

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

PEDRO HENRIQUE DE GODOY FERNANDES

**VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA FERTILIDADE DO SOLO E DECOMPOSIÇÃO DA
MATÉRIA ORGÂNICA NUMA FLORESTA RIPÁRIA NA GUARNIÇÃO DA
AERONÁUTICA DE PIRASSUNUNGA (SP)**

SÃO CARLOS - SP
2020

PEDRO HENRIQUE DE GODOY FERNANDES

VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA FERTILIDADE DO SOLO E DECOMPOSIÇÃO DA
MATÉRIA ORGÂNICA NUMA FLORESTA RIPÁRIA NA GUARNIÇÃO DA
AERONÁUTICA DE PIRASSUNUNGA (SP)

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais¹.

Orientador(a): Profa. Dra Renata Sebastiani.
Coorientador(a): Profa. Dra. Andréa Lúcia Teixeira de Souza

São Carlos-SP
2020

¹ Apoio: Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001

de Godoy Fernandes, Pedro Henrique

Varição espaço-temporal da fertilidade do solo e decomposição da matéria orgânica numa floresta ripária na guarnição da Aeronáutica de Pirassununga (SP). / Pedro Henrique de Godoy Fernandes. -- 2020.

82 f. : 30 cm.

Dissertação (mestrado)-Universidade Federal de São Carlos, campus São Carlos, São Carlos

Orientador: Prof.^a Dr.^a Renata Sebastiani, Prof.^a Dr.^a Andréa Lúcia Teixeira de Souza

Banca examinadora: Dr. Alberto Carlos de Campos Bernardi, Prof.^a Dr.^a Adriana Cavalieri Sais

Bibliografia

1. Ciclagem de nutrientes. 2. Fertilidade sazonal. 3. Mata Ciliar. I. Orientador. II. Universidade Federal de São Carlos. III. Título.

Ficha catalográfica elaborada pelo Programa de Geração Automática da Secretaria Geral de Informática (SIn).

DADOS FORNECIDOS PELO(A) AUTOR(A)

Bibliotecário(a) Responsável: Ronildo Santos Prado – CRB/8 7325



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais

Folha de Aprovação

Defesa de Dissertação de Mestrado do candidato Pedro Henrique de Godoy Fernandes, realizada em 22/05/2020.

Comissão Julgadora:

Profa. Dra. Renata Sebastiani (UFSCar)

Profa. Dra. Andrea Lucia Teixeira de Souza (UFSCar)

Profa. Dra. Adriana Cavalieri Sais (UFSCar)

Prof. Dr. Alberto Carlos de Campos Bernardi (EMBRAPA)

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.
O Relatório de Defesa assinado pelos membros da Comissão Julgadora encontra-se arquivado junto ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais.

A minha avó, por sempre ter as palavras mais reconfortantes nos momentos de angústia.

AGRADECIMENTOS

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

Ao Prof.º Dr.º Luiz Eduardo Moschini pelo incentivo a fazer parte do PPGCAm.

À minha orientadora Prof.ª Dr.ª Renata Sebastiani e co-orientadora Prof.ª Dr.ª Andréa Lúcia Teixeira de Souza por toda a orientação, paciência e ensinamentos para que eu pudesse desenvolver o estudo satisfatoriamente.

Ao Prof. Dr.º. Marcel Okamoto Tanaka pela disponibilidade integral e paciência quanto as dúvidas pertinentes.

Ao Gustavo Galetti, Débora Bassi e José Victor Silva pela ajuda em campo e aos almoços e risadas a beira do Rio Mogi-Guaçu.

À minha mãe e meu pai, que em momentos de angústia, me ajudaram com suas sábias palavras.

À Guarnição da Aeronáutica de Pirassununga (SP) por sempre me receber com muita cordialidade, ceder o espaço de estudo e fomentar a pesquisa científica brasileira.

À tenente Ana Conti da Guarnição da Aeronáutica de Pirassununga (SP), por sempre nos ajudar em quaisquer assuntos.

À todos os colegas da Pós-Graduação em Ciências Ambientais (PPGCAm) por fornecer conhecimentos e alegrias durante todo esse tempo de estudo.

À todos os professores do Departamento de Ciências Ambientais – Universidade Federal de São Carlos (UFSCar – campus São Carlos) por contribuir para o meu engrandecimento pessoal e profissional.

*Tudo que existe,
existe talvez porque outra coisa existe.
Nada é, tudo coexiste: talvez assim seja certo.*
(Livro do Desassossego, Fernando Pessoa)

RESUMO

FERNANDES, P. H. G. - Variação espaço-temporal da fertilidade do solo e decomposição da matéria orgânica numa floresta ripária na guarnição da Aeronáutica de Pirassununga (SP). 2020 – 82p: Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, São Carlos. 2020.

A Mata Atlântica é um domínio fitogeográfico de caráter heterogêneo, considerado um dos 36 *hotspots* para a conservação mundial, mas atualmente, restam apenas 26% da sua cobertura florestal original. A Floresta Estacional Semidecidual (FES) é uma fitofisionomia da Mata Atlântica que apresenta dois períodos climáticos bem marcados, composto por um período de intensas chuvas no verão e um período de baixa precipitação e temperaturas amenas. As comunidades vegetais destes ambientes são constituídas parcialmente por espécies semidecíduas, que perdem suas folhas nas épocas secas. Nessa fitofisionomia, a ciclagem de nutrientes é intimamente ligada à deposição de serapilheira, pois é elemento chave na manutenção da fertilidade em um ecossistema, após a decomposição. Quando próxima a cursos d'água é denominada como Floresta Ripária, estendendo-se entre o limite dos cursos d'água até a borda de terras mais altas. A proximidade com recursos hídricos exerce um papel importante na qualidade da água e mitigação de ações antrópicas passíveis de danos ao ecossistema. No entanto, tem sido considerado como um dos mais degradados do mundo. Nestas regiões, o regime hídrico influencia constantemente os processos envolvidos na fertilidade do solo. Visto isso, o presente estudo é composto por dois capítulos, em que no primeiro, nós avaliamos simultaneamente a variação espacial entre atributos químicos do solo em uma área de Floresta Ripária contínua uma FES, e a variação temporal entre o fim da estação seca e o final da estação chuvosa nos atributos químicos do solo. No segundo capítulo, avaliamos a variação no teor de argila e umidade do solo na mesma área do capítulo 1, e simultaneamente o efeito da disponibilidade de nutrientes no solo e da estrutura da floresta na taxa de decomposição e no fator estabilização, utilizando o método do *Tea Bag Index*. Para coletar as amostras de solo, mensurar a estrutura da vegetação e realizar o protocolo *Tea Bag Index*, demarcou-se cinco parcelas de 10 x 10 m a 5 m do rio Mogi-Guaçu (R), e cinco parcelas a 25 m do curso d'água (I). As análises mostraram que as áreas mais distantes do curso d'água (I) se mostraram mais férteis, devido ao maior teor de argila. Ao final da época úmida a fertilidade do solo é maior quando comparada com o final da época seca, sugerindo que a serapilheira contribui fortemente para a manutenção da fertilidade. A taxa de decomposição não diferiu entre as regiões, mas apresentou tendência de ser maior na região de dique (R), provavelmente devido a maior atividade microbiana. O fator de estabilização se mostrou maior no interior da floresta (I), sugerindo que áreas com dossel mais homogêneo, maior umidade e maior quantidade de cátions trocáveis, principalmente a saturação por bases, promovem maior fixação de carbono no solo, quando comparadas com áreas mais estratificadas e com solos mais arenosos. Portanto, a conservação de áreas florestais é de extrema importância na mitigação de um dos problemas atuais mais graves da sociedade, as mudanças climáticas.

Palavras-chave: Ciclagem de nutrientes; fertilidade sazonal; mata ciliar; Floresta Estacional Semidecidual.

ABSTRACT

The Atlantic Rainforest is a heterogeneous phytogeographic domain, considered one of the 36 hotspots for global conservation, however only 26% of its original forest cover remains. The Seasonal Semideciduous Forest (SSF) is a phytophysiology of the Atlantic Rainforest that presents two well-marked climatic periods, composed of a period of intense rain in the summer and a period of low precipitation and mild temperatures. The plant communities in these environments are partially constituted by semideciduous species, which lose their leaves in the dry season. In this phytophysiology, the nutrient cycling is closely linked to the deposition of litter, since it is a key element in maintaining fertility in an ecosystem after decomposition. When next to watercourses it is called Riparian Forest, extending between the limit of watercourses to the edge of higher lands. Proximity to water resources plays an important role in water quality and mitigation of anthropic actions that could damage the ecosystem. Nevertheless, it has been considered as one of the most degraded in the world. In these regions, the hydric regime constantly influences the processes involved in the soil fertility. In view of this, the present study consists of two chapters, in which in the first, we simultaneously evaluate the spatial variation between chemical attributes of the soil in an area of a continuous Riparian Forest to a SSF, and the temporal variation between the end of the dry season and the end of the rainy season in soil chemical attributes. In the second chapter, we evaluated the variation in clay content and soil moisture in the same area as in Chapter 1, and simultaneously the effect of nutrient availability in the soil and the structure of the forest on the rate of decomposition and the stabilization factor, using the method of Tea Bag Index. To collect soil samples, measure vegetation structure and perform the Tea Bag Index protocol, five plots of 10 x 10 m to 5 m from the Mogi-Guaçu River (R) were demarcated, and five plots 25 m distant from the watercourse (I). The analysis showed that the most distant areas from the watercourse (I) were more fertile, due to the higher clay content. At the end of the wet season, soil fertility is greater when compared to the end of the dry season, suggesting that litterfall contributes strongly to maintaining fertility. The decomposition rate did not differ between regions, but it tended to be higher in the dike (R) region, probably due to the higher microbial activity. The stabilization factor was higher in the inner forest (I), suggesting that areas with a more homogeneous canopy, higher humidity and a greater amount of exchangeable cations, mainly base saturation, promote greater carbon fixation in the soil, when compared with areas more stratified and with more sandy soils. Therefore, the conservation of forest areas is extremely important in mitigating one of the most serious current problems in society, climate change.

Keywords: Nutrient cycling; seasonal fertility; riparian forest; Semideciduous Seasonal Forest.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Cobertura e uso do solo da Guarnição da Aeronáutica de Pirassununga, representada por imagem de satélite do Google Earth, 2018 (Adaptado de FERNANDES, 2019).....	25
Figura 2. Localização dos fragmentos e suas respectivas fitofisionomias presentes na Guarnição da Aeronáutica de Pirassununga (Adaptado de FERNANDES, 2019).	26
Figura 3. Mapa temático da área de estudo (Elaborado pelo autor).	27
Figura 4. Temperaturas médias e pluviometria total por mês nos anos de 2018 e 2019 (Estação Meteorológica da Universidade de São Paulo – Campus Pirassununga, 2020).....	28
Figura 5. Desenho amostral na área de estudo destacando a posição das parcelas em relação ao Rio Mogi-Guaçu (Elaborado pelo autor).	29
Figura 6. Análise de Componentes Principais (ACP) dos atributos químicos do solo em parcelas adjacentes ao curso d’água (R1, R3, R5, R7 e R9) e no interior da floresta (I1, I3, I5, I7 e I9), ao término da estação chuvosa (A) e ao término da estação seca (S). N:P (razão nitrogênio – fósforo), K (potássio), N (nitrogênio), Mg (magnésio), pH (potencial hidrogeniônico), V (saturação por bases), M.O. (matéria orgânica), CTC, (capacidade de troca catiônica), P resina (fósforo), Ca (cálcio), C:N (razão carbono – nitrogênio).	31
Figura 7. Retas obtidas através da regressão linear entre os teores de fertilidade e os teores de argila, ao final da época seca (setembro – azul) e ao final da época chuvosa (abril – vermelho).	33
Figura 8. Imagem de satélite da Guarnição da Aeronáutica de Pirassununga, obtida através do Google Earth, 2018 (Adaptado de FERNANDES, 2019).....	47
Figura 9. Localização dos fragmentos e suas respectivas fitofisionomias presentes na Guarnição da Aeronáutica de Pirassununga (Adaptado de FERNANDES, 2019).	47
Figura 10. Temperaturas médias e precipitações totais por mês para o ano de 2019 (Estação Meteorológica da Universidade de São Paulo - USP, Campus Pirassununga, 2020).....	48
Figura 11. Mapa temático da área de estudo (elaborado pelo autor).	49
Figura 12. Desenho amostral na área de estudo destacando a posição das parcelas em relação à margem do Rio Mogi-Guaçu (elaborado pelo autor).....	50
Figura 13. Saquinhos de chá verde (<i>sencha tea</i>) e chá vermelho (<i>rooibos tea</i>) utilizados como uma amostra no presente estudo (elaborado pelo autor).....	52
Figura 14. Esquema de posicionamento das amostras dentro das parcelas (Elaborado pelo autor).	53
Figura 15. Amostra instalada dentro da parcela (Elaborado pelo autor).	54

Figura 16. Modelo de equações estruturais (MEE) proposto mostrando as relações testadas entre os atributos do solo, estrutura da vegetação e as variáveis k ou S. As linhas partem das variáveis explanatórias para a variável resposta.....	57
Figura 17. Teor médio de argila (a) e umidade edáfica média (b) nas regiões do interior (I) e na região do dique (R). As barras representam o erro padrão.	58
Figura 18. Análise de Componentes Principais (PCA) dos atributos químicos do solo em parcelas adjacentes ao curso d'água (R1, R3, R5, R7 e R9) e no interior da floresta (I1, I3, I5, I7 e I9), ao término da estação chuvosa. N:P (razão nitrogênio – fósforo), K (potássio), N (nitrogênio), Mg (magnésio), pH (potencial hidrogeniônico), V (saturação por bases), M.O. (matéria orgânica), CTC, (capacidade de troca catiônica), P resina (fósforo), Ca (cálcio), C:N (razão carbono – nitrogênio).	59
Figura 19. Análise de Componentes Principais (PCA) da estrutura da vegetação em parcelas adjacentes ao curso d'água (R1, R3, R5, R7 e R9) e no interior da floresta (I1, I3, I5, I7 e I9). ...	60
Figura 20. Taxa média de decomposição (a) e fator de estabilização médio (SMED) (b) nas regiões do interior (I) e na região do dique (R). As barras representam o erro padrão.	61
Figura 21. Modelo de equações estruturais ajustado mostrando as relações entre os atributos químicos do solo e a estrutura da vegetação com a taxa de decomposição k. Os coeficientes não padronizados (coeficiente de regressão parcial) estão em negrito, seguidos pelo erro padrão. A espessura das linhas é proporcional às estimativas padronizadas dos coeficientes. As linhas em preto representam relações significativas e as linhas em cinzas não significativas. As linhas partem das variáveis preditoras para as variáveis respostas. ***P< 0,001; **P< 0,01; *P< 0,05	62
Figura 22. Modelo ajustado mostrando as relações entre os atributos químicos do solo e a estrutura da vegetação com o fator de estabilização S. Os coeficientes não padronizados (coeficiente de regressão parcial) estão em negrito, seguidos pelo erro padrão. A espessura das linhas é proporcional às estimativas padronizadas dos coeficientes. As linhas em preto representam relações significativas e as linhas em cinzas não significativas. As linhas partem das variáveis explanatórias para as variáveis respostas. ***P< 0,001; **P< 0,01; *P< 0,05	63
Figura 23. Reta obtida através da regressão linear entre a saturação por bases (V%) e o fator de estabilização médio (SMED).	67

SUMÁRIO

Introdução geral	13
Referências	16
Capítulo 1. Variação espaço-temporal de atributos químicos do solo de uma floresta ripária tropical contínua a uma floresta estacional semidecidual	21
1.1 Introdução.....	23
1.2 Material e métodos	25
1.2.1 Caracterização da área de estudo	25
1.2.2 Desenho amostral.....	28
1.2.3 Caracterização físico-química do solo.....	29
1.2.4 Análises estatísticas	30
1.3 Resultados	31
1.4 Discussão.....	33
1.5 Considerações finais.....	36
1.6. Referências	36
Capítulo 2. Decomposição inicial da matéria orgânica em uma Floresta Ripária: efeitos dos atributos químicos do solo e da estrutura da vegetação	42
2.1 Introdução.....	44
2.2 Material e métodos	46
2.2.1 Caracterização da área de estudo	46
2.2.2 Desenho amostral.....	49
2.2.3 Caracterização do solo	50
2.2.4 Estrutura da vegetação	51
2.2.5 Tea Bag Index.....	51
2.2.6 Análises estatísticas	56
2.3 Resultados	57
2.4 Discussão.....	63
2.5 Considerações finais.....	67
2.6 Referências	68
3 Considerações finais gerais	76
3.1 Referência.....	77
4. Anexos	79

Introdução geral

A Mata Atlântica é um domínio fitogeográfico de caráter heterogêneo, compreendendo fitofisionomias tropicais e subtropicais. Se abrigam em altitudes que variam do nível do mar até 2900 m. Variam também longitudinalmente, se tornando mais sazonais quando se localizam em regiões interioranas, com índices pluviométricos caindo de 4000 mm a 1000 mm (MANTOVANI, 2003). É um dos 36 *hotspots* para a conservação mundial, representando uma área de alto endemismo e diversidade biológica (MITTERMEIER et al., 2018), mas atualmente conta com apenas 26% da sua cobertura florestal original (REZENDE et al., 2018). As causas imediatas da supressão vegetal são resultados da alta exploração antrópica dos recursos florestais, para obtenção de produtos como madeira, frutos, lenha, caça, e para práticas de pecuária, silvicultura e agricultura (DEAN 1996; GALINDO-LEAL et al., 2003; KAREIVA, 2007). O desmatamento gera fragmentação, criando porções menores de hábitat, geralmente distantes entre si, circundados por áreas urbanizadas ou agrícolas (HADDAD et al., 2015), acarretando, a longo prazo, mudanças na estrutura e funcionalidade deste domínio (FISCHER & LINDENMAYER, 2007). Portanto, o desmatamento na Mata Atlântica assim como em qualquer outro domínio, é ainda mais nocivo quando próximo de cursos d'água.

A vegetação adjacente a cursos d'água se denomina Floresta Ripária, e é definido como uma área de transição, estendendo-se entre o limite dos cursos d'água até a borda de terras mais altas, portanto fortemente influenciadas pelo regime hídrico (NAIMAN; DECAMPS; MCCLAIN, 2005). Devido à proximidade das florestas ripárias com recursos hídricos, acabam por exercer um papel importante quando se trata da qualidade da água e mitigação de ações antrópicas passíveis de danos ao ecossistema (NAIMAN; DECAMPS; MCCLAIN, 2005; ANGELSTAM & LAZDINIS, 2017), prestando serviços imprescindíveis para a conservação e manutenção dessas áreas em relação à biodiversidade do solo, filtragem de sedimentos, mitigação de poluentes advindos de culturas agrícolas, controle de inundações, estabilidade de cursos d'água, recarga de aquíferos, proteção contra erosão e regulação de ciclos biogeoquímicos (NAIMAN; DECAMPS; MCCLAIN, 2005; POIANI et al., 2000; ANDERSON & POAGE, 2014; GARRASTAZÚ et al., 2015). No entanto, este tipo de ecossistema tem sido considerado como um dos mais degradados do mundo (NILSSON & BERGGREN, 2000).

