estimation of above-ground biomass in logged-over tropical rainforests in Sarawak, Malaysia. **Journal of Forest Research**, Los Angeles, v. 14, p. 365–372, 2009.

KINDERMANN, G. E. et al. A global forest growing stock, biomass and carbon map based on FAO statistics. **Silva Fennica**, Heksinki, v. 42, p. 387–396, 2008.

KITAYAMA, K.; AIBA, S., Ecosystem structure and productivity of tropical rain forests along altitudinal gradients with contrasting soil phosphorus pools on Mount Kinabalu, Borneo. **Journal of Ecology,** Oxford, v. 90, p. 37-51, 2002.

KLEIN, R. M. **Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí**. Itajaí: Herbário "Barbosa Rodrigues", 1979. 389 p.

KÖCHY, M.; HIEDERER, R.; FREIBAUER, A. Global distribution of soil organic carbon. Part 1: Masses and frequency distributions of SOC stocks for the tropics, permafrost regions, wetlands, and the world. **Soil**, New York, v. 1, n. 1, p. 351-365, 2015.

KOEHLER, A. **Floresta ombrófila densa altomontana**: aspectos florísticos e estruturais do componente arbóreo em diferentes trechos da Serra do Mar, PR. 2001. 89 p. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2001.

KOLB, K. J.; EVANS, R. D. Implications of leaf nitrogen recycling on the nitrogen isotope composition of deciduous plant tissues. **New Phytologist**, London, v. 156, n. 1, p. 57-64, 2002.

KÖRNER, C. **Alpine plant life**: functional plant ecology of high mountain ecosystems. Berlin: Springer-Verlag, 1999.

KÖRNER, C.; FARQUHAR, G. D.; WONG, S. C. Carbon isotope discrimination by plants follows latitudinal and altitudinal trends. **Oecologia**, Berlin, v. 88, n. 1, p. 30-40, 1991.

KÖNIG, F. G. et al. Avaliação da sazonalidade da produção de serrapilheira numa floresta estacional decidual no município de Santa Maria-RS. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 26, n. 4, p. 429-435, 2002.

KÖPPEN, W. **Climatologia**: com um estúdio de los climas de la tierra. New York: Laboratory of Climatology, 1948. 104 p. (Publications In: Climatology).

KOZLOWSKI, T. T. **Growth and development of trees, seed germination, ontogeny, and shoot growth**. New York: Academic Press, 1971. v. 1.

KRAMER, P. J.; KOZLOWSKI, T. T. **Physiology of Woody plants.** New York: Academic Press, 1979.

KRUIJT, B. et al. Sources and sinks of CO2 in Rondona tropical rainforest. In: GASH, J. H. C.; NOBRE, C. A.; ROBERTS, J. M.; VICTORIA, R.L. (Ed.**). Amazonian deforestation and climate.** Chichester: Wiley, 1996. p. 331-351.

LAPOLA D. M. et al. Pervasive transition of the Brazilian land-use system. **Nature Climate Change**, London, v. 4, p. 27–35, 2013.

LARJAVAARA, M.; MULLER-LANDAU, H. C. Temperature explains global variation in biomass among humid old-growth forests. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 21, n. 10, p. 998-1006, 2012.

LAUMONIER, Y. et al. Landscape-scale variation in the structure and biomass of the hill Dipterocarp forest of Sumatra: implications for carbon stock assessments. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 259, p. 505–513, 2010.

LAURANCE, W. F. et al. Relationship between soils and Amazon forest biomass: a landscape-scale study. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 118, n. 1, p. 127-138, 1999.

LAURANCE, W. F. et al. Habitat fragmentation, variable edge effects, and the landscape-divergence hypothesis. **PloS One**, San Francisco, v.2, e1017, 2007.

LARSON, W. E.; PIERCE, F. J. **Conservation and enhancement of soil quality.** In: INTERNATIONAL WORKSHOP ON EVALUATION FOR SUSTAINABLE LAND MANAGEMENT IN THE DEVELOPING WORLD, 1991, Chiang Rai, Thailand. **Evaluation for sustainable land management in the developing world: proceedings**… Bangkok, Thailand: International Board for Soil Research and Management, 1991.

LAWES, M. J. et al. Lack of disturbance as an explanation for the additive basal area phenomenon in a stratified Afrotemperate forest. **Austral Ecology**, Carlton, v. 31, n. 4, p. 471-477, 2006.

LEBAUER, David S.; TRESEDER, Kathleen K. Nitrogen limitation of net primary productivity in terrestrial ecosystems is globally distributed. **Ecology**, Hoboken, v. 89, n. 2, p. 371-379, 2008.

LEITÃO FILHO, H. F. et al. **Ecologia da Mata Atlântica em Cubatão**. São Paulo: Ed. UNESP; UNICAMP, 1993.

LEUSCHNER, C. et al. Large altitudinal increase in tree root/shoot ratio in tropical mountain forests of Ecuador. **Basic Applied Ecology**, Jena, v. 8, p. 219–230, 2007.

LEWIS, S. L. Tropical forests and the changing earth system. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences,** London, v. 361, n. 1465, p. 195-210, 2006.

LEWIS JUNIOR, W. M. et al. Major element chemistry, weathering and element yields for the Caura River drainage, Venezuela. **Biogeochemistry**, The Hague, v. 4, p. 59-181, 1987.

LILIENFEIN, J. et al. Nutrient storage in soil and biomass of native Brazilian Cerrado. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, Weinheim, v. 164, n. 5, p. 487-495, 2001.

LIMA, J. A. S. **Biomassa arbórea e estoques de nutrientes em fragmentos florestais da Baixada Litorânea Fluminense**: o efeito da fragmentação da Mata Atlântica. 2009. 196 p. Tese (Doutorado) - Laboratório de Ciências Ambientais, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes, 2009.

LIMA, R. P. et al. Aporte e decomposição da serrapilheira na Caatinga no sul do Piauí. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 1, p. 42-49, 2015.

LIMA, S. S. et al. Teores de nutrientes da serrapilheira e do solo sob sistema agroflorestal em área de transição no norte do Piauí. **Cadernos de Agroecologia**, Seropédica, v. 2, n. 2, 2007. Disponível em: <http://aba-agroecologia.org.br/revistas/index.php/cad/article/view/2570>. Acesso em: 17 mar. 2017.

LINDENMAYER, D. B. et al. General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. **Biological Conservation**, Barking, v. 131, p. 433–445, 2006.

LINDNER, A.; SATTLER, D. Biomass estimations in forests of different disturbance history in the Atlantic Forest of Rio de Janeiro, Brazil. **New Forests**, Heidelberg, v. 43, n. 3, p. 287-301, 2012.

LINS, S. R. M. **O papel das leguminosas na dinâmica de nutrientes em uma Floresta Ombrófila Densa de Terra-Baixas e Montana situadas no Parque Estadual da Serra do Mar, núcleos de Picinguaba e Santa Virgínia**. 2013. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.

LINS, S. R. M. et al. Carbon and nitrogen stable isotopes of leaves, litter and soils of the coastal Atlantic Forest of Southeast Brazil along an altitudinal range. In: AGU FALL MEETING, 2012, San Francisco. **Abstracts…** Washington, DC: American Geophysical Union, 2012.

LINS, S. R. M. et al. Stable carbon composition of vegetation and soils across an altitudinal range in the coastal Atlantic Forest of Brazil. **Trees**, Heidelberg, v. 30, n. 4, p. 1315-1329, 2016.

LLOYD, J et al. Vegetation effects on the isotopic composition of atmospheric CO2 at local and regional scales: theoretical aspects and a comparison between rain forest in Amazonia and a boreal forest in Siberia. **Australian Journal of Plant Physiology,** Melbourne, v. 23, p. 371-399, 1996.

LODGE, D. J.; MCDOWELL, W. H.; MCSWINEY, C. P. The importance of nutrient pulses in tropical forests. **Trends in Ecology & Evolution**, Barking, v. 9, n. 10, p. 384-387, 1994.

LODGE, D. J. et al. Effects of hurricane-felled tree trunks on soil carbon, nitrogen, microbial biomass, and root length in a wet tropical forest. **Forests**, Basel, v. 7, n. 11, p. 264, 2016.

LOPES, José Fredson Bezerra et al. Deposição e decomposição de serrapilheira em área da Caatinga. **Revista Agro@ mbiente On-line**, Boa Vista, v. 3, n. 2, p. 72-79, 2010.

LOPES, M. C. A. et al. The effects of rainfall and vegetation on litterfall production in the semiarid region of northeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 75, n. 3, p. 703-708, 2015.

LOSS, A. et al. Soil fertility, humic fractions and natural abundance of 13C and 15N in soil under different land use in Paraná State, Southern Brazil. **Idesia**, Arica, Chile, v. 34, n. 1, p. 27-38, 2016.

LUIZÃO, R. C. C. et al. Variation of carbon and nitrogen cycling processes along a topographic gradient in a central Amazonian forest. **Global Change Biology**, Oxford, v. 10, n. 5, p. 592-600, 2004.

LUO, Y. et al. Root: shoot ratios across China's forests: Forest type and climatic effects. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 269, p. 19-25, 2012.

MACHADO, D. L. et al. Ciclagem de nutrientes em diferentes estádios sucessionais da Mata Atlântica na bacia do rio Paraíba do Sul, RJ. **Bioscience Journal**, Uberlandia, v. 31, n. 4, p. 1222-1237, 2015.

MADDOCK, J. EL; DOS SANTOS, M. B. P.; PRATA, K. R. Nitrous oxide emission from soil of the Mata Atlantica, Rio de Janeiro State, Brazil. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, Washington, DC, v. 106, n. D19, p. 23055-23060, 2001.

MALHI, Y. et al. Comprehensive assessment of carbon productivity, allocation and storage in three Amazonian forests. **Global Change Biology**, Oxford, v. 15, n. 5, p. 1255-1274, 2009.

MANDAL, R. A. et al. Development of allometric equation for biomass estimation of eucalyptus camaldulensis: a study from Sagarnath Forest, Nepal. **International Journal of Biodiversity and Ecosystems Open Access**, Brooklyn, v. 1, p. 1–7, 2013.

MANZONI, S.; PORPORATO, A. Soil carbon and nitrogen mineralization: theory and models across scales. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 41, n. 7, p. 1355-1379, 2009.

MARCON, C. et al. Abiotic environmental conditions for germination and development of gametophytes of Cyathea phalerata Mart.(Cyatheaceae). **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 31, n. 1, p. 58-67, 2017.

MARDEGAN, S. F. et al. Nitrogen availability patterns in white-sand vegetations of Central Brazilian Amazon. **Trees**, Heidelberg, v. 23, p. 479-488, 2009.

MARIMON JUNIOR, B. H. **Relação entre diversidade arbórea e aspectos dos ciclos biogeoquímicos de uma floresta monodominante de Brosimum rubescens Taub. e uma floresta mista do leste-matogrossense.** 2007. 274 p. Tese (Doutorado) – Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2007. 274 p.

MARKLEIN, A. R. et al. Mineralization ratios of nitrogen and phosphorus from decomposing litter in temperate versus tropical forests. **Global ecology and Biogeography**, Oxford, v. 25, n. 3, p. 335-346, 2015.

MARQUES, R.; RANGER, J. Dinâmica hidrobiogeoquímica em um ecossistema florestal de clima temperado. In: FÓRUM GEO-BIO-HIDROLOGIA: ESTUDO EM VERTENTES E MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS, 1., 1998, Curitiba. **Anais...** Curitiba: FUPEF, 1998. p. 219-237.

MARTINELLI, L. A. et al. Isotopic composition of majors carbon reservoirs in the Amazon floodplain. **International Journal of Ecology and Environmental Sciences**, Jaipur, v. 20, n. 1, p. 31-46, 1994.

MARTINELLI, L. A. et al.. Stable carbon isotope ratio of tree leaves, boles and fine litter in a tropical forest in Rondônia, Brazil. **Oecologia**, Berlin, v. 114, p. 170-179, 1998.

MARTINELLI, L. A. et al. Nitrogen stable isotopic composition of leaves and soil: tropical versus temperate forests. **Biogeochemistry**, The Hague, v. 46, p. 45–65, 1999.

MARTINELLI, G. Mountain biodiversity in Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 30, p. 587-597, 2007.

MARTINELLI, L. A. et al. **Desvendando questões ambientais com isótopos estáveis**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009. 144 p.

MARTINELLI, L. A.; LINS, S. R. M.; SANTOS-SILVA, J. C. Fine litterfall in the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, Washington, DC, v. 49, n. 4, p. 443-451, 2017.

MARTINS, S. C. **Caracterização dos solos e** serrapilheira **ao longo do gradiente altitudinal da Mata Atlântica, estado de São Paulo**. 2010. 156 p. Tese (Doutorado em Ciências) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

MARTINS, S. C. et al. Soil texture and chemical characteristics along an elevation range in the coastal Atlantic Forest of Southeast Brazil. **Geoderma Regional**, Amsterdam, v. 5, p. 106-116, 2015.

MARTIUS, C. et al. Litter fall, litter stocks and decomposition rates in rainforest and agroforestry sites in central Amazonia**. Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Boca Raton, v. 68, n. 2, p. 137-154, 2004.

MATZEK, V. A. **Differences in nutrient cycling and water availability in soils forming on different substrates**: evidence from coral and volcanic islands in the tropical Pacific. University of California, Berkeley, 1999.

MCCARTHY, M. C.; ENQUIST, B. J. Consistency between an allometric approach and optimal partitioning theory in global patterns of plant biomass allocation. **Functional Ecology**, Oxford, v. 21, n. 4, p. 713-720, 2007.

MCKEAN, J. A. et al. Quantification of soil production and downslope creep rates from cosmogenic 10Be accumulations on a hillslope profile. **Geology**, McLean, VA, v. 21, n. 4, p. 343-346, 1993.

MEENTEMEYER, V. Macroclimate and lignin control of litter decomposition rates. **Ecology**, Hoboken, v. 59, n. 3, p. 465-472, 1978.

MEIER, I. C.; LEUSCHNER, C. Variation of soil and biomass carbon pools in beech forests across a precipitation gradient. **Global Change Biology**, Oxford, v. 16, p. 1035-1045, 2010.

MELILLO, J. B.; GOSZ, J. R.. Interactions of biogeochemical cycles in forest ecosystems. In: BOLIN, B.; COOK, R. B. (Ed.). **The Major Biogeochemical Cycles and Their Interactions.** New York: Wiley, 1983. p. 177-222.

MELO, A. W. F. **Avaliação do estoque e composição isotópica do carbono do solo do Acre**. 2003. 74 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas.) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

MELLO, T. F. **Estrutura da vegetação, cobertura florestal e preferências de uso da paisagem associadas a vertentes:** as quase-florestas de São Luiz do Paraitinga (SP). 2009. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

MELLO, Y. R. de; KOEHNTOPP, P. I; OLIVEIRA t. M.; VAZ, C. **Distribuição de precipitação pluviométrica na região de Joinville.** 2013. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Geografia) - Universidade da Região de Joinville, Joinville, 2013.