Florestas ripárias caracterizam-se pela sua alta heterogeneidade de hábitats (NAIMAN et al, 2005). Schiavini (1997) dividiu as florestas ripárias em três sub-regiões de acordo com a proximidade de cursos d'água: (1) Dique, como a área adjacente ao curso d'água; (2) área de baixada, que se localiza de maneira intermediária entre os diques e as encostas, em que a água pode permanecer estacionária e (3) área de aclive, com boa drenagem e que sofre menor influência do

curso d'água. Estas sub-regiões podem resultar na formação de diferentes tipos de solos, desde os de alta drenagem até solos pouco drenados de caráter mais orgânico (NAIMAN; DECAMPS; MCCLAIN, 2005). A drenagem do solo é definida pela sua capacidade de movimentação de líquidos e gases (principalmente oxigênio e água) entre as partículas do solo que é determinada pelo tamanho dos poros existentes, os quais são influenciados pela sua estrutura, textura e os tipos de minerais encontrados (BRADY & WEIL, 2013). A estrutura do solo define sua capacidade de adsorção de componentes orgânicos e inorgânicos e portanto sua qualidade nutricional (NAIMAN; DECAMPS; MCCLAIN, 2005; LEPSCH, 2011). A capacidade de adsorção está intimamente ligada aos teores de matéria orgânica (BERG & MCCLAUGHERTY, 2008), argila e agregados estáveis do solo, mas quando o teor de argila é extremamente elevado, perdas nutricionais ocorrem, como por exemplo a desnitrificação exercida por bactérias anaeróbias, que se desenvolvem em solos alagados (LEPSCH, 2011; BRADY & WEIL, 2013).

Os solos de regiões mais altas, distantes de cursos d'água, são compostos inteiramente pela rocha matriz, enquanto que nas regiões ribeirinhas, a deposição de nutrientes e matéria orgânica carregadas pelo curso d'água e de sedimentos de diversas texturas, ocasionada pelas enchentes periódicas, torna a composição edáfica mais heterogênea (NAIMAN; DECAMPS; MCCLAIN, 2005). Essa heterogeneidade na deposição de nutrientes e matéria orgânica resulta em locais altamente ricos nutricionalmente, com alto teor de matéria orgânica e nutrientes, e locais com níveis mais baixos de nutrientes ocasionados por lixiviação (STROMBERG et al., 2011).

Toda essa variabilidade de texturas do solo e de manchas com diferentes níveis de nutrientes e matéria orgânica podem influenciar a comunidade vegetal, resultando numa alta diversidade em sua composição e estrutura (GREGORY et al., 1991; OLIVEIRA-FILHO et al., 1994). No sentido ortogonal aos cursos d'água, as áreas de dique, geralmente apresentam solos com menores teores nutricionais e maiores índices luminosos. Assim, espécies de grupos sucessionais iniciais caracterizadas por possuírem troncos mais finos são mais abundantes, enquanto que nas áreas mais distantes dos cursos d'água e mais altas, a ocorrência de espécies caracterizadas por apresentarem troncos mais desenvolvidos, possuírem maior longevidade e tolerantes à sombra, são mais abundantes (NAIMAN; DECAMPS, MCCLAIN; 2005). Portanto, seria esperado que a estrutura florestal de cada área refletisse suas características ambientais, uma vez que seriam correlacionadas com a estrutura e composição do solo, resultante da combinação entre a textura do solo e a taxa de deposição da serapilheira e situações anóxicas (OLIVEIRA-FILHO et al., 1994; LYTLE & POFF, 2004).

Os fatores que influenciam a taxa de decomposição podem ser determinados pela qualidade e quantidade de nutrientes da serapilheira a ser decomposta, e pela disponibilidade de nutrientes no solo, além de fatores abióticos como concentração de oxigênio, temperatura e umidade edáfica,

temperatura e umidade relativa do ar (NAIMAN; DECAMPS; MCCLAIN, 2005; GARCÍA-PALÁCIOS et al., 2013; BONANOMI et al., 2016).

Os fatores abióticos importantes para o aumento da taxa de decomposição sofrem influência da estrutura da floresta (WALLACE et al., 2018), as quais apresentam grandes amplitudes em áreas de borda do fragmento, devido à alta incidência luminosa, velocidade dos ventos e variações térmicas do solo e do ar (CHEN et al., 1995). Por outro lado, nas áreas mais altas, localizadas no interior da floresta, comumente apresentam elevadas taxas de evapotranspiração da comunidade vegetal e dossel mais homogêneo, o que pode resultar em maiores índices de umidade do solo e de serapilheira (DIDHAM & LAWTON, 1999). Por consequência, as bordas dos fragmentos exibem condição microclimática distinta daquelas áreas mais ao interior (DIDHAM E LAWTON, 1999; YEONG; REYNOLDS; HILL, 2016; SAEED et al., 2019).

O processo de decomposição da serapilheira pode ser descrito em duas etapas, em que a primeira é caracterizada pela rápida degradação dos compostos lábeis, e uma segunda fase mais lenta, em que os componentes recalcitrantes, como os tecidos lignificados, são os principais elementos a serem decompostos (POLUNIN, 1984; BERG, 2014). Na primeira fase, a decomposição de substâncias de origem holocelulósicas e tecidos não lignificados, exercida pela ação microbiana é fomentada pela alta concentração de nitrogênio, ocasionando a lixiviação pela água das substâncias solúveis retiradas da serapilheira (POLUNIN, 1984; KEUSKAMP, 2013; BERG, 2014, BONANOMI et al., 2016). Além do papel de fomentador para com a decomposição inicial realizada pela comunidade microbiana, o nitrogênio atua como fator limitante quando se trata da fase de degradação de tecidos lignificados, pois acaba por suprimir a síntese de enzimas lignolíticas (BERG, 2014; BONANOMI et al., 2016).

Assim, o estudo da decomposição da matéria orgânica pode esclarecer questões imprescindíveis sobre o funcionamento de ecossistemas, pois a permanência de espécies vegetais em determinada área é influenciada pela taxa de ciclagem de nutrientes, que determina a disponibilidade de recursos para as plantas (DAVIDSON et al., 2004) e consequentemente para a produção primária (BONANOMI et al., 2016).

O estudo da decomposição da matéria orgânica em Floresta Ripária se mostra importante pois, os solos armazenam cerca de quatro vezes mais carbono que a biomassa vegetal, e quase três vezes mais que a atmosfera (WATSON, 2001). Como citado no decorrer da introdução geral, as áreas de Mata Atlântica diminuíram drasticamente e é considerada um *hotspot*. A Lei nº 12.561, de 25 de Maio de 2012 promove a necessidade de conservação e restauração de Florestas Ciliares, portanto, essas áreas se mostram imprescindíveis para prestação de serviços ecossistêmicos. Em vista disso, como sabemos que a estabilização da matéria orgânica acontece após a decomposição da mesma, que remete à fixação de carbono no solo, a conservação de Florestas Ripárias age no

âmbito de mitigar os efeitos fomentadores de mudanças climáticas advindos de modelos de agricultura convencional.

Este estudo teve como objetivo avaliar a variação espacial e sazonal da fertilidade do solo, em duas regiões, adjacente ao rio Mogi-Guaçu (R) e interior da floresta (I), bem como a taxa de decomposição e o fator de estabilização nestas duas áreas, após a época úmida. Visto isso, a dissertação é composta por dois capítulos:

- (1) Variação espaço-temporal da fertilidade do solo em área de Floresta Ripária contínua a uma Floresta Estacional Semidecidual (FES): Este capítulo apresenta a variação espacial entre atributos químicos do solo entre a região do dique marginal (R), adjacente ao rio Mogi-Guaçu, e o interior da floresta (I), mais distante do curso d'água, e a variação temporal entre o fim da estação seca e o final da estação chuvosa nos atributos químicos do solo em uma área de Floresta Ripária contínua a uma FES adjacente ao rio Mogi-Guaçu. As hipóteses foram: (i) Se os atributos do solo variam entre as duas regiões (adjacente ao rio Mogi-Guaçu e interior da floresta); (ii) como esperamos uma relação positiva entre a capacidade de retenção de íons e o teor de argila (LEPSCH, 2011; BRADY & WEIL, 2013), avaliamos o efeito da variação sazonal nessa relação; (iii) Se os atributos químicos do solo variam entre as duas épocas do ano.
- (2) Decomposição inicial da matéria orgânica em uma Floresta Ripária: Este capítulo apresenta a avaliação no teor de argila e umidade do solo, entre a região de dique marginal (R) e o interior da floresta (I), mais distante do curso d'água, simultaneamente com o efeito da disponibilidade de nutrientes no solo e da estrutura florestal na taxa de decomposição e no fator de estabilização.

Referências

ANDERSON, P. D.; POAGE, N. J. The density management and riparian buffer study: A large-scale silviculture experiment informing riparian management in the Pacific Northwest, USA. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 316, p. 90–99, feb. 2014.

ANGELSTAM, P.; LAZDINIS, M. Tall herb sites as a guide for planning, maintenance and engineering of riparian continuous forest cover. **Ecological Engineering**, Amsterdam v. 103, part B., p. 470–477, jun. 2017.

BERG, B. Decomposition patterns for foliar litter—a theory for influencing factors. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 78, p. 222–232, nov. 2014.

BERG, B.; MCCLAUGHERTY, C. **Plant Litter: Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration**. 2 ed. Berlin: Springer, 2008.

BONANOMI, G.; CESARANO, G.; GAGLIONE, S. A.; IPPOLITO, F.; SARKER, T.; RAO, M. A. Soil fertility promotes decomposition rate of nutrient poor, but not nutrient rich litter through nitrogen transfer. **Plant Soil**, Dordrecht, v. 412, n. 1-2, p. 397-411, oct. 2016.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 2013.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de Maio de 2012. Dispõe sobre a proteção de vegetação nativa. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm>. Acesso em: 02 fev. 2020.

CHEN, J. Q.; FRANKLIN, J. F., SPIES, T. A. Growing-season microclimatic gradients from clear-cut edges into old-growth Douglas-Fir forests. **Ecological Applications**, Washington, v. 5, n. 1, p. 74-86, feb. 1995.

DAVIDSON, E. A. *et al.* Nitrogen and phosphorus limitation of biomass growth in a tropical secondary forest. **Ecological Applications**, Washington, v. 14, n. 4, p. 150-163, aug. 2004.

DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. 1. ed. São Paulo: Companhia das Letras, 1996.

DIDHAM, R. K.; LAWTON, J. H. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. **Biotropica**, Malden, v. 31, n. 1, p. 17-30, mar. 1999.

FISCHER, J. & LINDENMAYER, D. B. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. **Global Ecology and Biogeography**, Malden, v. 16, n. 3, p. 265-280, may. 2007.

GALINDO-LEAL, C.; JACOBSEN, T. R.; LANGHAMMER, P. F.; OLIVIERI, S. State of the hotspots: the dynamics of biodiversity loss. *In*: GALINDO-LEAL, C. & CÂMARA, I. G. **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook**. Washington: Island Press, 2003, p. 12-23.

GARCÍA-PALÁCIOS, P.; MAESTRE, F. T.; KATTGE, J.; WALL, D. H. Climate and litter quality differently modulate the effects of soil fauna on litter decomposition across biomes. **Ecology Letters**, v. 16, n. 8, p. 1045–1053, aug. 2013.

GARRASTAZÚ, M. C. *et al.* Carbon sequestration and riparian zones: Assessing the impacts of changing regulatory practices in Southern Brazil. **Land Use Policy**, v. 42, p. 329–339, jan. 2015.

GREGORY, S. V.; SWANSON, F. J.; MCKEE, W. A.; CUMMINS, K. W. An ecosystem perspective of riparian zones. **BioScience**, Washington, v. 41, n. 8, p. 540–551, set. 1991.

HADDAD, N. M. *et al.* Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, p. 1-9, mar. 2015.

KAREIVA, P.; WATTS, S.; MCDONALD, R.; BOUCHER, T. Domesticated Nature : Shaping landscapes and ecosystems for human welfare. **Science**, Washington, v. 316, n. 5833, p. 1866-1869, jun. 2007.

KEUSKAMP, J. A. *et al.* Tea Bag Index: A novel approach to collect uniform decomposition data across ecosystems. **Methods in Ecology and Evolution**, London, v. 4, n. 11, p. 1070–1075, nov. 2013.

LEPSCH, I. F. 19 Lições de pedologia. 1. Ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2011.

LYTLE, D. A. & POFF, N. L. Adaptation to natural flow regimes. **Trends in Ecology & Evolution**, London, v. 19, n. 2, p. 94-100, feb. 2004.

MANTOVANI, W; A degradação dos biomas brasileiros. *In: Patrimônio Ambiental Brasileiro*, São Paulo: EDUSP, 2003, p. 367-439.

MITTERMEIER, R. A.; RYLANDS, A. B. Biodiversity Hotspots. **Encyclopedia of the Anthropocene**, v. 3, p. 67-75, 2018.

NAIMAN, R. J. *et al.* 2005. Origins, patterns, and importance of heterogeneity in riparian systems. *In: LOVETT, G. M.; JONES, C. G.; TURNER, M. G.; WEATHERS, K. C. Eds. Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes*. New York: Springer, 2005, p. 279-309.

NAIMAN, R. T.; DECAMPS, H.; MCCLAIN, M. E. **Riparian: ecology, conservation and management of streamside communities**. London: Elsevier Academic Press, 2005. p. 430.

NILSSON, C.; BERGGREN, K. Alterations of riparian ecosystems caused by river regulation. **BioScience**, Washington, v. 50, n. 9, p. 783–792, sep. 2000.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; VILELA, E. A.; CARVALHO, D. A.; GAVILANES, M. L. Effects of soils and topography on the distribution of tree species in a tropical riverine forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, New York, v. 10, n. 4, p. 483–508, nov. 1994.

PESSOA, F. **Livro do Desassossego**. 1. ed. São Paulo: Companhia das Letras, 1999.

POLUNIN, N. V. C. The decomposition of emergent macrophytes in fresh water. **Advances in Ecological Research**, San Diego, v. 14, p. 115-166, 1984.

REZENDE, C. L. *et al.* From hotspot to hopespot : An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, Brazil, v. 16, n. 4, p. 208–214, oct./dec. 2018.

SAEED, S. *et al.* Altitudinal gradients and forest edge effect on soil organic carbon in chinese fir (*Cunninghamia lanceolata*): A study from southeastern China. **Carbon Management**, v. 10, n.1, p. 11–22, jan. 2019.

SCHIAVINI, I. 1997. Environmental characterization and groups of species in gallery forest. *In*: IMANÃ-ENCINAS, J. & Kleinn, C. **Proceedings of the international symposium on assessment and monitoring of forests in tropical dry regions with especial reference to gallery forests**. Brasília: Universidade de Brasília, 1997, p. 107-113.

STROMBERG, J. C.; BUTLER, L.; HAZELTON, A. F.; BOUDELL, J. A. Seed size, sediment, and spatial heterogeneity: Post-flood species coexistence in dryland riparian ecosystems. **Wetlands**, Dordrecht v. 31, n. 6, p. 1187–1197, dec. 2011.

WALLACE, K. J.; LAUGHLIN, D. C.; CLARKSON, B. D.; SCHIPPER, L. A. Forest canopy restoration has indirect effects on litter decomposition and no effect on denitrification. **Ecosphere**, United States, v. 9, n. 12, p. 1-14, dec. 2018.

WATSON, R. T. *et al.* **Climate change 2001: synthesis report - third assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Inglaterra: Cambridge University, 2001. 408 p.

YEONG, K. L.; REYNOLDS, G.; HILL, J. K. Leaf litter decomposition rates in degraded and fragmented tropical rain forests of Borneo. **Biotropica**, Malden, v. 48, n. 4, p. 443–452, jul. 2016.

Capítulo 1. Variação espaço-temporal de atributos químicos do solo de uma floresta ripária contínua a uma floresta estacional semidecidual

RESUMO

A Floresta Estacional Semidecidual (FES) é uma fitofisionomia da Mata Atlântica que apresenta dois períodos climáticos distintos, um de intensas chuvas (verão) e outro de baixa precipitação e temperaturas amenas (inverno). Quando adjacentes a cursos d'água, são denominadas zonas ripárias, definidas como áreas de transição entre o ambiente terrestre e aquático. A sazonalidade da FES influencia o balanço nutricional do solo. Há deposição de serapilheira durante a época seca (inverno), agindo na manutenção da fertilidade. A textura do solo influencia na capacidade de retenção de nutrientes. Visto isso, o objetivo do presente trabalho foi analisar se os atributos do solo variam entre duas regiões próximas (adjacente ao rio Mogi-Guaçu e interior da floresta), e se há efeito na variação sazonal. Este estudo foi conduzido num fragmento florestal preservado, localizado na Guarnição da Aeronáutica de Pirassununga (SP). Delimitamos cinco parcelas de 10 x 10 m a 5 m do rio Mogi Guaçu (R), e cinco parcelas a 25 m do corpo d'água (I). Retirou-se duas amostras de solo por parcela, uma no mês de setembro de 2018 e outra no mês de abril de 2019, para verificação dos atributos químicos e granulometria. O primeiro eixo (Fert1) da Análise de Componentes Principais (ACP) foi positivamente relacionado com cálcio, fósforo, capacidade de troca catiônica, matéria orgânica, saturação por bases, potencial hidrogeniônico, magnésio e nitrogênio, explicando 62,31% da variabilidade dos dados, separando as parcelas quanto a sua localização, sendo positivamente relacionado principalmente com as parcelas localizadas no interior da floresta. O segundo eixo (Fert2) da ACP foi positivamente relacionado com potássio e a razão nitrogênio-fósforo, e negativamente relacionado com a razão carbono-nitrogênio, explicando 27,1% da variabilidade dos dados, sendo responsável por separar as épocas do ano, independentemente da localização. Os atributos variaram entre as áreas e entre as duas épocas amostradas, entretanto, não detectamos a interação entre fatores, sugerindo que nas duas regiões os atributos do solo variaram entre as duas épocas de forma similar. Em média, os atributos com maior variação foram o nitrogênio, potássio, razão carbono-nitrogênio, razão nitrogênio-fósforo e magnésio. O Fert1 foi diretamente proporcional ao teor de argila nas duas épocas amostradas, sem diferença na inclinação das duas retas, mas diferiu entre as duas épocas independentemente do teor de argila. O teor de argila não influenciou o Fert2 em setembro e nem em abril, sendo influenciado somente pela sazonalidade, obtendo em abril, maiores valores de nitrogênio-fósforo e potássio, e menores valores de carbono-nitrogênio. Nossos dados mostraram que, na área de estudo, mesmo em uma pequena escala espacial, as parcelas mais próximas ao curso d'água tendem a ter um solo mais arenoso e menos fértil, com capacidade de troca catiônica mais baixa. A sazonalidade em FES parece ser um dos fatores que influenciam a variação temporal da fertilidade do solo, pois a reposição dos nutrientes deve ocorrer via deposição e decomposição da serapilheira ou à hidrologia florestal, seja através do escoamento superficial e subterrâneo quanto via precipitação interna, que transporta nutrientes de folhas vivas e mortas das copas das árvores e arbustos.