MENDOZA, C. A. et al. Temporal evolution of litterfall and potential bio-element return in a successional forest sequence of the Espinal Ecoregion, Argentina. **Forest Systems**, Madrid, v. 23, n. 3, p. 411-424, 2014.

MENDONÇA, L. A. R et al. Identificação de mudanças florestais por 13C e 15N dos solos da Chapada do Araripe/Ceará. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 4, n. 3, p. 314-319, 2010.

METZKER, T. I. F. **Dinâmica e os estoques de carbono na Floresta Tropical Atlântica-Brasil.** 2012 Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012.

METZKER, T. et al. Tropical Forest and Carbon Stock's Valuation: A monitoring policy. biodiversity enrichment in a diverse world. In: LAMEED, G. A. (Ed.). **Biodiversity enrichment in a diverse world**. Rijeka, Croatia: InTech, 2012.

MEYER, N. et al. Microbial N and P mining regulates the effect of N deposition on soil organic matter turnover. In: EGU GENERAL ASSEMBLY CONFERENCE, 2017, Vienna. **Abstracts…** p. 12572.

MICHENER, R.; LAJTHA, K. (Ed.). **Stable isotopes in ecology and environmental science.** 2 ed. Chichester: John Wiley & Sons, 2007.

MIGUEL, E. P. **Caracterização da flora e da produção em volume, biomassa e carbono da vegetação arbórea em área de cerradão no Estado do Tocantins.** 2014. 81 p. Tese de Doutorado. Tese (Doutorado) - Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2014.

MITTERMEIER, R. A. et al. **Hotspots revisited:** earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. 2. ed. Boston: University of Chicago Press, 2005.

MOGNON, F. et al. Uma década de dinâmica da fixação de carbono na biomassa arbórea em Floresta Ombrófila Mista no sul do Paraná. **Floresta**, Curitiba, v. 43, n. 1, p. 153-164, 2013.

MOLTO, Q.; ROSSI, V.; BLANC, L. Error propagation in biomass estimation in tropical forests. **Methods in Ecology and Evolution**, Hoboken, v. 4, n. 2, p. 175-183, 2013.

MONTAGNINI, F.; JORDAN, C. F. Reciclaje de nutrientes. In: GUARIGUATA, M. R.; KATTÁN, G. **Ecología y conservación de bosques neotropicales.** Cartago, Costa Rica: Libro Universitario Regional, 2002. p. 167-192.

MOORHEAD, D. L.; WESTERFIELD, M. M.; ZAK, J. C. Plants retard litter decay in a nutrient-limited soil: a case of exploitative competition? **Oecologia**, Berlin, v. 113, n. 4, p. 530-536, 1998.

MORI, S. A. et al. **Manual manejo do herbário fanerogâmico.** 2. ed. Ilhéus: CEPLAC, 1985.

MOSER, G. et al. Elevation effects on the carbon budget of tropical mountain forests (S Ecuador): the role of the belowground compartment. **Global Change Biology**, Oxford, v. 17, p. 2211–2226. 2011.

MOUGA, D. M. D. S.; KRUG, C. Comunidade de abelhas nativas (Apidae) em floresta ombrófila densa montana em Santa Catarina. **Zoologia**, Curitiba, v. 27, n. 1, p. 70-80, 2010.

MOURA, P. M. et al. Carbon and nutrient fluxes through litterfall at four succession stages of Caatinga dry forest in Northeastern Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Boca Raton, v. 105, n. 1, p. 25-38, 2016.

MULLER-LANDAU, H. C. Interspecific and Inter-site Variation in Wood Specific Gravity of Tropical Trees1. **Biotropica**, Washington, DC, v. 36, n. 1, p. 20-32, 2004.

MUSHINSKI, R. M.; BOUTTON, T. W.; SCOTT, D. A. Decadal-scale changes in forest soil carbon and nitrogen storage are influenced by organic matter removal during timber harvest. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, Washington, DC, v. 122, n. 4, p. 846-862, 2017.

NADELHOFFER, K. J.; ABER, J. D.; MELILLO, J. M.. Leaf-litter production and soil organic matter dynamics along a nitrogen-availability gradient in southern Wisconsin (USA). **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 13, p. 12-21, 1983.

NAEEM, S. **Biodiversity, ecosystem functioning, and human wellbeing:** an ecological and economic perspective. Oxford: Oxford University Press, 2009.

NATELHOFFER, K. J.; FRY, B. Controls on natural nitrogen-15 and carbon-13 abundances in forest soil organic matter. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 52, n. 6, p. 1633-1640, 1988.

NAM, V. T.; VAN KUIJK, M.; ANTEN, N. P. R. Allometric equations for aboveground and belowground biomass estimations in an evergreen forest in Vietnam. **PloS One**, San Francisco, v. 11, n. 6, p. e0156827, 2016.

NARDOTO, G. B.. **Abundância natural de 15N na Amazônia e Cerrado – implicações para a ciclagem de nitrogênio.** 2005. Tese (Doutorado em Ecologia de Agroecossistemas) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

NARDOTO, G. B. et al. Understanding the influences of spatial patterns on N availability within the Brazilian Amazon forest. **Ecosystems**, Cham, Switzerland, v. 11, n. 8, p. 1234-1246, 2008.

NASCIMENTO, A. F. et al. Quantification of litter in the forest fragment national park Serra de Itabaiana, Sergipe State. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 34, n. 6, p. 3271-3284, 2013. Suplemento 1.

NASCIMENTO, H. E. M.; LAURANCE, W. F. Total aboveground biomass in central Amazonian rainforests: a landscape-scale study. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 168, n. 1, p. 311-321, 2002.

NASCIMENTO, H. E. M.; LAURANCE, W. F. Efeitos de área e de borda sobre a estrutura florestal em fragmentos de floresta de terra-firme após 13-17 anos de isolamento. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 36, n. 2, p. 183-192, 2006.

NATR, L. Influence of mineral nutrients on photosynthesis of higher plants. **Photosynthetica**, v. 6, p. 80-99, 1972.

NATR, L. Influence of mineral nutrition on photosynthesis and the use of assimilates. In: COOPER, J. P. (Ed.). **Photosynthesis and productivity in different environments**. Cambridge: Cambridge University Press, 1975. p. 537-556.

NÁVAR, J. Biomass component equations for Latin American species and groups of species. **Annals of Forest Science**, Paris, v. 66, n. 2, p. 1-21, 2009.

NEILL, C. et al. Nitrogen dynamics in soils of forests and active pastures in the western Brazilian Amazon Basin. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 27, p. 1167-1175, 1995.

NETO, F. V. C. et al. Acúmulo e decomposição da serrapilheira em quatro formações florestais. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 23, n. 3, p. 379-387, 2013.

NIIYAMA, K. et al. Estimation of root biomass based on excavation of individual root systems in a primary dipterocarp forest in Pasoh Forest Reserve, Peninsular Malaysia. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 26, n. 3, p. 271-284, 2010.

NISHIO, Takashi et al. Simultaneous determination of transformation rates of nitrate in soil. **Japan Agricultural Research Quarterly**, Tokyo, v. 35, n. 1, p. 11-17, 2001.

NOBEL, P. S. **Physicochemical and environmental plant physiology**. New York: Academic Press, 1991. 635 p.

NOGUEIRA, E. M.; NELSON, B. W.; FEARNSIDE, P. M. Wood density in dense forest in central Amazonia, Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 208, n. 1, p. 261-286, 2005.

NOGUEIRA, E. M.; NELSON, B. W.; FEARNSIDE, P. M. Volume and biomass of trees in central Amazonia: influence of irregularly shaped and hollow trunks. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 227, n. 1, p. 14-21, 2006.

NOGUEIRA, E. M.; FEARNSIDE, P. M.; NELSON, B. W. Normalization of wood density in biomass estimates of Amazon forests. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 256, n. 5, p. 990-996, 2008.

NOGUEIRA JUNIOR, L. R. **Caracterização de solos degradados pela atividade agrícola e alterações biológicas após reflorestamentos com diferentes associações de espécies da Mata Atlântica**. 2000. 60 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2000.

NOVAIS, R. F. et al. Nutrição mineral do eucalipto. In: BARROS, N. F.; NOVAIS, R. F. **Relação solo-eucalipto**. Viçosa: Folha de Viçosa, 1990. p. 25-98.

NUNES, K. S. **Ciclagem de nutrientes na mata de Dois Irmãos – Recife.** 1980. 123 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 1980.

ODUM, E. P. **Fundamental of ecology.** Philadelphia: W. B Sounders, 1971.

OLEKSYN, J. et al. Differential above-and below-ground biomass accumulation of European Pinus sylvestris populations in a 12-year-old provenance experiment. **Scandinavian Journal of Forest Research**, Stockholm, v. 14, n. 1, p. 7-17, 1999.

OLIVEIRA, M. et al. Biomassa e estoques de carbono em diferentes sistemas florestais no sul do Brasil. **Perspectiva**, Erechim, v. 40, n. 149, p. 9-20, 2016.

OLIVEIRA, R. R. **O rastro do homem na floresta**: sustentabilidade e funcionalidade da Floresta Atlântica sob manejo caiçara. 1999. 148 f. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1999.

OLIVEIRA FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in southeastern Brazil, and the influence of climate. **Biotropica**, Washington, DC, v. 32, p. 793–810, 2000.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; JARENKOW, J. A.; RODAL, M. J. N. Floristic relationships of seasonally dry forests of eastern South America based on tree species distribution patterns. In: PENNINGTON, R. T.; LEWIS, G. P.; RATTER, J. A. **Neotropical Savannas and Dry Forests**: plant diversity, biogeography, and conservation. Boca Raton: CRC Press, 2006. p. 159-192. (Systematics Association Special, 69).

OLSON, J. S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. **Ecology**, Hoboken, v. 44, n. 2, p. 322-331, 1963.

OLSON, D. M. et al. Terrestrial ecoregions of the world: A new map of life on earth: A new global map of terrestrial ecoregions provides an innovative tool for conserving biodiversity. **BioScience**, Oxford, v. 51, n. 11, p. 933-938, 2001.

OMETTO, J. P. H. B. et al. The stable carbon and nitrogen isotopic composition of vegetation in tropical forests of the Amazon Basin, Brazil. **Biogeochemistry**, The Hague, v. 79, p. 251–274, 2006.

OTTMAR, R. D. et al. **Stereo photo series for quantifying Cerrado fuels in Central Brazil.** Portland: USDA, Forest Service, 2001. 87 p.

PAJARES, S.; BOHANNAN, B. J. M. Ecology of nitrogen fixing, nitrifying, and denitrifying microorganisms in tropical forest soils. **Frontiers in Microbiology**, Lausanne, v. 7, 2016. doi: 10.3389/fmicb.2016.01045.

PAN, Y. et al. The structure, distribution, and biomass of the world's forests. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 44, p. 593-622, 2013.

PANDOLFO, C. et al. **Atlas climatológico do estado de Santa Catarina**. Florianópolis: Epagri, 2002. v. 1.

PARRON, L. M. **Aspectos da ciclagem de nutrientes em função do gradiente topográfico, em uma Mata de Galeria no Distrito Federal.** 2004. 181 p. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2004.

PARTON, W. et al. Global-scale similarities in nitrogen release patterns during long-term decomposition. **Science**, Washington, DC, v. 315, n. 5810, p. 361-364, 2007.

PASTOR, J. et al. Aboveground production and N and P cycling along nitrogen mineralization gradiente on Blackhawk Island, Wisconsin. **Ecology**, Hoboken, v. 65, p. 256-268, 1984.

PAULA, R. R.; PEREIRA, M. G.; DE MENEZES, L. F. T. Aporte de nutrientes e decomposição da serrapilheira em três fragmentos florestais periodicamente inundados na ilha da Marambaia, RJ. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 19, n. 2, p. 139-148, 2009.

PEGADO, C. M. A. et al. Decomposição superficial e subsuperficial de folhas de fava (Phaseolus lunatus L.) na região do Brejo da Paraíba, Brasil. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 21, n. 1, 2008.

PEIXOTO, A. L.; MAIA, L. C.; GADELHA NETO, P. C. (Org.). **Manual de procedimentos para herbários.** Recife: INCT - Herbário Virtual para a Flora e os Fungos; Editora Universitária UFPE, 2013.

PEREIRA, M. G.; DE MENEZES, L. F. T.; SCHULTZ, N. Aporte e decomposição da serrapilheira na Floresta Atlântica, ilha da Marambaia, Mangaratiba, RJ. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 18, n. 4, p. 443-454, 2008.

PEREIRA, M. G. et al. Aporte e decomposição de serrapilheira em floresta periodicamente inundável na restinga da Marambaia, RJ. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 22, p. 59–67, 2012.

PEREIRA, I. C. N. **Estoque de biomassa e carbono florestal em unidades de paisagem na Amazônia**: uma análise a partir da abordagem metodológica ecologia da paisagem. 2013. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Pará, Belém, 2013.

PEREIRA, G. H. A. et al. Decomposição da serrapilheira, diversidade e funcionalidade de invertebrados do solo em um fragmento de floresta atlântica. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 29, n. 5, 2013.

PEZZATTO, A. W.; WISNIEWSKI, C. Produção de serrapilheira em diferentes seres sucessionais da Floresta Estacional Semidecidual no oeste do Paraná. **Floresta**, Curitiba, v. 36, n. 1, 2006.

PHILLIPS, O. L. et al. Drought sensitivity of the Amazon rainforest. **Science**, Washington, DC, v. 323, n. 5919, p. 1344-1347, 2009.

PICCOLO, G. A.; ANDRIULO, A. E.; MARY, B. Changes in soil organic matter under different land management in Misiones province (Argentina). **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 65, n. 3, p. 290-297, 2008.

PIMENTA, J. A. et al. Produção de serrapilheira e ciclagem de nutrientes de um reflorestamento e de uma floresta estacional semidecidual no sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 25, n. 1, p. 53-57, 2011.

PINTO, C. B.; MARQUES, R. Aporte de nutrientes por frações da serrapilheira em sucessão ecológica de um ecossistema da Floresta Atlântica. **Floresta**, Curitiba, v. 33, p. 257-264, 2003.

PINTO, S. I. C. et al. Produção de serrapilheira em dois estádios sucessionais de floresta estacional semidecidual na reserva Mata do Paraíso, em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 32, n. 3, p. 545-556, 2008.

PINTO, S. I. do C. et al. Produção de serrapilheira em dois estádios sucessionais de floresta estacional semidecidual na reserva Mata do Paraíso, em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 33, n. 4, p. 653-663, 2009.

PIRES, L.A. et al. Produção, acúmulo e decomposição da serrapilheira em uma restinga da Ilha do Mel, Paranaguá, PR, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 20, n. 1, p. 173-184, 2006.

POORTER, H. et al. Biomass allocation to leaves, stems and roots: meta-analyses of interspecific variation and environmental control. **New Phytologist**, London, v. 193, n. 1, p. 30-50, 2012.

POTTER, R. O. et al. **Solos do estado de Santa Catarina.** Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2004.

PREGITZER, K. S.; EUSKIRCHEN, E. S. Carbon cycling and storage in world forests: biome patterns related to forest age. **Global Change Biology**, Oxford, v. 10, n. 12, p. 2052-2077, 2004.