Palavras-chave: Argila; fertilidade do solo; textura do solo; Mata-Atlântica.

Chapter 1. Spatio-temporal variation of soil chemical attributes from a continuous riparian forest to a seasonal semideciduous forest

ABSTRACT

The Seasonal Semideciduous Forest (SSF) is a phytophysiognomy of the Atlantic Rainforest that presents two distinct climatic periods, one of intense rain (summer) and a period of low precipitation and mild temperatures (winter). When adjacent to watercourses, they are called riparian zones, defined as areas of transition between the terrestrial and aquatic environment. SSF seasonality influences the nutritional balance of the soil. There is litter deposition during the dry season (winter), acting on the maintenance of fertility. The soil texture influences the nutrient retention capacity. In view of this, the objective of the present study was to analyze whether the soil attributes vary between two close regions (adjacent to the Mogi-Guaçu river and the interior of the forest), and whether there is an effect on seasonal variation. This study was conducted in a preserved forest fragment, located in the Pirassununga Aeronautical Garrison (State of São Paulo). We delimited five plots of 10 x 10 m to 5 m from the Mogi Guaçu river (R), and five plots at 25 m from the water body (I). Two soil samples were taken per plot, one in September 2018 and the other in April 2019, for verification of chemical attributes and granulometry. The first axis (Fert1) of Principal Component Analysis (PCA) was positively related to calcium, phosphorus, cation exchange capacity, organic matter, base saturation, hydrogen potential, magnesium and nitrogen, explaining 62.31% of the data variability, separating the plots as to their location, being positively related mainly to the plots located inside the forest. The second axis (Fert2) of PCA was positively related to potassium and the nitrogen-phosphorus ratio, and negatively related to the carbon-nitrogen ratio, explaining 27.1% of the data variability, being responsible for separating the seasons, regardless the location. The attributes varied between the areas and between the two sampled seasons, however, we did not detect the interaction between the factors, suggesting that in both regions the soil attributes varied between the two seasons in a similar manner. On average, the values with the greatest variation were nitrogen, potassium, carbon-nitrogen ratio, nitrogen-phosphorus ratio and magnesium. Fert1 was directly proportional to the clay content in the two sampled seasons, with no difference in the slope of the two lines, but it differed between the two seasons regardless of the clay content. The clay content did not influenced Fert2 in September or in April, being influenced only by seasonality, obtaining in April higher values of nitrogen-phosphorus and potassium, and lower values of carbon-nitrogen. Our data showed that, in the study area, even on a small spatial scale, the parcels closest to the watercourse tend to have a more sandy and less fertile soil, with a lower cation exchange capacity. Seasonality in SFF seems to be one of the factors that influence the temporal variation of soil fertility, since the replacement of nutrients must occur via litterfall and decomposition or through forest hydrology, either through surface and underground runoff or via internal precipitation, which transports nutrients from live and dead leaves from the tops of trees and shrubs.

Keywords: Clay; soil fertility; soil texture; Atlantic Rainforest.

1.1 Introdução

As zonas ripárias são definidas como áreas de transição entre o ambiente terrestre e aquático, estendendo-se do limite de cursos d'água até a borda de terras mais altas (NAIMAN; DECAMPS; MCCLAIN, 2005). Nestas regiões, o regime hídrico influencia constantemente os processos envolvidos na fertilidade do solo, como a entrada de sedimentos das áreas adjacentes transportadas tanto pelas águas das chuvas quanto pelos cursos d'água, além da entrada de nutrientes através do fluxo subterrâneo do lençol freático, advindo das partes mais elevadas para a faixa ciliar (PAGANO E DURIGAN, 2000; NAIMAN et al., 2005).

A textura do solo, ou seja, as proporções de areia, silte e argila, influencia a capacidade de retenção de nutrientes, uma vez que a troca de cátions ocorre na fração coloidal do solo, positivamente relacionada com o teor de argila e húmus (matéria orgânica), tornando o solo mais fértil (BRADY & WEIL, 2013). Alguns estudos mostraram que o solo de áreas mais próximas dos cursos d'água (aluviais) apresentam maiores proporções de areia quando comparadas com áreas mais altas (não aluviais) no interior da floresta, que normalmente possuem uma maior teor de argila (RODRIGUES et al. 2018; SAINT-LAURENT & ARSENAULT-BOUCHER, 2020). Assim, a fertilidade do solo deve variar na direção perpendicular ao curso d'água influenciada positivamente pelo teor de argila, sendo mais alta nas áreas com maiores proporções de argila, pois provavelmente apresentará maior valor de capacidade de troca de cátions

O balanço nutricional do solo, que se refere à entrada e saída de nutrientes da matriz edáfica, é influenciado também pelo movimento da água no ecossistema como escoamento superficial, percolação, pela assimilação de plantas e pela precipitação interna. O escoamento superficial da água advindo da chuva carrega nutrientes minerais e orgânicos, determinando assim a entrada e a saída de elementos no solo (NAIMAN; DECAMPS; MCCLAIN, 2005). A percolação se refere ao movimento da água no sentido vertical, cuja velocidade é positivamente correlacionada com a porosidade do solo e portanto, negativamente correlacionada com a fertilidade, uma vez que na água percolada encontram-se elementos nutricionais dissolvidos (BRADY & WEIL, 2013). A assimilação da água pelas plantas se baseia na captação de nutrientes através do solo e dos lençóis freáticos, podendo ser direta ou indireta, através de associações simbióticas de fungos e bactérias com as raízes (TABACCHI et al., 2000). A precipitação interna é descrita como a parte da água da chuva que chega ao solo passando por troncos, galhos e folhas (PARKER, 1983; VAN STAN II; GUTMANN; FRIESEN, 2020). A maior parte do volume de água da chuva passa por esse processo (LEVIA; FROST, 2006), o que normalmente faz com que a composição química da água mude antes de chegar ao solo (HERRMANN et al., 2006), pois os nutrientes contidos na água da chuva podem ser lixiviados da folhagem, ou absorvidos pelas folhas (PARKER, 1983; POTTER et al.,

1991; VAN STAN II; GUTMANN; FRIESEN, 2020). Assim, a precipitação interna deve influenciar fortemente a quantidade e qualidade dos nutrientes que chega ao solo, pois os nutrientes solubilizados na água podem ser rapidamente absorvidos ou liberados pelas copas das árvores e troncos.

A deposição de serapilheira é um elemento chave na manutenção da fertilidade em um ecossistema (SANTANA & SOUTO, 2011), visto que a ciclagem de nutrientes influencia a disponibilidade de nutrientes no solo (DAVIDSON et al., 2004). A ciclagem de nutrientes é baseada na decomposição da serapilheira (BERG & MCCLAUGHERTY, 2008), que se define como um processo dinâmico em que ocorre a fragmentação física das estruturas, transformação química e a síntese de novos compostos (HEAL et al., 1997). A maior deposição de serapilheira se concentra nos meses de agosto a outubro, período de baixa precipitação (PAGANO E DURIGAN, 2000; VITAL et al., 2004; PIMENTA et al., 2011). A maior deposição durante a escassez hídrica é reflexo da perda de folhas, diminuindo a perda de água por evapotranspiração (VITAL et al., 2004; ESPIG et al., 2009).

A Floresta Estacional Semidecidual (FES) é caracterizada como florestas que apresentam dois períodos climáticos distintos, em que o verão é composto por intensas chuvas e o inverno é marcado por baixa pluviosidade e temperaturas (VELOSO, 1991). Essa fitofisionomia é constituída por espécies semidecíduas, em que cerca de 20% a 50% (CARVALHO, 2003) desses indivíduos perdem suas folhas no período de seca (PAGANO & DURIGAN, 2000; VITAL et al., 2004, PIMENTA et al., 2011; VALENTIN-SILVA et al., 2018). Essa característica caducifólia é uma resposta de proteção contra a perda de água por evapotranspiração, já que nessa época há déficit hídrico (VITAL et al., 2004; ESPIG et al., 2009). Quando próximas a cursos d'água, passam a ser denominadas como Floresta Ripária (NAIMAN; DECAMPS; MCCLAIN, 2005).

Assim, este estudo avaliou simultaneamente a variação espacial entre atributos químicos do solo entre a região do dique marginal e o interior da floresta, mais distante do curso d'água, e a variação temporal entre o fim da estação seca e o final da estação chuvosa nos atributos químicos do solo em uma área de Floresta Ripária contínua a uma FES, adjacente ao rio Mogi-Guaçu. Considerando que a região do dique (área adjacente ao curso d'água) pode ter maior quantidade de areia devido aos solos aluviais em relação ao interior da floresta, onde são encontrados solos não aluviais, questionamos (1) se os atributos do solo variam entre as duas regiões (adjacente ao rio Mogi-Guaçu e interior da floresta) e (2) como esperamos uma relação positiva entre a capacidade de retenção de íons e o teor de argila (LEPSCH, 2011; BRADY & WEIL, 2013), avaliamos o efeito da variação sazonal nessa relação. A floresta estacional é caracterizada por uma forte variação sazonal principalmente em relação à precipitação (VELOSO, 1991), o que deve resultar em diferenças hidrológicas, e portanto também nas taxas de deposição da serapilheira e na velocidade

de decomposição desta matéria orgânica; assim questionamos (3) se os atributos químicos do solo variam entre as duas épocas do ano.

1.2 Material e métodos

1.2.1 Caracterização da área de estudo

Este estudo foi conduzido num fragmento florestal preservado com baixa influência antrópica, localizado na Guarnição da Aeronáutica de Pirassununga (FAYS), na latitude 21°59'39,98" S e longitude 47°20'12,73" W, no município de Pirassununga – SP (Figura 1)



Figura 1. Cobertura e uso do solo da Guarnição da Aeronáutica de Pirassununga, representada por imagem de satélite do Google Earth, 2018 (Adaptado de FERNANDES, 2019).

A FAYS abriga 56 fragmentos florestais totalizando 2608 ha, em que 252 ha são de Várzea, 259 ha de transição entre Cerrado/FES, 356 ha de silvicultura de *Eucalyptus sp.* e *Pinus sp.*, 446 ha de Cerradão, 122 ha de Cerrado e 1173 ha divididos entre FES e transição entre FES/Floresta Ripária (Figura 2) (FERNANDES, 2019).

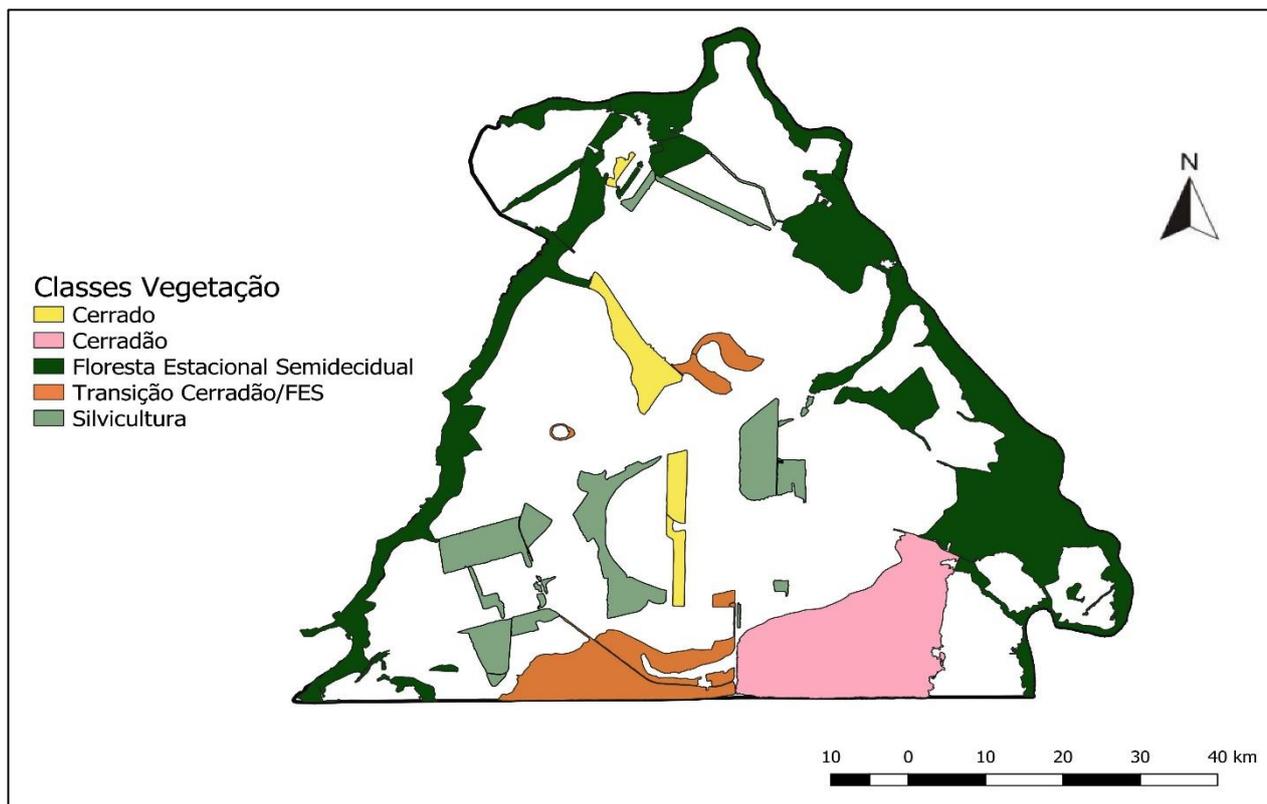


Figura 2. Localização dos fragmentos e suas respectivas fitofisionomias presentes na Guarnição da Aeronáutica de Pirassununga (Adaptado de FERNANDES, 2019).

O fragmento de estudo corresponde a uma área de aproximadamente 140 ha (Figura 3), localizada a 620 m de altitude, situado ao norte da FAYS, próximo à Estação de Tratamento de Água (ETA), adjacente ao rio Mogi-Guaçu. É formado pelo planalto residual de Franca/Batatais, composto pela Serra Geral intrusiva, contendo Latossolo Vermelho Distroférico típico, moderado a proeminente, com textura argilosa ou muito argilosa, muito profundo e relevo suavemente ondulado (LV11) (ROSSI, 2017).

A vegetação é classificada como Floresta Estacional Semidecidual (FES), mas compreende uma área de Floresta Ripária devido à proximidade com o rio Mogi-Guaçu acompanhando-o por cerca de 4 km. Devido à similaridade de espécies encontradas tanto na região adjacente ao curso d'água quanto mais ao interior do fragmento, a área de estudo pode vir a ser classificada como transição entre Floresta Ripária e FES (SEBASTIANI, 2019; FERNANDES, 2019).

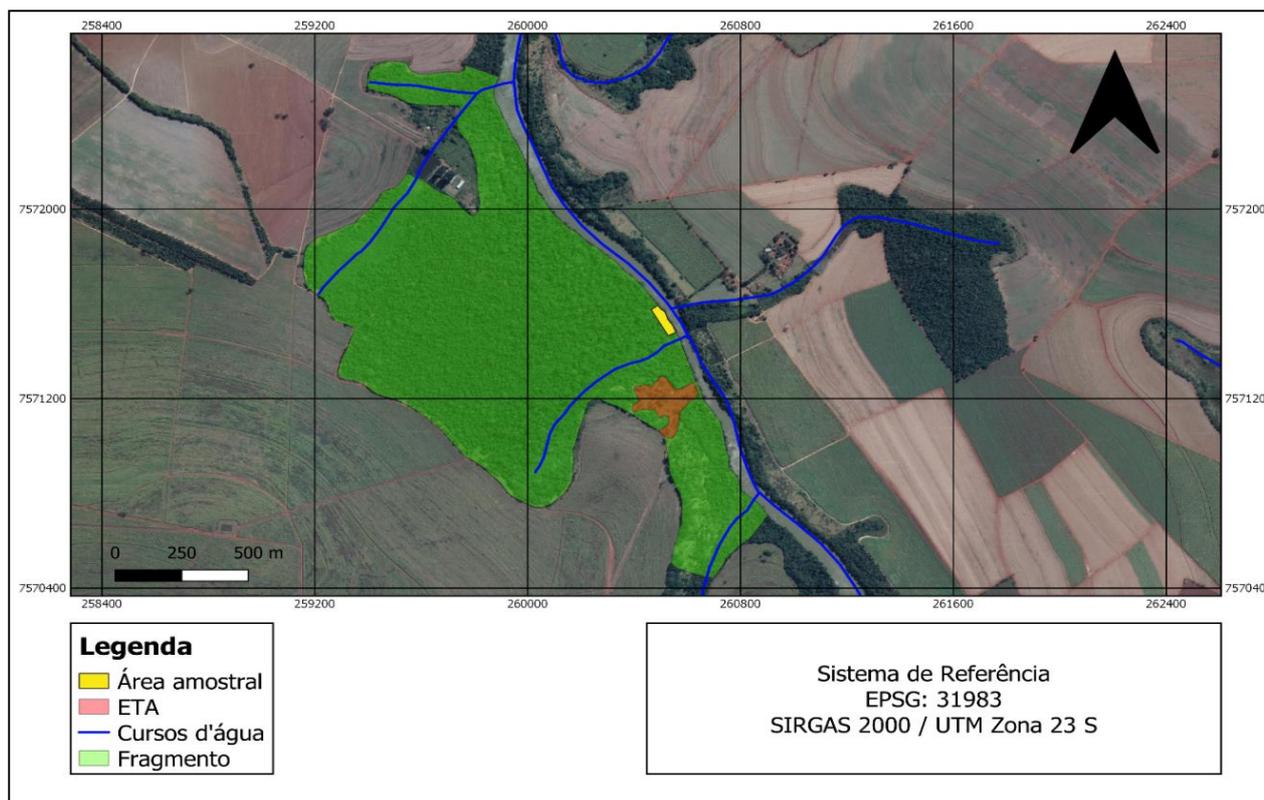


Figura 3. Mapa temático da área de estudo (Elaborado pelo autor).

O clima é caracterizado como Cwa de acordo com a classificação de Köppen (ROLIM et al. 2007), e refere-se a um clima tropical com verões muito quentes e chuvosos, enquanto os invernos são secos. A temperatura média anual em 2018 foi de 21,89 °C, do qual os meses mais quentes foram de dezembro a março, registrando temperaturas médias de 25°C. A precipitação em 2018 foi de 1291 mm, com os maiores volumes concentrados nos meses de outubro a janeiro. No ano de 2019 a temperatura média anual foi de 22,8 °C do qual os meses mais quentes foram outubro e janeiro, registrando médias de 25,3 °C e 25,9 °C, respectivamente. Foi registrado 1205,2 mm de precipitação em 2019, destacando-se os meses de janeiro e novembro, em que foram observados os maiores volumes de chuvas. Nos meses de coleta do solo, foram registrados 79 mm de precipitação (Estação Pluviométrica n° 2147169 - PCH EMAS NOVA MONTANTE SÍTIO AGROCERES, ANA, 2020) e temperatura média de 23,05 °C para setembro de 2018, e 157,4 mm para Abril de 2019, com temperatura média de 23,07 °C (Figura 4) (Estação Meteorológica da Universidade de São Paulo – Campus Pirassununga, 2020).