PRIESS, J. et al.. Litter and fine-root production in three types of tropical premontane rain forest in SE Venezuela. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 143, n. 2, p. 171-187, 1999.

PÜTZ, S. et al. Long-term carbon loss in fragmented Neotropical forests. **Nature Communications,** London, v. 5, p. 5037, 2014.

PYLE, E. H. et al. Dynamics of carbon, biomass, and structure in two Amazonian forests. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, Washington, DC, v. 113, n. G1, 2008.

RAICH, J. W.; RUSSELL, A. E.; VITOUSEK, P. M. Primary productivity and ecosystem development along an elevational gradient on Mauna Loa, Hawai ‘i. **Ecology**, Hoboken, v. 78, n. 3, p. 707-721, 1997.

RAICH, J. W.; POTTER, C. S.; BHAGAWATI, D. Interannual variability in global soil respiration, 1980–94. **Global Change Biology**, Oxford, v. 8, n. 8, p. 800-812, 2002.

RAICH, J. W. et al. Temperature influences carbon accumulation in moist tropical forests. **Ecology**, Hoboken, v. 87, p. 76–87. 2006.

RAMÍREZ, F. L. B. **Modelagem de biomassa acima do solo e emissões de carbono associadas a mudanças na cobertura da terra na floresta tropical Amazônica Equatoriana.** Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2015.

RAVINDRANATH, N. H.; OSTWALD, M. **Carbon inventory methods**: Handbook for greenhouse gas inventory, carbon mitigation and roundwood production projects. Heidleberg: Springer Science, 2007.

REICH, P. B.; WALTERS, M. B.; ELLSWORTH, D. S.. Leaf life-span in relation to leaf, plant, and stand characteristics among diverse ecosystems. **Ecological Monographs**, Amsterdam, v. 63, p. 365-392, 1992.

REICH, P. B. et al. Nitrogen limitation constrains sustainability of ecosystem response to CO2. **Nature**, London, v. 440, n. 7086, p. 922-925, 2006.

REICH, P. B. et al. Temperature drives global biomass distribution in leaves, stems, and roots. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA**, Washington, DC, v. 111, n. 38, p. 13721-13726, 2014a.

REICH, P. B. et al. Biogeographic variation in evergreen conifer needle longevity and impacts on boreal forest carbon cycle projections. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA**, Washington, DC, v. 111, n. 38, p. 13703-13708, 2014b.

REIS, M. G. F.; BARROS, N. F. Ciclagem de nutrientes em plantios de eucalipto. In: BARROS, N. F.; NOVAIS, R. F. (Ed.). **Relação solo-eucalipto**. Viçosa: Folha de Viçosa, 1990. p. 265-302.

REZENDE, V.L. et al. Toward a better understanding of the subtropical Atlantic Forest in the state of Santa Catarina, Brazil: tree sampling accuracy, species richness and frequency of rare species. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 28, n. 3, p. 382-391, 2014.

RIBEIRO, S. C. et al. Quantificação de biomassa e estimativa de estoque de carbono em uma floresta madura no município de Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, v. 33, n. 5, p. 917-926, 2009.

RIBEIRO, S. C. et al. Quantificação de biomassa e estimativa de estoque de carbono em uma capoeira da Zona da Mata Mineira. **Revista Árvore** , v.34, n.3, p.495-504, 2010.

RIBEIRO, S. C. et al. Above-and belowground biomass in a Brazilian Cerrado. **Forest Ecology and Management**, v. 262, n. 3, p. 491-499, 2011.

RICE, Amy H. et al. Carbon balance and vegetation dynamics in an old-growth Amazonian forest. **Ecological Applications**, Washington, DC, v. 14, n. sp4, p. 55-71, 2004.

RICHARDS, M.; JENKINS, M. Potential and challenges of payments for ecosystem services from tropical forests. **Forestry briefing**, v. 16, 2007.

RIZZINI, C.T. **Tratado de Fitogeografia do Brasil**, 2. ed. Rio de Janeiro: Ambito Cultural Edições, 1997.

ROCHA, C. C. C. **Estimativa de Volume, Biomassa e Carbono da Vegetação Lenhosa de Floresta Estacional no Estado de Goiás.** Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais). Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília. 2011.

ROCHA, D.S.B.; AMORIM, A.M.A. Heterogeneidade altitudinal na Floresta Atlântica setentrional: um estudo de caso no sul da Bahia, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 26, p. 309-327, 2012.

RODERICK, M. L. et al. A theoretical approach to linking the composition and morphology with the function of leaves. **Functional Ecology**, v. 13, n. 5, p. 683-695, 1999.

RODRIGUES, G. A. **Influência da altitude na estrutura da floresta de encosta na ilha da Marambaia – RJ.** Monografia. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. 2010.

ROLIM, S. G. et al. Biomass change in an Atlantic tropical moist forest: the ENSO effect in permanent sample plots over a 22-year period. **Oecologia**, Berlin, v. 142, n. 2, p. 238-246, 2005.

ROSCOE, R. et al. Effects of fire on soil organic matter in a “cerrado sensu-stricto” from Southeast Brazil as revealed by changes in δ 13 C. **Geoderma**, v. 95, n. 1, p. 141-160, 2000.

ROSADO, B.H.P. **Ecologia funcional de árvores da Mata Atlântica: o papel de atributos morfológicos, grau de exposição da copa e altitude sobre o uso de água das espécies.** Tese de Doutorado.Unicamp, Campinas, 2011. 163p.

ROSENFIELD, Milena Fermina; SOUZA, Alexandre F. Biomass and carbon in subtropical forests: Overview of determinants, quantification methods and estimates. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 8, n. 2, p. 103-110, 2013.

ROSENFIELD, Milena Fermina; SOUZA, Alexandre F. Forest biomass variation in Southernmost Brazil: the impact of Araucaria trees. **Revista de Biología Tropical**, v. 62, n. 1, p. 335-348, 2014.

ROSSO, Miriane Fontanela. **Produção e acúmulo de** serrapilheira **em floresta ombrófila densa, Criciúma, Santa Catarina.** Trabalho de Conclusão de Curso, Ciências Biológicas, Universidade do Extremo Sul Catarinense, 2011.

SA (Scientifica American), 2011. **Trees Pull Nitrogen from Rocks and Microbes.** Disponível em: <https://www.scientificamerican.com/article/trees-pull-nitrogen-from-rocks-and-microbes/> Acesso em: 07/05/2017.

SAATCHI, S. S. et al. Distribution of aboveground live biomass in the Amazon basin. **Global Change Biology**, Oxford, v. 13, n. 4, p. 816-837, 2007.

SAITER, F. Z. et al. Rain Forests: Floristics. In: **International Commission On Tropical Biology And Natural Resources**. Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS). Oxford: UNESCO, Eolss Publishers, v.1, p. 203-228, 2009.

SAFARI, N. et al. Tree community and biomass dynamic in two fragments of Atlantic Forest. **XII Congresso de Ecologia do Brasil**. 2016.

SALIS, S. M., et al. Floristic comparisons of Mesophytic semideciduous forests of the interior of the State of Sao Paulo, Southeast Brazil. **Vegetatio** 119: 155–164. 1995.

SAMPAIO, Everardo VSB; NUNES, Katia S.; LEMOS, Eurico EP. Ciclagem de nutrientes na mata de Dois lrmãos (Recife-PE) através da queda de material vegetal. **Pesquisa agropecuária brasileira**, v. 23, n. 10, p. 1055-1061, 1988.

SANQUETTA, Carlos R. et al. Comparison of data mining and allometric model in estimation of tree biomass. **BMC bioinformatics**, v. 16, n. 1, p. 247, 2015.