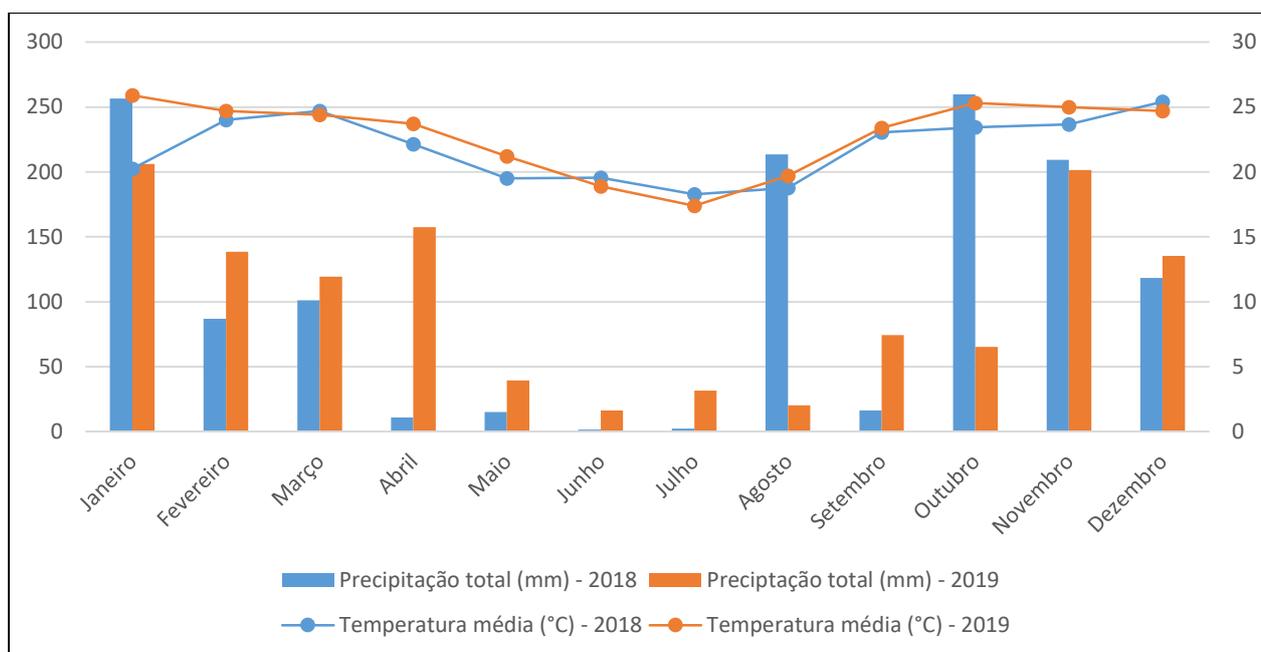


Figura 4. Temperaturas médias e pluviometria total por mês nos anos de 2018 e 2019 (Estação Meteorológica da Universidade de São Paulo – Campus Pirassununga, 2020).

1.2.2 Desenho amostral

O desenho amostral para as coletas de solo é composto por 10 parcelas marcadas em dois transectos paralelos ao curso d'água. Em cada transecto delimitamos cinco parcelas localizadas na zona ripária, a 5 m do rio Mogi Guaçu (R), e cinco parcelas a 25 m do corpo d'água (I) (Figura 5).

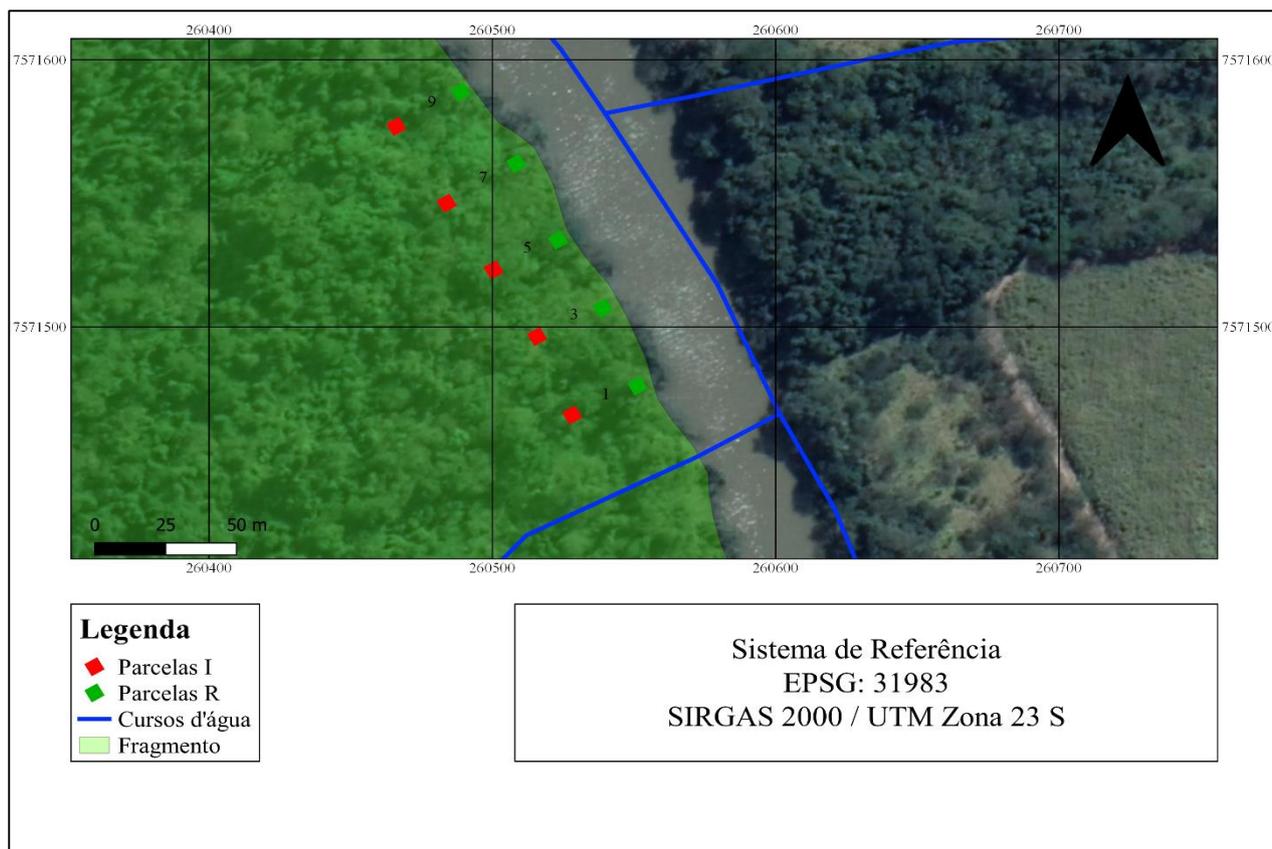


Figura 5. Desenho amostral na área de estudo destacando a posição das parcelas em relação ao Rio Mogi-Guaçu (Elaborado pelo autor).

Cada parcela em seu respectivo local, dique (R) ou interior (I), distanciou-se 30 metros da próxima parcela. Ambas as parcelas iniciais foram marcadas distantes 250 m da entrada do fragmento, que se localiza na porção mais próxima do rio, junto a Estação de Tratamento de Água (ETA). A distância da entrada do fragmento até o começo das parcelas e a posição geográfica de cada parcela foi aferida utilizando um Sistema de Posicionamento Global (GPS) da marca Garmin modelo ETREX 20X.

As dimensões das parcelas eram de 10×10 m, totalizando 100 m^2 cada, cobrindo uma área amostral total de 500 m^2 para cada localidade. As parcelas foram nomeadas com números ímpares (I1, I3, I5, I7 e I9) para a região do interior da floresta e (R1, R3, R5, R7 e R9) para a região do dique.

1.2.3 Caracterização físico-química do solo

Para avaliar a variação espacial e temporal dos atributos químicos e a granulometria do solo, coletou-se uma amostra composta por três subamostras de solo na profundidade 0–20 cm, livre de serapilheira e distribuídas aleatoriamente em cada uma das parcelas. Uma primeira amostragem foi

conduzida em setembro de 2018 e uma segunda amostragem foi realizada em abril de 2019. As amostras de solo foram enviadas para o Laboratório de Fertilidade de Solo e para o Laboratório de Física do Solo do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal de São Carlos (*campus Araras*), para analisar os nutrientes e a granulometria de cada amostra. A classificação granulométrica (Anexo 4) foi conduzida apenas para a amostragem de setembro, pois devido à proximidade das datas de coleta, a textura edáfica não mudaria.

As análises químicas foram realizadas de acordo com as metodologias propostas por Embrapa (1997) e Raij et al. (2001). Para a determinação dos teores de fósforo (P_{resina}), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg) foi utilizado o método de resina trocadora de ânions; para a matéria orgânica (M.O.) o método de Walkley-Black; para o potencial hidrogeniônico (pH) a solução de CaCl_2 a $0,01 \text{ mol L}^{-1}$; para a acidez potencial (H + Al), a solução tamponada de acetato de cálcio a pH 7; e para o nitrogênio total (N) o método de Kjeldahl. Estimou-se o valor da capacidade de troca catiônica (CTC) pelo somatório entre a soma de bases (K + Ca + Mg) e acidez potencial (H + Al); para a saturação de bases (V%), dividiu-se a soma de bases pela CTC, multiplicando-o por 100; e por último estimou-se as razões entre nitrogênio-fósforo (N:P) e carbono-nitrogênio (C:N).

1.2.4 Análises estatísticas

As variáveis de solo foram reduzidas num espaço bidimensional (considerou-se apenas autovalores > 1) através da Análise de Componentes Principais (ACP) usando matriz de correlação. Denominamos os dois primeiros eixos da ACP das variáveis do solo de Fert1 e Fert2. A normalidade dos dados foi avaliada previamente através do teste Shapiro-Wilk e assim para as variáveis de solo P_{resina} , K, Ca, Mg, CTC, V e C:N foi utilizado a transformação box-cox (LEGENDRE & LEGENDRE 2012), conduzidas no *software* Past 3.0 (HAMMER & HARPER, 2006). Para avaliar as diferenças entre as duas regiões e da época do ano utilizou-se a Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA) de dois fatores (região e época). O modelo PERMANOVA foi ajustado usando o *software* PRIMER/PERMANOVA 6.0 e a homogeneidade de variâncias foi avaliada usando o módulo PermDist (ANDERSON; GORLEY; CLARKE, 2008). ANOVA em blocos foi conduzida para avaliar as diferenças espaciais e entre estações dos atributos químicos do solo. A normalidade dos dados foi previamente checada através do teste Shapiro-Wilk e a homogeneidade das variâncias por meio do teste de Levene. As variáveis do solo P_{resina} , K, Ca, Mg, CTC, V e CN foram transformadas pelo método de box-cox (LEGENDRE & LEGENDRE, 2012). No caso de significância, comparações múltiplas foram conduzidas usando o teste de Tukey (QUINN; KEOUGH, 2002).

A relação entre a fertilidade do solo e o teor de argila foi avaliada pela Análise de Covariância (ANCOVA). Os dois primeiros eixos da ACP (Fert1 e Fert2) foram usados como variáveis resposta, o teor de argila (co-variável) e a época do ano (variável categórica) como variáveis predictoras. As análises foram conduzidas usando o *software* Systat 13.0® (SYSTAT SOFTWARE Inc, 2012).

1.3 Resultados

A ACP utilizando as variáveis químicas do solo explicou 89,41% da variabilidade total dos dados, sendo que o primeiro eixo (Fert1) foi responsável por 62,31% (autovalor: 6,85) e foi positivamente relacionado com cálcio (Ca), fósforo (P resina), capacidade de troca catiônica (CTC), matéria orgânica (M.O.), saturação por bases (V), potencial hidrogeniônico (pH), magnésio (Mg) e nitrogênio (N). O segundo eixo (Fert2) foi responsável por 27,10% (autovalor: 2,98) e foi positivamente correlacionado com o potássio (K) e a razão nitrogênio-fósforo (N:P) e negativamente correlacionado com a relação carbono-nitrogênio (C:N) (Figura 6).

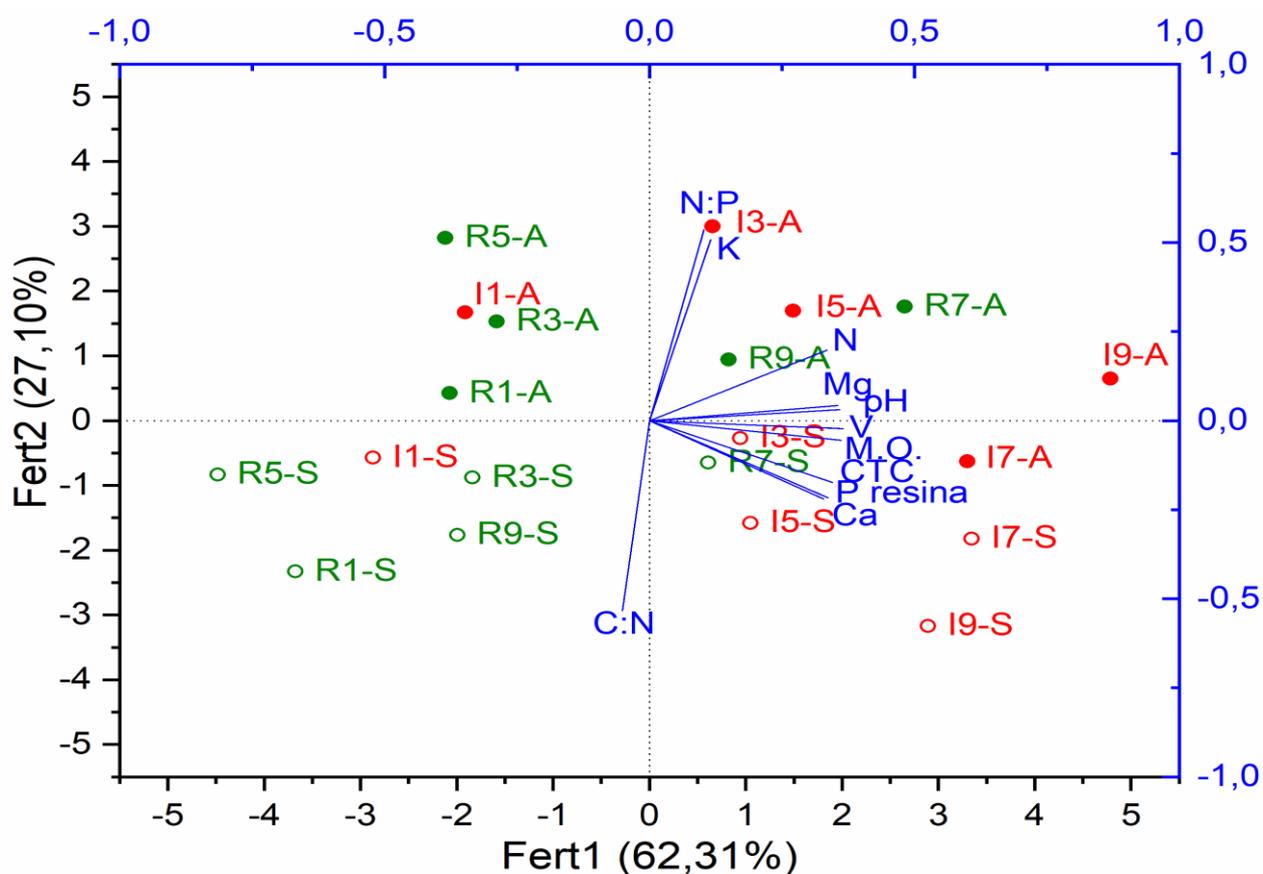


Figura 6. Análise de Componentes Principais (ACP) dos atributos químicos do solo em parcelas adjacentes ao curso d'água (R1, R3, R5, R7 e R9) e no interior da floresta (I1, I3, I5, I7 e I9), ao término da estação chuvosa (A) e ao término da estação seca (S). N:P (razão nitrogênio – fósforo),

K (potássio), N (nitrogênio), Mg (magnésio), pH (potencial hidrogeniônico), V (saturação por bases), M.O. (matéria orgânica), CTC, (capacidade de troca catiônica), P resina (fósforo), Ca (cálcio), C:N (razão carbono – nitrogênio).

O primeiro eixo separou a maioria das parcelas localizadas no interior, daquelas parcelas localizadas na região do Dique, em que, as parcelas localizadas na parte positiva do primeiro eixo, também apresentaram os maiores valores para argila (Anexo 4). As parcelas I1 - (A e S) se posicionaram mais próximas das parcelas na região do Dique e as parcelas R7 (A e S) e R9 (A) tenderam a ser mais semelhantes às parcelas localizadas na região do interior, com relação às variáveis correlacionadas com o primeiro eixo. O segundo eixo da ACP separou as duas épocas do ano independentemente da localização das parcelas, sugerindo que no mês de abril o solo de todas as parcelas apresentou maiores teores de K e maior quantidade de N em relação ao P, e menores teores de C em relação ao N.

Os atributos químicos do solo variaram entre as áreas (Permanova, *Pseudo F* = 5,252, *P* = 0.018) e entre as duas épocas amostradas (Permanova, *Pseudo F* = 6,182, *P* = 0.003). No entanto, não foi detectado a interação entre os fatores (Permanova, *Pseudo F* = 0,559, *P* = 0,596), sugerindo que nas duas regiões os atributos do solo variaram entre as duas épocas de forma similar. Quase todos os parâmetros nutricionais apresentaram variação espaço-temporal, com exceção do Ca (Anexo 1). Em média, os valores com maior variação foram o nitrogênio, potássio, magnésio, razão carbono-nitrogênio e razão nitrogênio-fósforo.

Os escores do Fert1 foram diretamente proporcionais ao teor de argila no solo nas duas épocas amostradas (Figura 7) sem diferenças na inclinação das duas retas ($F_{1,16} = 0,268$; *P* = 0,612). No entanto, a fertilidade (Fert1) diferiu entre as duas épocas independentemente do teor de argila ($F_{1,17} = 10,252$; *P* = 0,005). Por outro lado, o teor de argila não influenciou os escores de Fert2 em setembro ($F_{1,8} = 1,535$; *P* = 0,250) nem em abril ($F_{1,8} = 1,422$; *P* = 0,267). Apenas a época influenciou os escores de Fert2 ($F_{1,18} = 38,037$; *P* < 0,001) sugerindo que o teor de potássio e as razões N:P e C:N foram mais altas em abril quando comparadas a setembro.