SANTANA, J. A. S. **Estrutura fitossociológica, produção de** serrapilheira **e ciclagem de nutrientes em uma área de Caatinga no Seridó do Rio Grande do Norte.** Tese (Doutorado em Agronomia). Universidade Federal da Paraíba, 2005.

SANTOS, R. **Produção de serrapilheira e decomposição foliar em um remanescente de Mata Atlântica, Orleans, SC.** Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil, 78p. 1997.

SANTOS, R. et al. Acúmulo e decomposição de serrapilheira em remanescente de Mata Atlântica, Orleans, SC. **Rev. Tecnol. Ambiente**, 4 (1): 7-16. 1998.

SANTOS, V. D. dos. **Ciclagem de nutrientes minerais em mata tropical subcaducifolia dos planaltos do Paraná (Parque Estadual Vila Rica do Espirito Santo, Fênix-PR).** Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais). Universidade de São Carlos, SP. 387p. 1989.

SANTOS-SILVA, J. C.; MEDEIROS, S. H. W.; LEITZKE, T. C. G. **Diagnóstico ambiental da dinâmica atmosférica atuante sobre o município de Joinville/SC.** Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Ambiental e Sanitária): Universidade da Região de Joinville (Univille), Santa Catarina. 2014.

SANTRUCKOVA, H.; BIRD, M. I.; LLOYD, J.. Microbial processes and carbon-isotope fractionation in tropical and temperate grassland soils. **Functional Ecology**, v.14, p.108-114, 2000.

SATYANARAYANA, K. G.; GUIMARÃES, J. L.; WYPYCH, FERNANDO. Studies on lignocellulosic fibers of Brazil. Part I: Source, production, morphology, properties and applications. **Composites Part A:** Applied Science and Manufacturing, v. 38, n. 7, p. 1694-1709, 2007.

SCARANELLO, M. A. da S. **Dinâmica da comunidade arbórea de floresta ombrófila densa de terras baixas e de restinga no Parque Estadual da Serra do Mar, SP**. 2010. Tese (Doutorado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

SCARANO, F. R. Structure, function and floristic relationships of plant communities in stressful habitats marginal to the Brazilian Atlantic Rainforest. **Annals of Botany**, v. 90, n. 4, p. 517-524, 2002.

SCHEER, M. B. Decomposição e Liberação de Nutrientes da Serrapilheira Foliar em um Trecho de Floresta Ombrófla Densa Aluvial em Regeneração, Guaraqueçaba (PR). **Floresta**, 38(2): 253-266. 2008.

SCHEER, M. B. Fluxo de nutrientes pela precipitação pluviométrica em dois trechos de floresta ombrófila densa em Guaraqueçaba, Paraná. **Floresta**, v. 39, n. 1, 2009.

SCHENK, H. J.; JACKSON, R. B. The global biogeography of roots. **Ecological monographs**, v. 72, n. 3, p. 311-328, 2002.

SCHLESINGER, W. H. **Biogeochemistry:** An Analysis of Global Change. 2. ed. San Diego: Academic Press, 1997.

SCHMITT, J.L.; SCHNEIDER, P.H.; WINDISCH, P.G. Crescimento do cáudice e fenologia de Dicksonia sellowiana Hook.(Dicksoniaceae) no sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 23, n. 1, p. 289-291, 2009.

SCHROEDER, P. et al. Biomass estimation for temperate broadleaf forests of the United States using inventory data. **Forest Science**, Amsterdam, v. 43, n. 3, p. 424-434, 1997.

SCHULZ, K. et al. Grazing deteriorates the soil carbon stocks of Caatinga forest ecosystems in Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 367, p. 62-70, 2016.

SCHUMACHER, M. V. et al. Retorno de nutrientes via deposição de serrapilheira em um povoamento de Acácia-Negra (Acacia mearnsii De Wild) no Estado do Rio Grande do Sul. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 27, n. 6, p. 791-798, 2003.

SCHUMACHER, M. V. et al. Espécies predominantes na deposição de serrapilheira em fragmento de Floresta Estacional Decidual no Rio Grande do Sul. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 21, n. 3, p. 479-486, 2011.

SCOLFORO, H. F. et al. Spatial distribution of aboveground carbon stock of the arboreal vegetation in Brazilian biomes of savanna, Atlantic forest and semi-arid woodland. **PloS One**, San Francisco, v. 10, n. 6, 2015.

SCUDELLER, V. V. et al. Distribution and abundance of arboreal species in the Atlantic Ombrophilous Dense Forest in southeastern Brazil. **Plant Ecology** 152: 185–199. 2001.

SEABLOOM, E. W. et al.. Invasion, competitive dominance, and resource use by exotic and native California grassland species. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of American**, November, v. 100 n. 23, 2003.

SEITZINGER, S. et al. Denitrification across landscapes and waterscapes: a synthesis. **Ecological Applications**, Washington, DC, v. 16, n. 6, p. 2064-2090, 2006.

SEVEGNANI, L.; SCHROEDER, E. **Biodiversidade catarinense:** características, potencialidades, ameaças. Blumenau: Edifurb, 2013.

SHEARER, G.; KOHL, D. H. N2-fixation in field settings: estimations based on natural 15N abundance. **Functional Plant Biology**, v. 13, n. 6, p. 699-756, 1986.

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

SILESHI, G. W. A critical review of forest biomass estimation models, common mistakes and corrective measures. **Forest Ecology and Management**, v. 329, p. 237-254, 2014.

SILVA, A. D. **Produção e concentração de nutrientes via deposição de liteira na Floresta Nacional do Tapajós, Belterra – PA.** Dissertação (Mestrado em Recursos Naturais da Amazônia). Universidade Federal do Oeste do Pará, 2014.

SILVA, A. G. et al. Decomposição e teor de nutrientes da serrapilheira foliar em um fragmento de Floresta Atlântica no sul do estado do Espírito Santo. **Revista Ecologia e Nutrição Florestal-ENFLO,** v. 1, n. 2, p. 63-71, 2013 [b].

SILVA, A. P. **Ciclagem de nutrientes na Mata Atlântica de baixada na APA da Bacia do Rio São João, RJ: efeito do tamanho do fragmento**. Tese de Doutorado. Universidade Estadual do Norte Fluminense, 2009.

SILVA, C. J. et al. Contribuição de folhas na formação da serrapilheira e no retorno de nutrientes em floresta de transição no norte de Mato Grosso. **Acta Amazonica**, v. 39, n. 3, p. 591-600, 2009.

SILVA, H. F. et al. Decomposição de serrapilheira foliar em três sistemas florestais no Sudoeste da Bahia. **Revista Brasileira de Biociências,** Porto Alegre, v. 12, n. 3, 2014.

SILVA, J.M.C. da; CASTELETI, Carlos Henrique M. **Estado da biodiversidade da Mata Atlântica brasileira.** Mata Atlântica: Biodiversidade, ameaças e perspectivas (C. Galindo-Leal & IG Câmara, eds.). Fundação SOS Mata Atlântica, São Paulo, p. 43-59, 2005.

SILVA, L.B. **Relações entre aporte de serrapilheira, nutrientes e efluxo de dióxido de carbono em floresta inundável de Vochysia divergens Pohl no Pantanal Mato-Grossense.** Tese de doutorado do Programa de Pós-Graduação em Física Ambiental, Universidade Federal de Mato Grosso, 2013.

SILVA, L.C.R. et al. Can savannas become forests? A coupled analysis of nutrient stocks and fire thresholds in central Brazil. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 373, n. 1-2, p. 829-842, 2013a.

SILVA, R. L. da et al. Composição florística e biomassa em diferentes estágios de sucessão da vegetação ciliar do Mearim, MA. In: **V Congreso Latinoamericano de Agroecología**-SOCLA (La Plata, 2015). 2015.