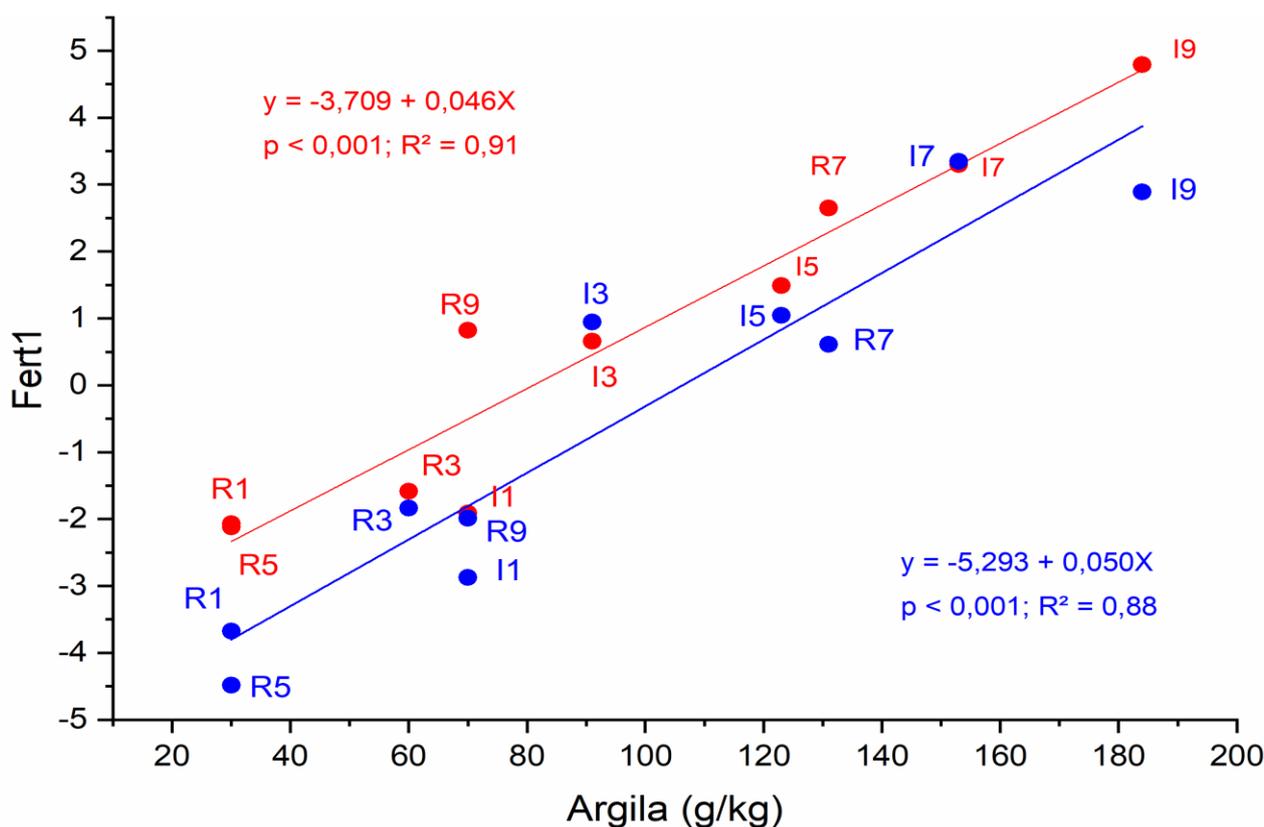


Figura 7. Retas obtidas através da regressão linear entre os teores de fertilidade e os teores de argila, ao final da época seca (setembro – azul) e ao final da época chuvosa (abril – vermelho).

1.4 Discussão

Os atributos nutricionais do solo variaram entre a região do dique e a região do interior da floresta e entre as duas épocas do ano. Em ambos os locais a fertilidade edáfica foi fortemente influenciada pelo teor de argila no solo. Essa relação é baseada no fato de que as argilas detêm em sua maioria, cargas negativas, portanto, íons essenciais para o desenvolvimento vegetal como K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} são atraídos para sua superfície, sendo adsorvidos. Mas as argilas contêm também cargas positivas, estas em menor número, que são responsáveis por atrair ânions como PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , NO_3^- , adsorvidos também pelo balanço iônico (LEPSCH, 2011; BRADY & WEIL, 2013).

O primeiro eixo da ACP (Fert1) separou espacialmente as parcelas, especialmente as duas regiões, dique e interior da floresta. Os teores de magnésio, o pH, a saturação de bases e a quantidade de matéria orgânica foram os atributos do solo mais fortemente correlacionados com Fert1 (Figura 6), mas teores de nitrogênio, fósforo, cálcio, além do CTC também foram correlacionados com este eixo. Este primeiro eixo da ACP também foi relacionado com o teor de argila nas parcelas. A argila em consórcio com a matéria orgânica, produzem a principal via de cargas negativas no solo (BRONICK & LAL, 2005), aumentando assim a CTC que atrai cátions como Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ , nutrientes essenciais para o desenvolvimento de plantas (BRADY & WEIL, 2013). Além disto,

solos com maiores quantidades de argila e de matéria orgânica apresentam, normalmente, mais microporos, que são espaços porosos com dimensões menores que 0,08 mm, do que macroporos - espaços porosos maiores que 0,08 mm (LEPSCH, 2011; BRADY & WEIL, 2013). Devido ao seu tamanho reduzido, a água se move lentamente, diminuindo as perdas destes cátions por percolação (BERG & MCCLAUGHERTY, 2008; LEPSCH, 2011; BRADY & WEIL, 2013; CHARNOBAY, 2019).

As parcelas localizadas na região do dique apresentavam menores teores de argila, e portanto, maiores proporções de areia e silte quando comparadas com as parcelas localizadas no interior da floresta. No solo destas parcelas registrou-se também menores valores de macronutrientes, CTC e pH no solo quando comparadas com as parcelas localizadas no interior da floresta. Solos mais arenosos normalmente possuem mais macroporos quando comparados a solos mais argilosos, possibilitando maior percolação de macronutrientes devido a drenagem de água pela força gravitacional (LEPSCH, 2011; BRADY & WEIL, 2013). Cavalli et al. (2020) demonstraram experimentalmente que a percolação, e a conseqüente perda de nutrientes, é favorecida em solos em que há predominância de macroporos. Nossos dados sugerem que a composição edáfica mais arenosa registrada na região do dique, quando comparada com a região localizada no interior da floresta, com exceção da parcela I1, provavelmente é resultado da deposição de sedimentos carregados por enchentes periódicas (NAIMAN; DECAMPS; MCCLAIN, 2005). A parcela I1 é de textura mais arenosa provavelmente devido à sua proximidade com um canal de drenagem (Figura 5). Estudos mostram que solos aluviais apresentam maiores teores de areia quando comparadas com solos de regiões mais altas, localizados no interior da floresta (RODRIGUES et al. 2018; SAINT-LAURENT & ARSENAULT-BOUCHER, 2020).

Os teores de K e valores da razão N:P foram maiores, enquanto que a razão C:N foi menor ao fim da estação chuvosa quando comparados ao final da estação seca. Isto sugere que ao final da época úmida ocorre o aumento na quantidade de nitrogênio e potássio no solo, provavelmente devido a mineralização de compostos orgânicos resultante do processo de decomposição da serapilheira. A maior deposição de serapilheira em florestas parece se concentrar na época seca (NUNES; PINTO, 2007; PIMENTA et al., 2011). Plantas decíduas e semidecíduas perdem folhas diminuindo a perda de água por evapotranspiração (VITAL et al., 2004; ESPIG et al., 2009, MARTINELLI et al., 2017). Conseqüentemente, no início da época úmida deve haver maiores quantidades de biomassa depositadas sobre o solo para decomposição e conseqüentemente, durante a estação chuvosa, deve aumentar gradativamente a disponibilidade de nutrientes como subprodutos da decomposição desta matéria orgânica. Durante a estação chuvosa, as condições edafoclimáticas como maior umidade no solo e temperaturas mais altas no verão favorecem a decomposição da

matéria orgânica (VOURLITIS et al., 2017), transferindo maiores quantidade de nutrientes da planta para o solo (VITAL et al., 2004).

Os teores de nitrogênio aumentaram na época úmida, mas somente a média das parcelas I diferiu significativamente dentre as demais. O fósforo praticamente não variou entre as duas épocas, o que resultou num aumento na razão N:P (Anexo 1). A baixa variação do fósforo se deve provavelmente a sua forte capacidade de adsorção às partículas do solo resultando numa maior imobilidade no solo, uma vez que os ânions fosfatos (PO_4^{-3}) são mais fortemente retidos quando comparados com SO_4^{-2} , NO_3^- e Cl^- devido à sua mais alta valência e menor raio hidratado (LEPSCH, 2011; BRADY & WEIL, 2013). Como a retenção de ânions aumenta conforme o pH do solo diminui, a adsorção muitas vezes acaba por ser irreversível, chamada de fixação de fósforo (LEPSCH, 2011), comum em solos tropicais, devido a sua alta acidez, promovendo a baixa disponibilidade deste elemento (SILVEIRA SARTORI SILVA et al., 2019).

A quantidade de potássio no solo quase triplicou em abril quando comparado a setembro. Ao contrário do fósforo, o potássio é um elemento mais móvel no solo e muito influenciado pelo regime hídrico (LEPSCH, 2011; BRADY & WEIL, 2013). Devido à afinidade com a água (ESPIG, 2009), a chegada de grande quantidade de K na área ripária pode ter sido resultante do processo de escoamento superficial, em que esse elemento acaba sendo carregado pela água de áreas mais altas até a regiões mais baixas. A alta mobilidade do potássio é resultante da perda de sítios ligantes nos coloides do solo devido a sua baixa carga. Como os teores registrados de Ca^{2+} e Mg^{2+} foram altos em toda a área de estudo, e a força com que eles são adsorvidos são maiores quando comparado ao K^+ , a possibilidade de lixiviação do potássio aumenta (LEPSCH, 2011; BRADY & WEIL, 2013). Outro mecanismo de chegada do K no solo é o escoamento através das copas e troncos das árvores, pois alguns estudos mostram que este é o elemento mais facilmente lixiviado da copa das árvores através de chuvas (MENGEL et al., 2001; ESPIG, 2009).

O escoamento de água pelas copas e troncos das árvores pode aumentar a fertilidade edáfica. Chave et al. (2010) mostraram uma relação positiva entre a fertilidade do solo e a deposição de serapilheira, mas eles sugeriram que a intensidade deste efeito poderia estar subestimada pois apenas a quantidade de biomassa coletada nas armadilhas não refletia totalmente o aumento observado na fertilidade do solo. Assim, as diferenças nos teores de potássio observados ao final da estação chuvosa podem ser resultado da decomposição da serapilheira e da chegada deste elemento via escoamento horizontal e vertical de águas das chuvas.

1.5 Considerações finais

Os teores de argila e a quantidade de matéria orgânica no solo são duas das principais características relacionadas à fertilidade (BEDEL et al., 2018; YANG et al., 2019). Os resultados do estudo mostraram que, na área de estudo, mesmo em uma pequena escala espacial, as parcelas mais próximas ao curso d'água tendem a apresentar um solo mais arenoso e menos fértil, com uma CTC mais baixa. Solos mais arenosos têm maior quantidade de macroporos e menor CTC, o que provavelmente facilita a perda de alguns elementos químicos como o nitrogênio e o potássio, resultando numa maior variação temporal da fertilidade em função da hidrologia e química do solo.

Este estudo foi conduzido numa área de Floresta Ripária preservada contínua a uma Floresta Estacional Semidecidual, e a sazonalidade em FES parece ser o principal fator que influencia a variação temporal da fertilidade do solo, uma vez que a reposição dos nutrientes deve ocorrer via deposição e decomposição da serapilheira (GODINHO et al., 2014; MACHADO et al., 2015; MARTINELLI et al., 2017) ou à hidrologia florestal, seja através do escoamento superficial e subterrâneo quanto via precipitação interna, que transporta nutrientes de folhas vivas e mortas das copas das árvores e arbustos (VAN STAN II; GUTMANN, E.; FRIESEN, J., 2020). Nossos resultados mostraram ainda que o aumento da fertilidade do solo ocorre durante a estação de crescimento das plantas, e época de reprodução de várias espécies, o que deve resultar numa maior demanda de nutrientes pelas plantas. Assim, este aumento na disponibilidade de pelo menos alguns nutrientes podem influenciar fortemente a dinâmica populacional e das comunidades vegetais nestes ecossistemas. Estudos comparativos sobre a variação sazonal na disponibilidade de nutrientes de solo em ecossistemas degradados poderiam esclarecer questões relacionadas a importância da estrutura da vegetação neste processo. Além disso, estes estudos podem quantificar os efeitos da supressão da vegetação de áreas ripárias na dinâmica de entrada e saída de recursos do solo, como mais um fator limitante do processo de regeneração destas florestas.

1.6 Referências

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil) (ANA). HidroWeb: sistemas de informações hidrológicas. Disponível em: <<http://hidroweb.ana.gov.br/HidroWeb>>. Acesso em: 4 janeiro 2020.

ANDERSON, M. J; GORLEY, R. N; CLARKE, K. R. **Permanova for primer: guide to software and statistical methods**. Plymouth: Primer–e ltd. 2008.

BEDEL, L. *et al.* Soil aggregation may be a relevant indicator of nutriente cation availability. **Annals of Forest Science**, Les Ulis, v. 75, n. 103, p. 1- 12, dec. 2018.

BERG, B.; MCCLAUGHERTY, C. **Plant Litter: Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration**. 2 ed. Berlin: Springer, 2008.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 2013.

BRONICK, C.J.; LAL, R. Soil structure and management: a review. **Geoderma**, Amsterdam, v. 124, n. 1-2, p. 3-22, jan. 2005.

CARVALHO, P.E.R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília: Embrapa Informações Tecnológicas; Colombo, PR: Embrapa Florestas, 2003. 1039p.

CAVALLI, J. P.; REICHERT, J. M.; RODRIGUES, M. F.; ARAÚJO, E. F. Composition and functional soil properties of arenosols and acrisols: Effects on eucalyptus growth and productivity. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 196, p. 1-10, feb. 2020.

CHARNOBAY, A. C. R. **Atributos do solo em sistema Agroflorestal**. 2019. 80 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Setor de Ciências Agrárias e de Tecnologia, Universidade Estadual de Ponta Grossa, 2019. Disponível em: < <https://tede2.uepg.br/jspui/handle/prefix/2929>>. Acesso em: 10 dez. 2019.

CHAVE, J. *et al.* Regional and seasonal patterns of litterfall in tropical South America. **Biogeosciences**, Gottingen, v. 7, n. 1, p. 43-55, jan. 2010.

DAVIDSON, E. A. *et al.* Nitrogen and phosphorus limitation of biomass growth in a tropical secondary forest. **Ecological Applications**, Washington, v. 14, n. 4, p. 150-163, aug. 2004.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise do solo**. Embrapa, Rio de Janeiro, 1997.

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

FERNANDES, E. M. S. **Caracterização do componente florestal na Guarnição da Aeronáutica de Pirassununga**. 2019. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduado em Agroecologia) - Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de São Carlos, Araras, 2019.

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

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T. 2006. Past 3. Disponível em: <<https://folk.uio.no/ohammer/past/>>. Acesso em 03 mar. 2019.

HEAL, O.W.; ANDERSON, J.M.; SWIFT, M.J. Plant litter quality and decomposition: an historical overview. *In*: CADISCH, G. & GILLER, K. E. **Driven by Nature: plant litter quality and decomposition**, Walingford: CAB International, 1997, p. 3-30.

HERRMANN, M.; PUST, J.; POTT, R. The chemical composition of throughfall beneath oak, birch and pine canopies in Northwest Germany. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 184, n. 2, p. 273–285, jun. 2006.

LEGENDRE, P; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. 3. ed. New York: Elsevier, 2012.

LEPSCH, I. F. **19 Lições de pedologia**. 1. Ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2011.

LEVIA, D. F. Jr. & FROST, E. E. Variability of throughfall volume and solute inputs in wooded ecosystems. **Progress in Physical Geography: Earth and environment**, London, v. 30, n. 5, p. 605–632, oct. 2006.

MACHADO, D. L. *et al.* Nutrient cycling in different sucessional stages of Forest Atlantic, in river basin Sul Paraíba, RJ. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 31, n. 4, p. 1222-1237, jul./aug. 2015.

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

MENGEL, K.; KIRKBY, E. A.; KOSEGARTEN, H.; APPEL, T. **Principles of Plant Nutrition**. 5. Ed. Dordrecht: Springer, 2001.

NAIMAN, R. J. *et al.* 2005. Origins, patterns, and importance of heterogeneity in riparian systems. *In: LOVETT, G. M.; JONES, C. G.; TURNER, M. G.; WEATHERS, K. C. Eds. **Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes***. New York: Springer, 2005, p. 279-309.

NAIMAN, R. T.; DECAMPS, H.; MCCLAIN, M. E. **Riparian: ecology, conservation and management of streamside communities**. London: Elsevier Academic Press, 2005. p. 430.

NUNES, F.P.; PINTO, M. T. C. Produção de serapilheira em mata ciliar nativa e reflorestada no alto São Francisco, Minas Gerais. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 7, n. 3, p. 097–102, set. 2007.

PAGANO, S.N.; DURIGAN, G. Aspectos da ciclagem de nutrientes em matas ciliares do Oeste do Estado de São Paulo, Brasil. *In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação***. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2000. p. 109-123

PARKER, G. G. Throughfall and stemflow in the forest nutrient cycles. **Advances in Ecological Research**, San Diego, v. 13, p. 57–133, 1983.

PIMENTA, J. A.; ROSSI, L. B.; TOREZAN, J. M. D.; CAVALHEIRO, A. L.; BIANCHINI, E. Produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes de um reflorestamento e de uma floresta estacional semidecidual no sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, v. 25, n. 1, p. 53-57, jan./mar. 2011.

POTTER, C. S.; RAGSDALE, H. L.; SWANK, W. T. Atmospheric deposition and foliar leaching in a regenerating southern Appalachian forest canopy. **Journal of Ecology**, Malden, v. 79, n. 1, p. 97-115, mar. 1991.

QUINN, G. P.; KEOUGH, M. J. **Experimental Design and Data Analysis for Biologists**. 1 ed. Cambridge: Cambridge University Press, 2002.

RAIJ, B. van; ANDRADE, J.C.; CANTARELLA, H. & QUAGGIO, J.A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas, Instituto Agrônômico, 2001. 284p.

RODRIGUES, P. M. S. *et al.* The influence of soil on vegetation structure and plant diversity in different tropical savannic and forest habitats. **Journal of Plant Ecology**, China, v. 11, n. 2, p. 226–236, apr. 2018.

ROLIM, G. S.; CAMARGO, M. B. P.; LANIA, D. G.; MORAES, J. F. L. Classificação climática de Köppen e de Thornthwaite e sua aplicabilidade na determinação de zonas agroclimáticas para o estado de São Paulo. **Bragantia**, Campinas, v. 66, n. 4, p. 711-720, 2007.

ROSSI, M. **Mapa pedológico do Estado de São Paulo: revisado e ampliado**. São Paulo: Instituto Florestal, 2017.