SILVA, S.M. e BRITEZ, R.M. **A vegetação da planície costeira**. Pp. 49-84. In: M.C.M. Marques & R.M. Britez (orgs.). História Natural e Conservação da Ilha do Mel. Curitiba, Editora da Universidade Federal do Paraná. 2005.

SILVEIRA, P. et al. O estado da arte na estimativa de biomassa e carbono em formações florestais. **Floresta**, v. 38, n. 1, 2008.

SILVEIRA, P. Ajuste de modelos matemáticos para estimar biomassa aérea em floresta ombrófila densa. **FLORESTA**, v. d, p. 743–752, 2009.

SILVEIRA, V. X.. **Estrutura da biomassa vegetal e serrapilheira em fragmentos de floresta ombrófila aberta impactados pelo uso da terra.** Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente). Fundação Universidade Federal de Rondônia. 2009.

SILVEIRA, Péricles. Estimativa da biomassa e carbono acima do solo em um fragmento de floresta ombrófila densa utilizando o método da derivação do volume comercial. **Floresta**, v. 40, n. 4, 2010.

SITCH, S. et al. Evaluation of the terrestrial carbon cycle, future plant geography and climate-carbon cycle feedbacks using five Dynamic Global Vegetation Models (DGVMs). **Global Change Biology**, Oxford, v. 14, n. 9, p. 2015-2039, 2008.

SOCHER, Luis Gustavo; RODERJAN, Carlos Vellozo; GALVÃO, Franklin. Biomassa aérea de uma floresta ombrófila mista aluvial no município de Araucária (PR). **Floresta**, v. 38, n. 2, 2008.

SOLLINS, P. et al. Sequential density fractionation across soils of contrasting mineralogy: evidence for both microbial-and mineral-controlled soil organic matter stabilization. **Biogeochemistry**, The Hague, v. 96, n. 1-3, p. 209-231, 2009.

SOMOGYI, Z. et al. Indirect methods of large-scale forest biomass estimation. European **Journal of Forest Research**, v. 126, n. 2, p. 197-207, 2007.

SOUSA NETO, Eráclito Rodrigues de. **Perdas de nitrogênio pela emissão de óxido nitroso (N_2O) e sua relação com a decomposição da** serrapilheira **e biomassa de raízes na floresta de Mata Atlântica.** Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo. 2008.

SOUSA NETO, Eráclito Rodrigues de. **Fluxos de óxido nitroso (N_2O), metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2) a partir de um solo cultivado com cana-de-açúcar sob diversos tratos culturais.** 2012. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

SOUSA NETO, E. et al. Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide, methane and carbon dioxide in a gradient of elevation in the coastal Brazilian Atlantic forest. **Biogeosciences**, New York, 2011.

SOUSA NETO, E. R. et al. Litterfall mass and nutrient fluxes over an altitudinal gradient in the coastal Atlantic Forest, Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, p. 1-9, 2017.

SOUZA, A. L. et al. Estoque e crescimento em volume, biomassa, carbono e dióxido de carbono em floresta Estacional Semidecidual. **Revista Árvore**, v. 35, n. 6, 2011.

STEGEN, J. C. et al. Variation in above-ground forest biomass across broad climatic gradients. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 20, n. 5, p. 744-754, 2011.

STEVENSON, F. J. **Humus chemistry – genesis, composition reactions.** John Wiley & Sons. New York, 443p. 1982.

SWIFT, M. J.; WOOMER, P. Organic matter and the sustainability of agricultural systems: definition and measurement. In: Mulongoy, K.; Merckx, R. (Ed.). Soil Organic Matter Dynamics and Sustainability of Tropical Agriculture. ITA/K.U. 1993.

SWITZER, G. L.; NELSON, L. E. Nutrient accumulation and cycling in loblolly pine (Pinus taeda L.) plantation ecosystems: the first twenty years. **Soil Science Society of America Journal**, v. 36, n. 1, p. 143-147, 1972.

TABARELLI M. et al. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **Megadiversidade** 1: 132–138. 2005.

TARRÉ, R. et al. The effect of the presence of a forage legume on nitrogen and carbon levels in soils under Brachiaria pastures in the Atlantic forest region of the South of Bahia, Brazil. **Plant and Soil,** Dordrecht, v. 234, n. 1, p. 15-26, 2001.

TEIXEIRA, Michelle B. et al. Decomposição e ciclagem de nutrientes dos resíduos de quatro plantas de cobertura do solo. **Idesia**, Arica, Chile, v. 30, n. 1, p. 55-64, 2012.

TEIXEIRA, Paulo Ricardo et al. Produção de serrapilheira de duas fisionomias do domínio Cerrado, Gurupi, Tocantins. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 11, n. 5, p. 45-50, 2016.

TER STEEGE, Hans et al. A spatial model of tree α-diversity and tree density for the Amazon. **Biodiversity and Conservation**, v. 12, n. 11, p. 2255-2277, 2003.

THE ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. Botanical journal of the Linnean Society, v. 181, n. 1, p. 1-20, 2016.

TIEPOLO, Gilberto; CALMON, Miguel; FERETTI, A. Rocha. **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. p. 11-15. 2002.

TOMPPO E. et al. **National Forest Inventories:** pathways for common reporting. Lavoisier, Paris, France, pp. 672. 2010.

TORRES, H. G. et al. São Paulo peri-urban dynamics: some social causes and environmental consequences. **Environment and Urbanization** 19: 207–223. 2007.

TROJER, H. Fundamentos para uma zonificação meteorológica y climatológica del Trópico y especialmente de Colômbia. **Boletim Informativo, Chinchiná [Colômbia]**: Centro Nacional de Investigaciones de Café - Cenicafé, v. 10, p. 289-373, 1959.

TURCHETTO, Felipe; FORTES, Fabiano O.. Aporte e decomposição de serrapilheira em Floresta Estacional Decidual na região do Alto Uruguai, RS. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 34, n. 80, p. 391-397, 2014.

UBERTI, Antônio A. A. **Boletim técnico do levantamento da cobertura pedológica do município de Joinville.** Município de Joinville, 2011.

UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE - UNFCCC. **Uniting on climate**: A guide to the Climate Change Convention and the Kyoto Protocol. Bonn, Germany. 2007. Disponível em: <http://unfccc.int/resource/docs/publications/unitingonclimate_eng.pdf>. Acesso em: 12 abr. 2017.

UNGER, M.; HOMEIER, J.; LEUSCHNER, C. Effects of soil chemistry on tropical forest biomass and productivity at different elevations in the equatorial Andes. **Oecologia**, Berlin, v. 170, n. 1, p. 263-274, 2012.

VALENTI, M. W.; CIANCIARUSO, M. V.; BATALHA, M. A. Seasonality of litterfall and leaf decomposition in a cerrado site. **Brazilian journal of Biology**, v. 68, n. 3, p. 459-465, 2008.

VAN BREUGEL, M. et al. The relative importance of above- versus belowground competition for tree growth during early succession of a tropical moist forest. **Plant Ecology**, v. 213, p. 25–34, 2012.

VAN CLEVE, Keith et al. Productivity and nutrient cycling in taiga forest ecosystems. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 13, n. 5, p. 747-766, 1983.

VAN CLEVE, K. et al. Nitrogen mineralization and nitrification in successional ecosystems on the Tanana River floodplain, interior Alaska. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 23, n. 5, p. 970-978, 1993.

VAN GROENIGEN, Kees-Jan et al. Element interactions limit soil carbon storage. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA**, Washington, DC, v. 103, n. 17, p. 6571-6574, 2006.