SAINT-LAURENT, D.; ARSENAULT-BOUCHER, L. Soil properties and rate of orgânica matter decomposition in riparian woodlands using the TBI protocol. **Geoderma**, v. 358, p. 1-10, jan. 2020.

SANTANA, J. A. S.; SOUTO, J. S. Produção de serapilheira na Caatinga da região semi-árida do Rio Grande do Norte, Brasil. **Idesia (Chile)**, Chile, v. 29, n. 2, p. 87-94, mai./ago. 2011.

SEBASTIANI, R. *et al.* Flora preliminar da Floresta Ciliar do Rio Mogi Guaçu na Guarnição da Aeronáutica de Pirassununga (São Paulo, Brasil). *In*: Congresso Nacional de Botânica, 70., 2019, Maceió, AL. **Anais do 70º Congresso Nacional de Botânica**. Maceió: Sociedade Botânica do Brasil e Universidade Federal do Alagoas, 2019. Disponível em: <<https://70cnbot.botanica.org.br/anais/>>. Acesso em: 15 jan. 2020.

SILVEIRA SARTORI SILVA, M. R.; CASTRO, A. P. DE; KRÜGER, R. H.; BUSTAMANTE, M. Soil bacterial communities in the Brazilian Cerrado: Response to vegetation type and management. **Acta Oecologica**, Paris, v. 100, oct. 2019.

TABACCHI, E.; LAMBS, L.; GUILLOY, H.; PLANTY-TABACCHI, A. M.; MULLER, E.; DÉCAMPS, H. Impacts of riparian vegetation on hydrological process. **Hydrological Processes**, Chichester. v. 14, n. 16-17, p. 2959–2976, nov./dec. 2000.

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO. Dados da Estação Meteorológica da USP – campus Pirassununga. Disponível em: <<http://www.agrariasusp.com.br/agrariasusp01/estacao.html>>. Acesso em: 01 fev. 2020.

VALENTIN-SILVA, A.; STAGGEMEIER, V. G.; BATALHA, M. A.; GUIMARÃES, E. What factors can influence the reproductive phenology of Neotropical *Piper* species (Piperaceae) in a semi-deciduous seasonal forest? **Botany**, Ottawa, v. 96, n. 10, p. 675-684, oct/2018.

VAN STAN II, J. T.; GUTMANN, E; FRIESEN, J. **Precipitation Partitioning by Vegetation: A Global Synthesis**. 1 ed. Cham: Springer, 2020.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. Rio de Janeiro. 1991. 124 p.

VITAL, A. R. T.; GUERRINI, I. A.; FRANKEN, W. K.; FONSECA, R. C. B. 2004. Produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes de uma Floresta Estacional Semidecidual em zona ripária. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 28, n. 6, p. 793-800, nov./dez. 2004.

VOURLITIS, G. L. *et al.* Soil N, P, and C dynamics of upland and seasonally flooded forests of the Brazilian Pantanal. **Global Ecology and Conservation**, Netherlands, v. 12, p. 227–240, oct. 2017.

YANG, H. *et al.* Quantification and evaluation of soil organic carbon and its fractions: case study from the Classical Karst, SW Slovenia. **Acta Carsologica**, Postojna, v. 48, n. 3, p. 295–311, dec. 2019

SYSTAT SOFTWARE Inc. – SSI. **Systat for Windows, version 13.0**. 2012. Disponível em: <<https://systatsoftware.com/products/systat/>>. Acesso em: 10 jun. 2019.

Capítulo 2. Decomposição da matéria orgânica em uma Floresta Ripária: efeitos dos atributos químicos do solo e da estrutura da vegetação

RESUMO

A ciclagem de nutrientes é baseada na decomposição, que é caracterizada por duas etapas. A etapa rápida ocorre primeiro, sendo responsável pela degradação de compostos lábeis, substâncias de origem holocelulósicas e tecidos não lignificados. A segunda etapa é a decomposição lenta, degradando compostos lignificados, de caráter recalcitrante. Ao final da decomposição parte da fração lábil da serapilheira se estabiliza e passa a ser recalcitrante, determinando a quantidade de carbono fixado pelo solo. O presente estudo analisou a taxa de decomposição (k) e o fator de estabilização (S) através do protocolo *Tea Bag Index* (TBI), correlacionando-os com fatores nutricionais edáficos e a estrutura florestal em um fragmento de Floresta Ripária contínuo à uma Floresta Estacional Semidecidual (FES), na Guarnição da Aeronáutica de Pirassununga (SP). Delimitamos cinco parcelas de 10 x 10 m a 5 m do rio Mogi Guaçu (R), e cinco parcelas a 25 m do corpo d'água (I). Coletou-se uma amostra de solo por parcela no mês de Abril/2019, para avaliar os atributos nutricionais e umidade. Para a textura utilizou-se uma amostra coletada no mês de Setembro/2018. A caracterização da estrutura florestal foi através do diâmetro médio (DAP médio), densidade, área basal e o coeficiente de variação do diâmetro (ESTRATIFICAÇÃO). Cada amostra do TBI é formada por um saquinho de chá verde (*sencha tea*), composto por maior fração lábil, e um de chá vermelho (*rooibos tea*), composto por maior fração recalcitrante. Instalou-se 5 amostras em cada parcela no dia 24 de abril de 2019, retirando-as 60 dias depois. A diferença entre os teores de argila foi significativa, sendo maior nas parcelas I. A diferença de umidade também foi significativa, sendo maior nas parcelas I. O primeiro eixo (Solo1) da Análise de Componentes Principais (ACP) das variáveis nutricionais edáficas foi positivamente relacionado com nitrogênio, magnésio, cálcio, fósforo, saturação por bases, matéria orgânica, capacidade de troca catiônica e potencial hidrogeniônico, explicando 64,97% da variabilidade dos dados. O segundo eixo (Solo2) da ACP das variáveis nutricionais edáficas foi positivamente relacionado com potássio e a razão nitrogênio-fósforo, e negativamente relacionado com a razão carbono-nitrogênio, explicando 21,11% da variabilidade dos dados. O primeiro eixo (Veg1) da ACP da estrutura florestal foi positivamente relacionado com DAP médio, densidade e área basal, explicando 51,89% da variabilidade dos dados. O segundo eixo (Veg2) da ACP da estrutura florestal foi positivamente relacionado com estratificação, explicando 30,83% da variabilidade dos dados. Os valores de decomposição médio (KMED) não diferiram entre os locais e nem entre os blocos, enquanto que os valores de estabilização médio (SMED) diferiram entre os locais, e não entre os blocos. Para o modelo de equações estruturais (MEE) que relacionou os eixos e o k , a explicação foi de 16% da variabilidade, enquanto que para o S , a explicação foi de 52%. Portanto, é possível dizer que a conservação de áreas naturais, como os fragmentos florestais remanescentes são de extrema importância para a fixação de carbono no solo, evitando o fomento de um dos problemas atuais mais graves da sociedade, as mudanças climáticas.

Palavras-chave: *Tea bag index*; estrutura florestal; fixação de carbono, saturação por bases.

Chapter 2. Organic matter decomposition in a Riparian Forest: effects of soil chemical attributes and vegetation structure

ABSTRACT

Nutrient cycling is based on decomposition, which is characterized by two stages. The quick step occurs first, being responsible for the degradation of labile compounds, substances of holocellulosic origin and non-lignified tissues. The second stage is the slow decomposition, degrading lignified compounds, of recalcitrant character. At the end of the decomposition, part of the labile fraction of the litter stabilizes and becomes recalcitrant, determining the amount of carbon fixed by the soil. The present study analyzed the decomposition rate (k) and the stabilization factor (S) using the Tea Bag Index (TBI) protocol, correlating them with edaphic nutritional factors and the forest structure in a fragment of Riparian Forest continuous to a Seasonal Semideciduous Forest (SSF), in the Pirassununga Aeronautical Garrison (State of São Paulo). We delimit five plots of 10 x 10 m to 5 m from the Mogi Guaçu river (R), and five plots at 25 m from the water body (I). A soil sample was collected per plot in the month of April/2019, to assess the nutritional attributes and moisture. For the texture, a sample collected in September/2018 was used. The characterization of the forest structure was through the average diameter (average DBH), density, basal area and the diameter variation coefficient (STRATIFICATION). Each TBI sample consists of a green tea bag (sencha tea), made up of the highest labile fraction, and one of red tea (rooibos tea), made up of the largest recalcitrant fraction. Five samples were installed in each plot on April 24, 2019, removing them 60 days later. The difference between clay contents was significant, being greater in plots I. The moisture difference was also significant, being greater in plots I. The first axis (Solo1) of the Principal Component Analysis (PCA) of the edaphic nutritional variables was positively related to nitrogen, magnesium, calcium, phosphorus, base saturation, organic matter, cation exchange capacity and hydrogen potential, explaining 64.97% of the data variability. The second axis (Solo2) of the PCA of the edaphic nutritional variables was positively related to potassium and the nitrogen-phosphorus ratio, and negatively related to the carbon-nitrogen ratio, explaining 21.11% of the data variability. The first axis (Veg1) of the PCA of the forest structure was positively related to average DBH, density and basal area, explaining 51.89% of the data variability. The second axis (Veg2) of the PCA of the forest structure was positively related to stratification, explaining 30.83% of the data variability. The average decomposition values (KMED) did not differ between locations or between blocks, while the average stabilization values (SMED) differed between locations, and not between blocks. For the structural equation model (SEM) that related the axes and the k , the explanation was 16% of the variability, while for the S , the explanation was 52%. Therefore, it is possible to say that the conservation of natural areas, such as the remaining forest fragments, are extremely important for the fixation of carbon in the soil, avoiding the promotion of one of the most serious current problems in society, climate change.

Keywords: Tea bag index; forest structure; carbon fixation, base saturation.

2.1 Introdução

Geralmente as florestas naturais estão sob solos pobres em nutrientes (SELLE, 2007), portanto, para que sustentabilidade e o equilíbrio ecológico seja mantido, a ciclagem de nutrientes é estritamente necessária, pois assim, a vegetação pode continuar a absorver os nutrientes contidos no solo, sem que haja o esgotamento do mesmo (MORAES et al., 1999; KONIG et al., 2002; BRADY & WEIL, 2013). A ciclagem de nutrientes se baseia no fluxo de elementos nutricionais entre atmosfera, planta, animal, solo e água, portanto, os nutrientes deslocam-se do meio biótico para o abiótico, e vice-versa (SELLE, 2007; VIEIRA et al., 2014).

A ciclagem de nutrientes é intimamente ligada à deposição de serapilheira, pois é elemento chave na manutenção da fertilidade em um ecossistema (SANTANA E SOUTO, 2011; BRADFORD et al., 2016), sendo o principal canal para disponibilidade de substâncias orgânicas e inorgânicas para que a comunidade vegetal possa absorvê-las (DAVIDSON et al. 2004, VITAL et al. 2004). Mas para que esses nutrientes sejam disponibilizados, a serapilheira passa pelo processo de decomposição (MONTAGNINI & JORDAN, 2002), que é definido como o processo dinâmico de fragmentação física das estruturas, transformação química e síntese de novos compostos (HEAL et al., 1997). A decomposição também é definida como a desintegração gradual da matéria orgânica morta em dióxido de carbono, água e nutrientes inorgânicos, através de agentes físicos e biológicos, resultando em moléculas de longa e curta duração, importantes na dinâmica dos nutrientes, alimentando a formação da estrutura do solo e influenciando as redes alimentares no solo (COLEMAN, CROSSLEY JR., HENDRIX, 2004). Assim, a decomposição da serapilheira é um importante fator que influencia os ciclos biogeoquímicos, pois além de fornecer nutrientes para a planta, também acaba por regular a fixação de carbono, já que libera carbono anteriormente fixado fotossinteticamente para a atmosfera (CHAPIN, MATSON, VITOUSEK, 2011).

O processo de decomposição da serapilheira resulta na transformação parcial da matéria orgânica, uma vez que é composta por uma fração quimicamente lábil e uma fração recalcitrante. A fração efetivamente decomposta e a velocidade deste processo são determinadas pela composição química da matéria orgânica e por fatores ambientais (KEUSKAMP et al. 2013; DIDION et al., 2016).

A decomposição da serapilheira é regulada por parâmetros abióticos como umidade edáfica, intensidade luminosa, precipitação e temperatura, e bióticos, como atividade de microrganismos, estrutura da vegetação e a composição química da serapilheira, caracterizada principalmente pela disponibilidade de nutrientes para organismos associados à decomposição, além da estrutura e atributos químicos do solo (BRADFORD et al., 2016; DJUKIC et al., 2018). O processo de decomposição é constituído basicamente por duas etapas, uma rápida e outra lenta. A etapa rápida

ocorre primeiro e é responsável pela degradação de compostos lábeis, substâncias de origem holocelulósicas e tecidos não lignificados, exercida pela ação de microrganismos e fomentada pela concentração de nitrogênio (POLUNIN, 1984; KEUSKAMP et al., 2013; BERG, 2014, BONANOMI et al., 2016). A segunda etapa é a fase lenta do processo e está associada a degradação de compostos lignificados, de caráter recalcitrante (POLUNIN, 1984; BERG, 2014). Ao decorrer do processo de decomposição, parte da fração lábil da serapilheira se estabiliza e passa a ser recalcitrante (PRESCOTT, 2010), favorecido pela produção de compostos de origem complexa que acabam por serem resistentes à degradação durante o processo, determinando a quantidade de carbono fixado pelo solo (ELUMEEVA et al., 2018).

O teor de nitrogênio no solo afeta a taxa de decomposição principalmente na fase inicial, em que atua como fomentador da degradação dos compostos lábeis; já na fase subsequente, este teor acaba se tornando limitador devido à inibição da produção de enzimas lignolíticas (BERG, 2014, BONANOMI et al., 2016). No entanto, a adição de fósforo e potássio podem também aumentar as taxas de decomposição (OCHOA-HUESO et al., 2019).

A fonte energética utilizada pela atividade dos microrganismos durante a decomposição é o carbono orgânico, em que parte dos nutrientes liberados é disponibilizado para a captação das plantas e outra parte é imobilizada durante o crescimento microbiano (WARING & SCHLESINGER, 1987). Esse processo é de suma importância para a manutenção da quantidade de nutrientes no solo e da mineralização de compostos orgânicos (HÄTTENSCHWILER; TIUNOV; SCHEU, 2005).

Zhang et al. (2008) mostrou por meio de uma meta-análise conduzida em escala global, que cerca de 70,2% da variação da taxa de decomposição foi explicada pela qualidade da serapilheira, uma vez que aumentam com maiores valores de nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg), enquanto que diminuem com o aumento da relação C:N. Assim, folhas com menor teor de substâncias como lignina degradam-se mais rapidamente (REICH et al., 1997).

A estrutura da vegetação determina o microclima no solo. Em ecossistemas florestais, quanto maior a estratificação, maior será a entrada de luz, aumentando a temperatura e reduzindo a umidade edáfica e a disponibilidade de nutrientes (YEONG; REYNOLDS; HILL, 2016). A umidade no solo é relacionada com a decomposição, uma vez que a perda de massa da serapilheira é maior em solos úmidos, quando comparado com solos secos, em diferentes tipos formações vegetais como vegetação de *snowbed*, pântano, pradaria, floresta arbustiva, floresta de folhas largas e floresta de coníferas (PETRAGLIA et al. 2019). A estrutura da floresta também é relacionada aos atributos edáficos como a disponibilidade de nutrientes e com a quantidade de serapilheira depositada no solo. Florestas com dossel mais desenvolvido e com maior densidade de indivíduos produzem maior quantidade de serapilheira (SONGWE et al., 1988; WERNECK et al., 2001,

NUNES & PINTO, 2007, PINTO et al., 2008). Assim, as taxas de decomposição e o fator de estabilização devem variar entre diferentes ecossistemas terrestres ou mesmo dentro de um mesmo ecossistema devido à heterogeneidade espacial.

Os efeitos das condições ambientais de diferentes ecossistemas é normalmente confundido com a qualidade da serapilheira. Keuskamp et al., (2013) propôs um método denominado de *Tea Bag Index* (TBI) para quantificar os efeitos das características do ecossistema independentemente da qualidade da serapilheira nas taxas de decomposição. Esse método é baseado num material vegetal padronizado em que as frações lábil e recalcitrante da serapilheira são conhecidas através da sua composição química, possibilitando avaliar apenas a influência dos fatores ambientais no processo de decomposição (KEUSKAMP et al., 2013; DIDION et al., 2016).

A Floresta Estacional Semidecidual (FES) é caracterizada como florestas que apresentam dois períodos climáticos distintos, em que o verão é composto por intensas chuvas e o inverno é marcado por baixa pluviosidade e temperaturas (VELOSO, 1991). Essa fitofisionomia é constituída por espécies semidecíduas, em que cerca de 20% a 50% (CARVALHO, 2003) desses indivíduos perdem suas folhas no período de seca (PAGANO & DURIGAN, 2000; VITAL et al., 2004, PIMENTA et al., 2011; VALENTIN-SILVA et al., 2018). Essa característica caducifólia é uma resposta de proteção contra a perda de água por evapotranspiração, já que nessa época há déficit hídrico (VITAL et al., 2004; ESPIG et al., 2009).

Assim, esperamos que os atributos químicos do solo e a estrutura da floresta variem espacialmente, entre a região do dique e o interior da floresta. Este estudo avaliou a variação no teor de argila e umidade do solo nessas duas grandes regiões e simultaneamente, o efeito da disponibilidade de nutrientes no solo e da estrutura da floresta na taxa de decomposição e no fator estabilização, em um fragmento de Floresta Ripária contínuo à uma Floresta Estacional Semidecidual, usando o método de TBI (KEUSKAMP et al., 2013). Estes efeitos foram quantificados através de um modelo de equações estruturais, usando variáveis preditoras geradas a partir da redução das dimensões dos atributos do solo e da estrutura da floresta.

2.2 Material e métodos

2.2.1 Caracterização da área de estudo

O estudo foi realizado na Guarnição da Aeronáutica de Pirassununga (FAYS), localizada na latitude 21°59'39,98" S e longitude 47°20'12,73" W, no município de Pirassununga (Estado de São Paulo) (Figura 8).



Figura 8. Imagem de satélite da Guarnição da Aeronáutica de Pirassununga, obtida através do Google Earth, 2018 (Adaptado de FERNANDES, 2019).

A FAYS abriga 56 fragmentos florestais totalizando 2608 ha, em que 252 ha são de Várzea, 259 ha de transição entre Cerrado/FES, 356 ha de silvicultura de *Eucalyptus sp.* e *Pinus sp.*, 446 ha de Cerradão, 122 ha de Cerrado e 1173 ha divididos entre FES e transição entre FES/Floresta Ripária (Figura 9) (FERNANDES, 2019).