VIANI, R. A. G. et al. Functional differences between woodland savannas and seasonally dry forests from south-eastern Brazil: Evidence from ^{15}N natural abundance studies. **Austral Ecology**, v. 36, n. 8, p. 974-982, 2011.

VIBRANS, Alexander Christian et al. **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina:** resultados resumidos. Blumenau: Universidade Regional de Blumenau, 2013[a]. 37 p.

VIBRANS, A. C. et al. **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina**: Floresta Ombrófla Densa. Blumenau: Edifurb, 2013[b]. 576 p.

VIBRANS, A.C.; SEVEGNANI, L. Produção de serrapilheira em dois remanescentes de Floresta Ombrófila Densa em Blumenau-SC. **Revista de Estudos Ambientais**, Blumenau, 2 (1): 103-116. 2000.

VIDAL, MARIANA MORAIS et al. Produção de serrapilheira em floresta Atlântica secundária numa paisagem fragmentada (Ibiúna, SP): importância da borda e tamanho dos fragmentos. **Revista brasileira de Botânica**, v. 30, n. 3, p. 521-532, 2007.

VIDOTTO, E. et al. Dinâmica do ecótono floresta-campo no sul do estado do Amazonas no Holoceno, através de estudos isotópicos e fitossociológicos. **Acta Amazônica**, v.37, n.3, p.385-400, 2007.

VIEIRA, S. et al. Forest structure and carbon dynamics in Amazonian tropical rain forests. **Oecologia**, Berlin, v. 140, n. 3, p. 468-479, 2004.

VIEIRA, S. A. et al. Stocks of carbon and nitrogen and partitioning between above-and belowground pools in the Brazilian coastal Atlantic Forest elevation range. **Ecology and Evolution**, Oxford, v. 1, n. 3, p. 421-434, 2011.

VILLELA, D. M. et al. Carbon and nitrogen stock and fluxes in coastal Atlantic Forest of southeast Brazil: potential impacts of climate change on biogeochemical functioning. **Braz. J. Biol**., 2012, vol. 72, no. 3 (suppl.), p. 633-642. 2012.

VITAL, Ana Rosa Tundis et al. Produção de serrapilheira e ciclagem de nutrientes de uma floresta estacional semidecidual em zona ripária. **Revista Árvore**, p. 793-800, 2004.

VITOUSEK, P. M.; MATSON, P. A.. Nitrogen transformations in tropical forest soils. **Soil Biology Biochemistry**, v. 20, p. 361–67, 1988.

VITOUSEK, P.M; SANFORD, R.L. Nutrient Cycling In Moist Tropical Forest. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 17, p. 137-167, 1986.

VITOUSEK, P. M.; SHEARER, G.; KOHL, D. H. Foliar 15N natural abundance in Hawaiian rainforest: patterns and possible mechanisms. **Oecologia**, Berlin, v. 78, n. 3, p. 383-388, 1989.

VITOUSEK, P. M. et al. Terrestrial phosphorus limitation: mechanisms, implications, and nitrogen–phosphorus interactions. **Ecological Applications**, Washington, DC, v. 20, n. 1, p. 5-15, 2010.

VOGEL, H. L. M. et al. Quantificação da biomassa em uma floresta estacional decidual em Itaara, RS, Brasil. Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 16, n. 4, p. 419-425, 2006.

VOGEL, Hamilton L. M.; SCHUMACHER, Mauro V.; TRÜBY, Peter. Biomassa e macronutrientes de uma Floresta Estacional Decidual em Itaara-RS, Brasil. **Revista Árvore**, v. 37, n. 1, 2013.

VOGEL, J. G. et al. Carbon allocation in boreal black spruce forests across regions varying in soil temperature and precipitation. **Global Change Biology**, Oxford, v. 14, n. 7, p. 1503-1516, 2008.

VOURLITIS, G.L. et al. Variations in aboveground vegetation structure along a nutrient availability gradient in the Brazilian Pantanal. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 389, n. 1-2, p. 307-321, 2015.

WANG, Y.-P.; HOULTON, B. Z.; FIELD, C. B. A model of biogeochemical cycles of carbon, nitrogen, and phosphorus including symbiotic nitrogen fixation and phosphatase production. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, DC, v. 21, n. 1, 2007.

WARDLE, D. A.; LAVELLE, P. Linkages between soil biota, plant litter quality and decomposition. In: CADISCH, G. & GILLER, K.E. (Eds.). **Driven by nature: plant litter quality and decomposition.** Wallingford: CAB International. p. 107-123. 1997.

WARING, Richard H.; SCHLISINGER, W.H.. **Forest ecosystems. Concepts and management.** Academic Press, 1985.

WARING, R.H.; RUNNING, S. W. **Forest ecosystems:** analysis at multiple scales. 3 ed. San Diego: Academic Press, 2007.

WATZLAWICK, L. F. et al. Estoque de biomassa e carbono na Floresta Ombrófila Mista Montana Paraná. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v.40, n.95, p.353-362, 2012.

WEBER, K. S.; SANQUETTA, C. R.; EISFELD, R. de L. Variação volumétrica e distribuição espacial do estoque de carbono em Floresta Ombrófila Mista. **Revista Acadêmica Ciências Agrárias e Ambientais**, Curitiba, v. 3, n. 2, p. 77-85, 2005.

WERNECK, M. S.; PEDRALLI, G.; GIESEKE, L. F. Produção de serrapilheira em três trechos de uma floresta semidecídua com diferentes graus de perturbação na Estação Ecológica do Tripuí, Ouro Preto, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 24, n. 2, p. 195-198. 2001.

WIEMANN, M. C.; WILLIAMSON, G. B. Geographic variation in wood specific gravity: effects of latitude, temperature, and precipitation. **Wood and Fiber Science**, v. 34, n. 1, p. 96-107, 2007.

WITTMANN, Florian et al. Tree species composition, structure, and aboveground wood biomass of a riparian forest of the lower Miranda River, Southern Pantanal, Brazil. **Folia Geobotanica**, v. 43, n. 4, p. 397, 2008.

WOODWELL, G.M.; WHITTAKER, R.H.. Primary production in terrestrial ecosystems. **American Zoologist**. v. 8, p. 19–30, 1968.

WOLF, Katrin et al. Nitrogen availability links forest productivity, soil nitrous oxide and nitric oxide fluxes of a tropical montane forest in southern Ecuador. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, DC, v. 25, n. 4, 2011.

WUNDER, Sven. Payments for environmental services: some nuts and bolts.Occasional Paper No. 42, **CIFOR**, Jakarta, Indonesia, pp. 32. 2005.

WWF. 11 of the World's Most Threatened Forests 2015. Disponível em: <http://www.worldwildlife.org/stories/11-of-the-world-s-most-threatened-forests>. Acesso em: 06/04/2017.

WWF. **Mata Atlântica:** tudo o que você precisa saber. Disponível em: <http://www.wwf.org.br/natureza_brasileira/areas_prioritarias/mata_atlantica/dia_da_mata_atlantica/> . Acesso em: 06 abr. 2017.

YONEYAMA, T.; FUJIWARA, H.; WILSON, J. M. Variations in fractionation of carbon and nitrogen isotopes in higher plants: N metabolism and partitioning in phloem and xylem. **Stables Isotopes, Integration of Biological, Ecological and Geochemical Processes.** Oxford: BIOS Scientific Publishers, p. 99-109, 1998.

ZIANIS, D. et al. Biomass and stem volume equations for tree species in Europe. **Silva Fennica Monographs,** Helsinki, v. 4, p. 63, 2005.

ZINN, Y. L.; LAL, R.; RESCK, D. V. S. Texture and organic carbon relations described by a profile pedotransfer function for Brazilian Cerrado soils. **Geoderma**, Amsterdam, v. 127, n. 1, p. 168-173, 2005.