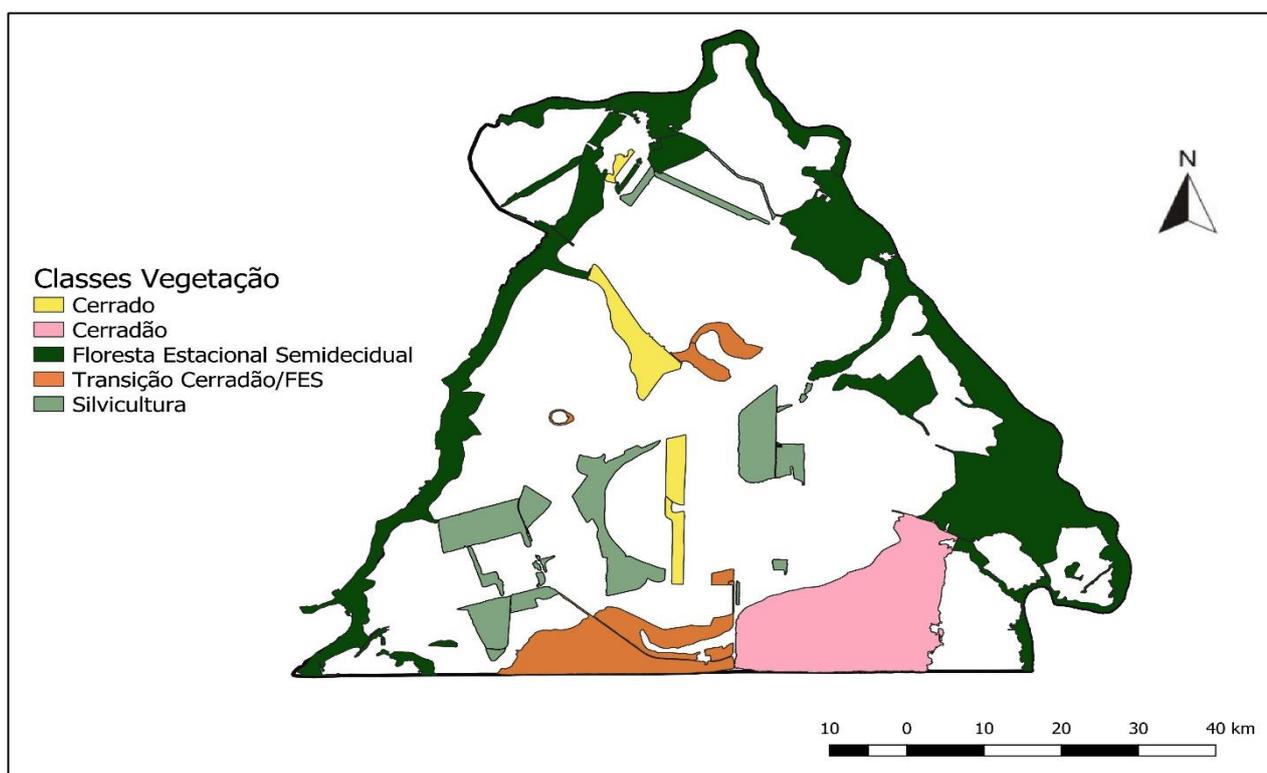


Figura 9. Localização dos fragmentos e suas respectivas fitofisionomias presentes na Guarnição da Aeronáutica de Pirassununga (Adaptado de FERNANDES, 2019).

O clima é caracterizado como Cwa, de acordo com a classificação de Köppen (ROLIM et al. 2007), e refere-se a um clima tropical com verões muito quentes e chuvosos, enquanto que os invernos são secos. Para o ano de 2019 (Figura 10), a temperatura média anual foi de 22,8 °C da qual os meses mais quentes foram Outubro e Janeiro, registrando médias de 25,3 °C e 25,9 °C, respectivamente. Foi registrado 1205,2 mm de precipitação em 2019, destacando-se os meses de Janeiro (206,2 mm) e Novembro (201,4 mm), em que foi observado o maior volume de chuvas respectivamente (Estação Meteorológica da Universidade de São Paulo - USP, Campus Pirassununga, 2020).

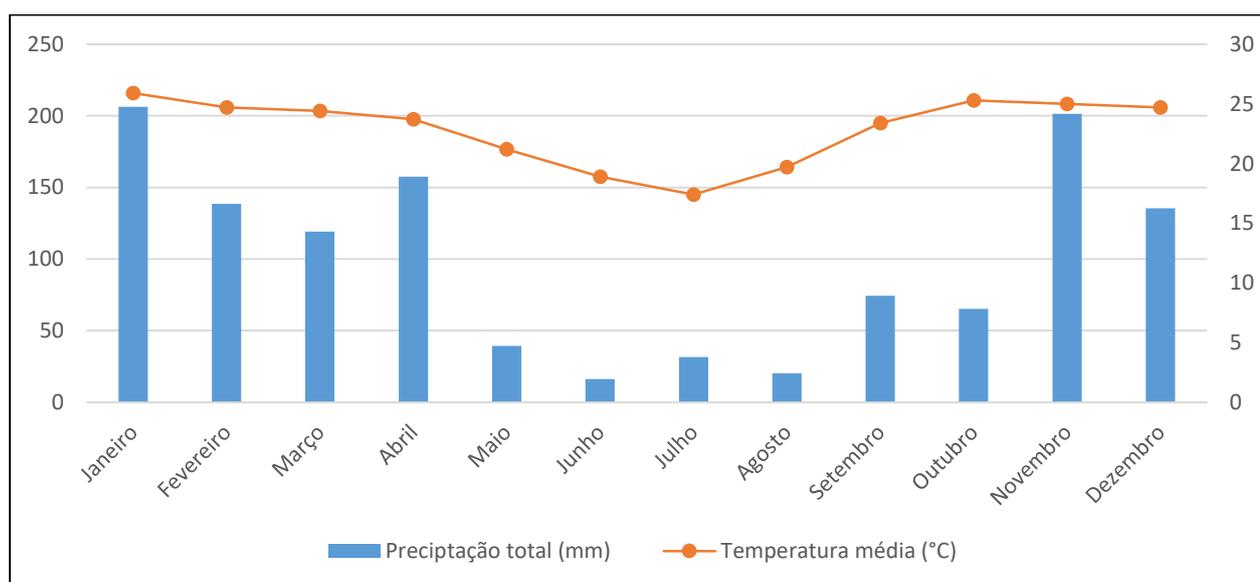


Figura 10. Temperaturas médias e precipitações totais por mês para o ano de 2019 (Estação Meteorológica da Universidade de São Paulo - USP, Campus Pirassununga, 2020).

Durante os meses de Abril, Maio e Junho, em que o estudo foi conduzido, foram registrados 157,4 mm de precipitação e temperatura média de 23,7 °C, 39,4 mm e 21,2 °C, 16,2 mm e 18,9°C, respectivamente (Estação Meteorológica da Universidade de São Paulo - USP, Campus Pirassununga, 2020).

O estudo foi conduzido num fragmento de floresta de aproximadamente 140 ha (Figura 11), localizada a 620 m de altitude, situado ao norte da FAYS, próximo à Estação de Tratamento de água, adjacente ao rio Mogi-Guaçu. A região é formada pelo planalto residual de Franca/Batatais, composto pela Serra Geral intrusiva, contendo Latossolo Vermelho Distroférico típico, moderado a proeminente, com textura argilosa ou muito argilosa, muito profundo e relevo suavemente ondulado (LV11) (ROSSI, 2017).

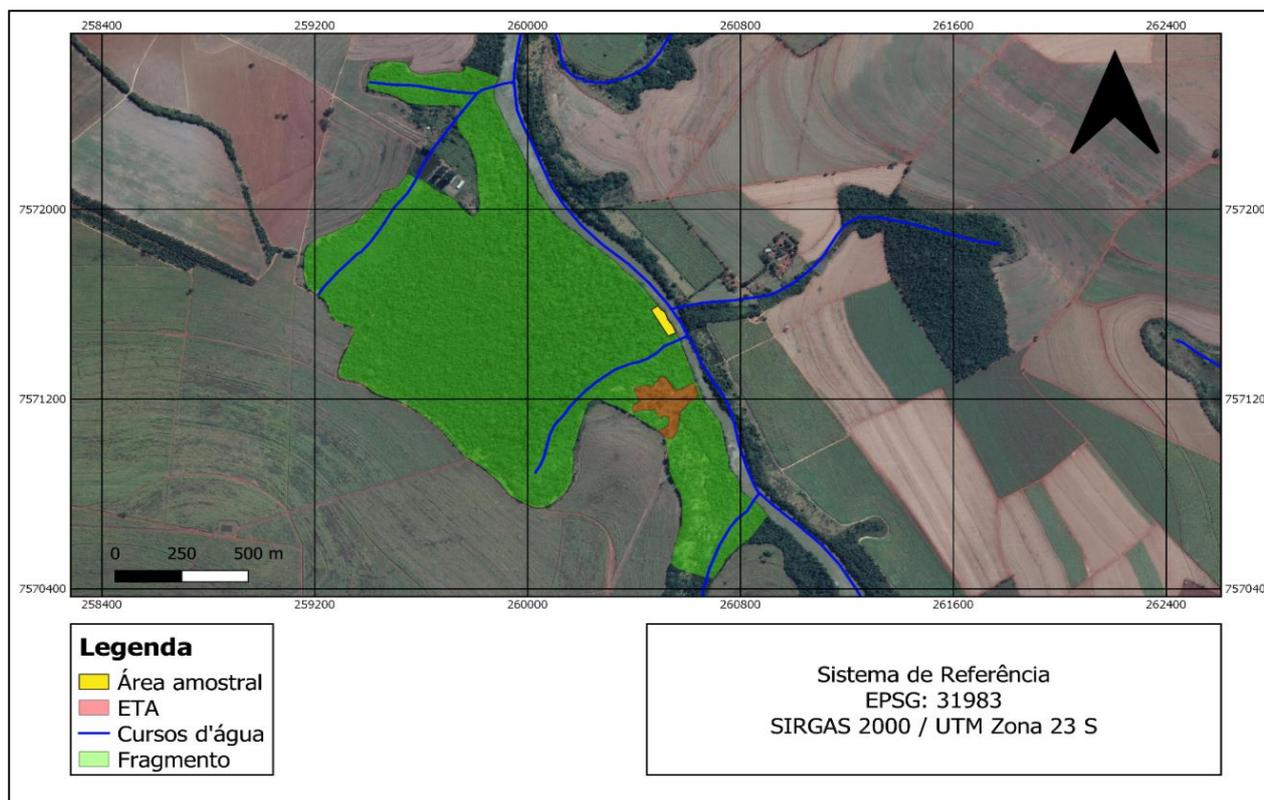


Figura 11. Mapa temático da área de estudo (elaborado pelo autor).

2.2.2 Desenho amostral

Para amostrar possíveis variações espaciais nos atributos do solo, da estrutura da vegetação e nas taxas de decomposição e fatores de estabilização, marcamos cinco parcelas (10×10 m), localizados a 5 m do rio Mogi Guaçu (R) e com uma distância mínima de 30 m entre elas e cinco parcelas também de 10×10 m, localizadas a aproximadamente 30 m do corpo d'água (I). As parcelas I e R foram nomeadas com números ímpares (I1, I3, I5, I7 e I9 para as parcelas localizadas mais ao interior do fragmento e R1, R3, R5, R7 e R9 para parcelas localizadas adjacentes ao corpo d'água). Todas as parcelas foram marcadas a uma distância mínima de 250 m da entrada do fragmento, que se localiza na porção mais próxima do rio, junto à Estação de Tratamento de Água (ETA) e totalizaram uma área amostral de 1000 m^2 . Para a mensuração da distância da entrada do fragmento até o começo das parcelas, bem como a posição geográfica de cada parcela (Figura 12), utilizou-se um Sistema de Posicionamento Global (GPS) da marca Garmin modelo ETREX 20X.

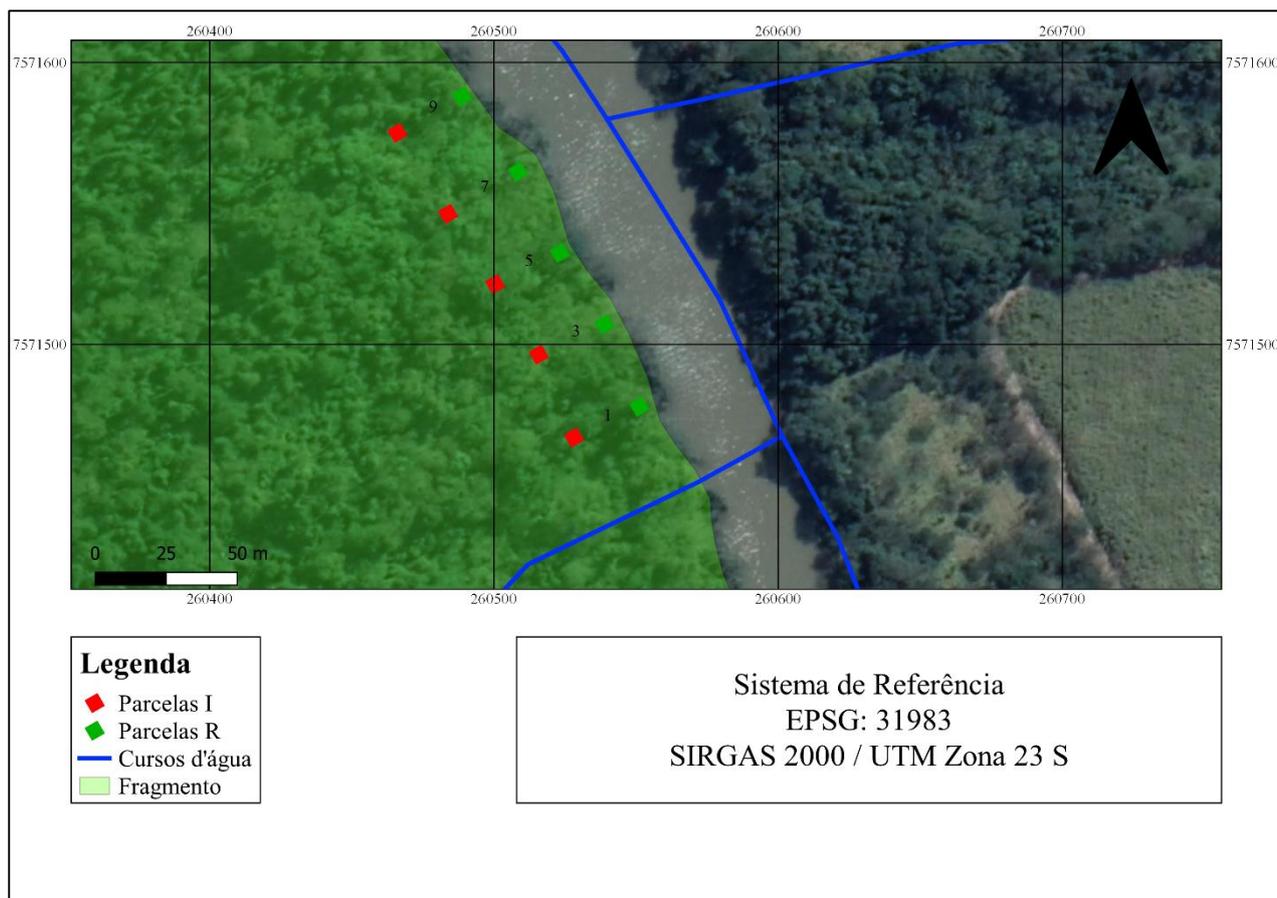


Figura 12. Desenho amostral na área de estudo destacando a posição das parcelas em relação à margem do Rio Mogi-Guaçu (elaborado pelo autor).

2.2.3 Caracterização do solo

A descrição dos atributos químicos do solo foi realizada em abril de 2019. Amostras compostas de três subamostras por parcela foram coletadas a 0–20 cm de profundidade, livre de serapilheira, retiradas aleatoriamente. Após a coleta, o solo foi enviado para o Laboratório de Fertilidade de Solo, localizado no Centro de Ciências Agrárias, da Universidade Federal de São Carlos (*campus* Araras). A análise granulométrica do solo (Anexo 4) foi conduzida para quantificação dos teores de areia, silte e argila e foi feita no mês de setembro de 2018 pois não há variação desses valores em um curto espaço de tempo.

O teor de umidade do solo foi estimado utilizando o protocolo descrito pela NBR 6457 (1986), realizado no mesmo dia, após a coleta do material em campo. As amostras de solo foram acondicionadas em formas metálicas e pesadas, para em seguida serem depositadas em estufa à 65° C. Pesagens periódicas foram realizadas até a obtenção da estabilização da massa, e em seguida, pesado somente as formas metálicas relacionadas a cada amostra. O valor da umidade de cada amostra foi obtido através da equação (1):

$$h = \frac{M1 - M2}{M2 - M3} \times 100$$

Onde:

h = teor de umidade, em %;

M1 = massa do solo úmido mais a massa do recipiente, em gramas;

M2 = massa do solo seco mais a massa do recipiente; em gramas;

M3 = massa do recipiente (forma metálica), em gramas.

As análises químicas foram realizadas de acordo com as metodologias propostas por Embrapa (1997) e Raij et al. (2001), em que para a determinação do teor de fósforo (P resina) foi utilizado o método de resina trocadora de ânions; para a matéria orgânica (M.O.) o método de Walkley-Black; para o potencial hidrogeniônico (pH) utilizou-se solução de Ca Cl₂ a 0,01 mol L⁻¹; para o nitrogênio (N) o método de Kjeldahl; e para o potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg), utilizou-se a resina trocadora de íons. Estimou-se o valor da capacidade de troca catiônica (CTC) através do somatório entre a soma de bases (K + Ca + Mg) e acidez potencial (H + Al - obtida através de solução tamponada de acetato de cálcio a pH 7); para a saturação de bases (V%), dividiu-se a soma de bases pela CTC, multiplicando-o por 100; e por último estimou-se as razões entre nitrogênio-fósforo (N:P) e carbono-nitrogênio (C:N).

2.2.4 Estrutura da vegetação

A caracterização da estrutura florestal foi adaptada de Souza et al. (2013) e realizada em abril de 2019, em que todos os indivíduos arbóreos com a circunferência altura do peito (CAP) acima de 10 cm foram medidos em cada parcela. O CAP refere-se a região de mensuração do tronco de cada árvore à 1,30 m do solo. Para obtenção do CAP utilizou-se uma fita métrica graduada, e posteriormente dividiu-se esse valor por π , para obter o valor do diâmetro altura do peito (DAP). Para cada parcela estimamos o diâmetro médio dos indivíduos arbóreos (DAP médio), número total de indivíduos (DENSIDADE), a área basal total da parcela (AB) e o coeficiente de variação do diâmetro dos indivíduos (ESTRATIFICAÇÃO).

2.2.5 Tea Bag Index

As premissas básicas do modelo proposto por Keuskamp et al. (2013) são que a variação nas taxas de decomposição (k) e nos fatores de estabilização (S) são determinados por diferenças das condições ambientais. Esse protocolo é baseado no uso de dois tipos de chá da marca Lipton®, o chá verde (*sencha tea*) e o chá vermelho (*rooibos tea*). O chá verde é composto principalmente

por folhas, simulando a fração lábil da serapilheira, de rápida decomposição, enquanto que o chá vermelho é composto mais por tecidos lignificados, simulando a parte recalcitrante da serapilheira, levando mais tempo para a decomposição. Para cada réplica usamos os dois saquinhos com aproximadamente 2,0 g de chá em cada, alocados dentro de embalagens com formato tetraédrico, composto por polipropileno (Figura 13).



Figura 13. Saquinhos de chá verde (*sencha tea*) e chá vermelho (*rooibos tea*) utilizados como uma amostra no presente estudo (elaborado pelo autor).

Cinco pares (réplicas) deste material foram dispostos por parcela, em posições específicas dentro das parcelas, sendo que cada réplica foi marcada com palitos de madeira com uma cor distinta para posterior identificação seguindo o mesmo padrão para todas as outras áreas amostrais (Figura 14). As posições das réplicas dentro das parcelas visaram englobar a maior variação possível, afim de se obter melhor representatividade. Para cada réplica amostral alocada próxima do limite da parcela, respeitou-se a distância mínima de dois metros da borda, para minimizar possíveis efeitos de variações do solo e da estrutura da vegetação da vizinhança da parcela.

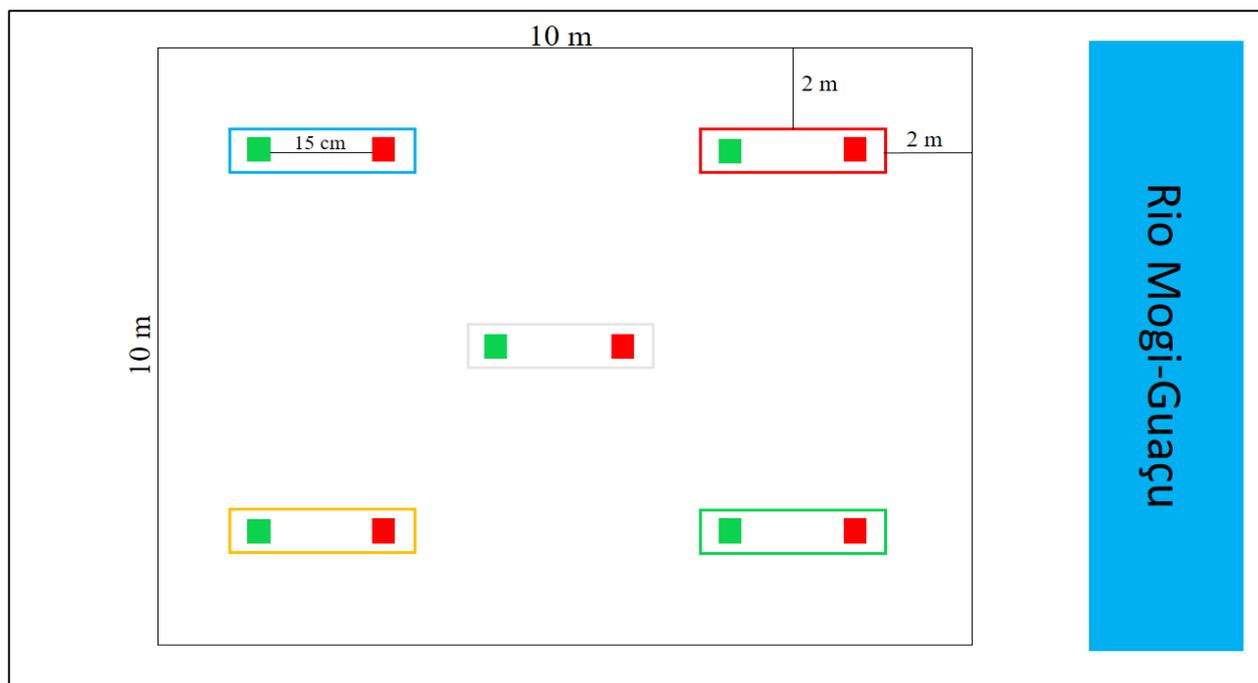


Figura 14. Esquema de posicionamento das amostras dentro das parcelas (Elaborado pelo autor).

Um dia antes da instalação do experimento, todos os saquinhos de chá foram pesados em laboratório para determinação da massa inicial com embalagem (saquinho, cordão, rótulo, biomassa), em balança analítica e identificados através de numeração no rótulo. Com os valores de massa de cada saquinho, separou-se as réplicas das amostras definindo previamente em qual parcela seriam enterrados e por qual cor seriam representados, para registro individual da massa inicial para cada réplica, dentro de cada parcela.

No dia 24 de abril de 2019 os pares dos saquinhos foram levadas para o campo e instalados conforme a metodologia de Keuskamp et al. (2013), que define ser necessário um buraco de cinco cm de diâmetro por oito cm de profundidade, distantes 15 cm entre os saquinhos (Figura 15).



Figura 15. Amostra instalada dentro da parcela (Elaborado pelo autor).

A formulação dos fatores de correção (KEUSKAMP et al., 2013) foi conduzida através das medidas obtidas de cinco saquinhos de cada tipo de chá com a embalagem que foram levados juntos com as amostras a serem enterradas. Estes saquinhos controles não foram enterrados. Após a montagem do experimento, no mesmo dia, os controles foram levados de volta ao laboratório e deixados em estufa a 60°C durante 72 horas, para serem novamente pesados e obtido a massa seca de cada saquinho sem a embalagem.

Com os dois valores de massa de cada saquinho, antes e depois de serem deixados na estufa, dividiu-se a massa seca pela massa inicial, obtendo assim, o valor da correção. Como foi utilizado 5 saquinhos para cada tipo de chá, após fazer a divisão dos valores das massas, realizou-se a média entre os valores, para a obtenção de um único fator de correção para cada tipo de chá, que foi de 0,9433 para o verde e 0,9318 para o vermelho. Os valores citados foram multiplicados pela massa inicial das réplicas que foram enterradas, para se obter a massa inicial corrigida.

Ao final de dois meses, no dia 24 de junho de 2019, as amostras que estavam enterradas nas parcelas foram retiradas, e colocadas em estufa a 60°C no laboratório, sendo pesadas diariamente até atingirem a estabilização de massa. Depois, com o auxílio de pincéis, foi retirado os resquícios de solo e raízes de plantas impregnados na parede da embalagem para que não interferissem na

pesagem final. Cada saquinho foi então pesado, usando uma balança analítica. A massa final seca de cada saquinho foi calculada subtraindo 0.2424 g g⁻¹ para o chá vermelho e 0.2449 g g⁻¹ para o chá verde, referentes ao conjunto de massa dos saquinhos vazios, dos fios e dos rótulos.

Através da perda de massa dos dois tipos de chá, quando comparada com a curva padrão de decomposição proposta por Keuskamp et al. (2013), é possível estimar o fator de estabilização (S) e a taxa de decomposição (k), para qualquer intervalo de tempo. A partir de um modelo assintótico padrão ajustado para o chá vermelho obtivemos o valor da taxa de decomposição (k) através da seguinte equação:

$$W_r(t) = a_r e^{-kt} + (1 - a_r) \quad (2)$$

Onde,

$W_r(t)$ = Massa remanescente de chá vermelho após t dias;

a_r = Fração lábil decomposta do chá vermelho;

$(1 - a_r)$ = Fração recalcitrante não decomposta do chá vermelho.

Para estimar o valor de a_r , estimamos primeiro o valor do fator de estabilização (S) através da decomposição do chá verde, uma vez que o mesmo valor de S é previsto para ambos os chás. O fator de estabilização (S) foi obtido através da decomposição do chá verde, pois parte da fração lábil que não foi decomposta, deve-se exclusivamente a fatores ambientais. O restante da fração lábil não decomposta acaba se tornando recalcitrante, inferindo que o fator de estabilização se refere ao efeito inibidor das condições ambientais na decomposição da fração lábil (KEUSKAMP et al., 2013).

A fração de quanto o material do chá verde que degradou é representada por ag , determinada através da seguinte equação:

$$ag = 1 - \left(\frac{Wfg}{Wog}\right) \quad (3)$$

Onde:

Wfg = massa final seca do chá verde após 60 dias;

Wog = massa inicial do chá verde corrigida pelo fator de correção

O fator de estabilização (S) é estimado então através da equação:

$$S = 1 - ag/Hg \quad (4)$$

Onde:

Hg = fração hidrolisável do chá verde quimicamente esperado (0,842 g g⁻¹) que representa o valor máximo que o chá verde pode decompor, obtida por Keuskamp et al. (2013);

Considerando o mesmo valor de S para ambos os chás, obtivemos a fração decomponível do chá vermelho (ar) através da seguinte equação:

$$ar = Hr(1 - S) \quad (5)$$

Onde:

Hr = pela fração hidrolisável do chá vermelho quimicamente esperado (0,552 g g⁻¹) que representa o valor máximo que o chá vermelho pode decompor obtida por Keuskamp et al. (2013);

Devido à alta decomposição da fração recalcitrante do chá vermelho observado em algumas réplicas, foi impossível calcular a taxa de decomposição (k), portanto, uma réplica da parcela I9, uma da parcela R1, duas da parcela R3, duas da parcela R5 e uma da parcela R7 foram retiradas do estudo.

2.2.6 Análises estatísticas

As diferenças no teor de argila e de umidade do solo entre a região do dique (R) e interior (I) do fragmento foram avaliadas através de teste T pareado (QUINN & KEOUGH, 2002). As variáveis relativas aos atributos químicos do solo foram reduzidas num espaço bidimensional através da Análise de Componentes Principais (ACP). As variáveis utilizadas na ACP foram cálcio (Ca), fósforo (P resina), capacidade de troca catiônica (CTC), matéria orgânica (M.O.), saturação por bases (V), potencial hidrogeniônico (pH), magnésio (Mg), nitrogênio (N), potássio (K), razão nitrogênio-fósforo (N:P) e razão carbono-nitrogênio (C:N). A normalidade dos dados foi avaliada através do teste Shapiro-Wilk, e as variáveis P, K, e Mg foram transformadas pelo método box-cox (LEGENDRE & LEGENDRE 2012) para normalização dos dados. A ACP foi usada também para reduzir o número de variáveis relativas à estrutura da vegetação. Para ambas as análises consideramos apenas os eixos com o autovalor maior que um (KAISER, 1958). Estas análises foram conduzidas usando o *software* Origin® v 9.5.1.195, e os testes Shapiro-Wilk e as transformações box-cox foram conduzidas no *software* Past® 3 (HAMMER & HARPER, 2006).

Como esperamos heterogeneidade ambiental entre as regiões, as diferenças dos valores das taxas de decomposição média (KMED) e dos fatores de estabilização médio (SMED) entre as regiões (I e R), foram avaliadas através da Análise de Variância em Blocos, no *software* Systat 13® (SYSTAT SOFTWARE Inc, 2012). A normalidade dos dados e a homogeneidade de variâncias foi checada através do teste de Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente. Considerou como blocos as localizações dos pares de parcelas (1, 3, 5, 7 e 9). Os efeitos do solo e estrutura da vegetação nos valores de k e S foram avaliados através de um modelo de equações estruturais (MEE) (GRACE et

al., 2010). Assim, como variáveis predictoras utilizamos os valores dos escores dos dois primeiros eixos gerados pela ACP do solo (Solo 1 e Solo2), e os escores dos dois primeiros eixos da ACP da estrutura da vegetação (Veg1 e Veg2). Como em uma floresta estável, livre de perturbações antrópicas, é muito difícil definir se é o solo que influencia a vegetação, ou se a vegetação que influencia o solo, optou-se por definir os eixos como variáveis exógenas (Figura 16).

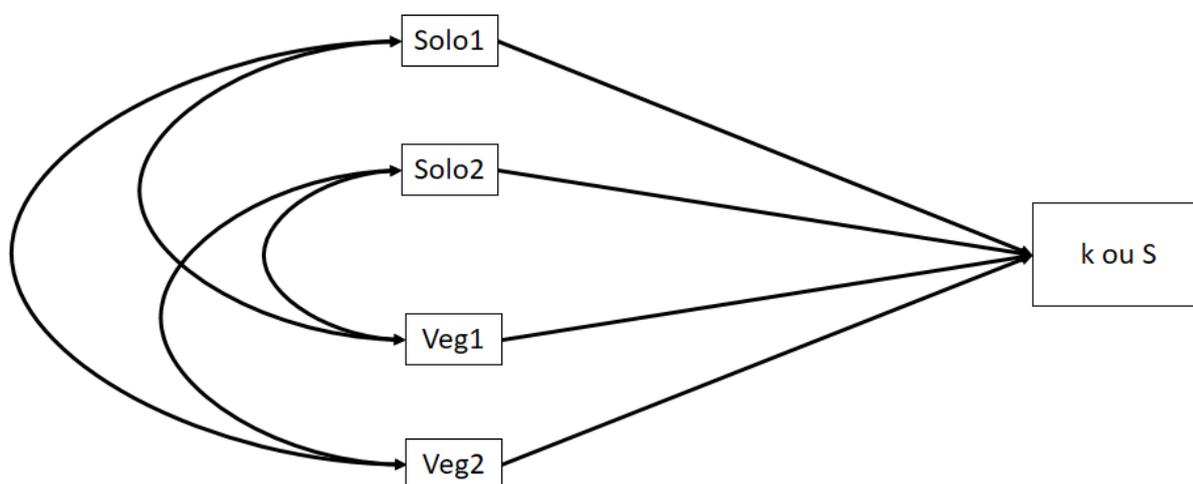


Figura 16. Modelo de equações estruturais (MEE) proposto mostrando as relações testadas entre os atributos do solo, estrutura da vegetação e as variáveis k ou S . As linhas partem das variáveis explanatórias para a variável resposta.

O *MEE* foi ajustado separadamente para a taxa de decomposição (k) e para o fator de estabilização (S). Para determinar se a estrutura do modelo ajustou-se aos dados, avaliamos as covariâncias observadas e aquelas previstas pelo modelo através do teste do Qui-quadrado (consideramos $\alpha = 0,05$); *Comparative Fit Index (CFI)*, indicando um bom ajuste quando $CFI > 0,95$ e o *Root Mean Square Error of Approximation (RMSEA)*, indicando um bom ajuste quando $RMSEA < 0,05$ (HOOPER et al., 2007). A modelagem do modelo foi conduzida no ambiente R Studio, com o auxílio do pacote *Lavaan* (YVES, 2012).

2.3 Resultados

Os teores de argila e a umidade do solo (Figura 17) foram mais altos no interior da floresta (I) quando comparados com a zona adjacente ao curso d'água (R) ($t = 2,77$; $P = 0,03$ e $t = 2,77$; $P = 0,02$; respectivamente). O valor de argila para cada parcela pode ser consultado ao final do manuscrito (Anexo 4).

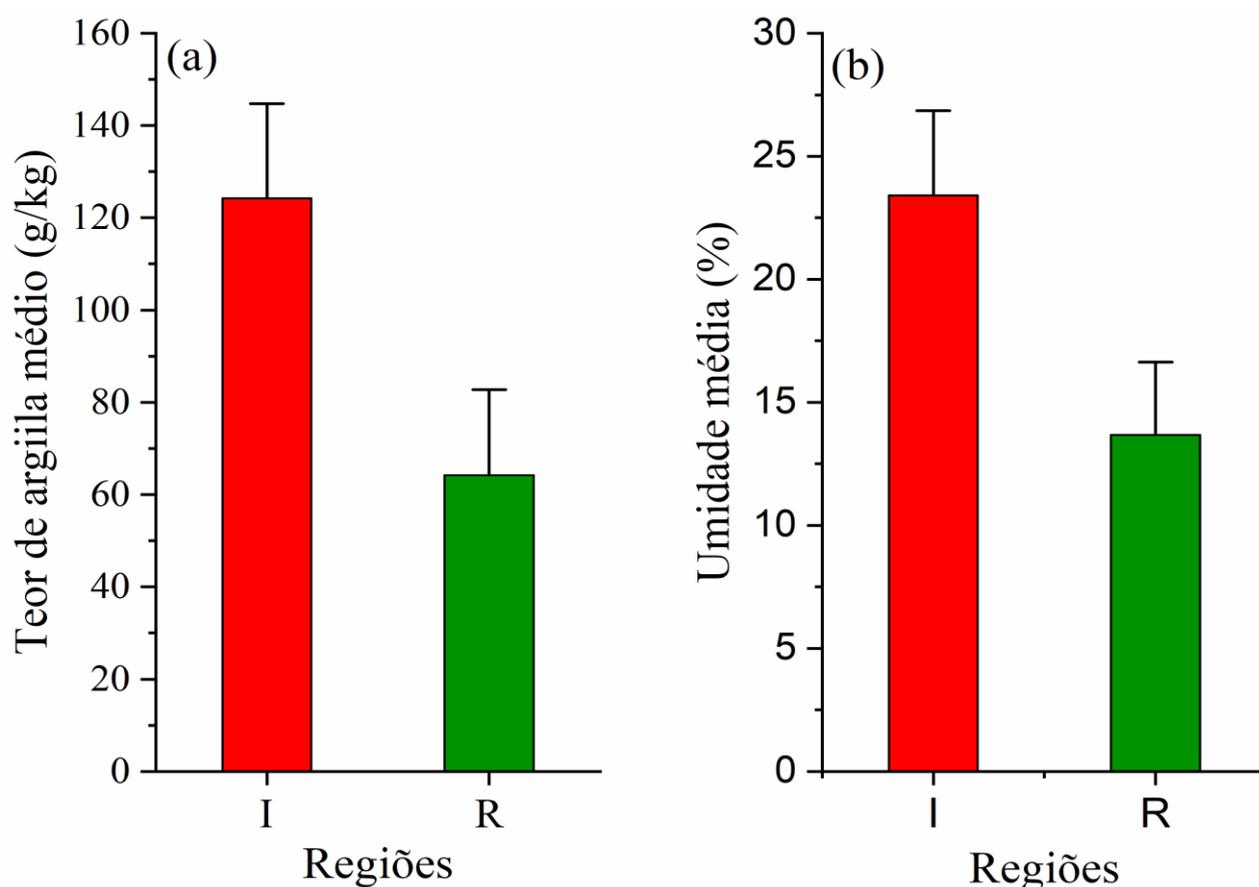


Figura 17. Teor médio de argila (a) e umidade edáfica média (b) nas regiões do interior (I) e na região do dique (R). As barras representam o erro padrão.

Os dois primeiros eixos da ACP relativa aos atributos químicos do solo explicaram 86,08% da variabilidade dos dados. O primeiro (Solo1) explicou 64,97% da variação dos dados (autovalor: 7,14) e foi positivamente relacionado com nitrogênio (N), magnésio (Mg), cálcio (Ca), fósforo (P), saturação por bases (V), matéria orgânica (M.O.), capacidade de troca catiônica (CTC) e potencial hidrogeniônico (pH). Já o segundo eixo (Solo2) explicou 21,11% da variação dos dados e foi positivamente relacionado com razão nitrogênio-fósforo (N:P) e potássio (K), e negativamente relacionado com a razão carbono-nitrogênio (C:N) (Figura 18).

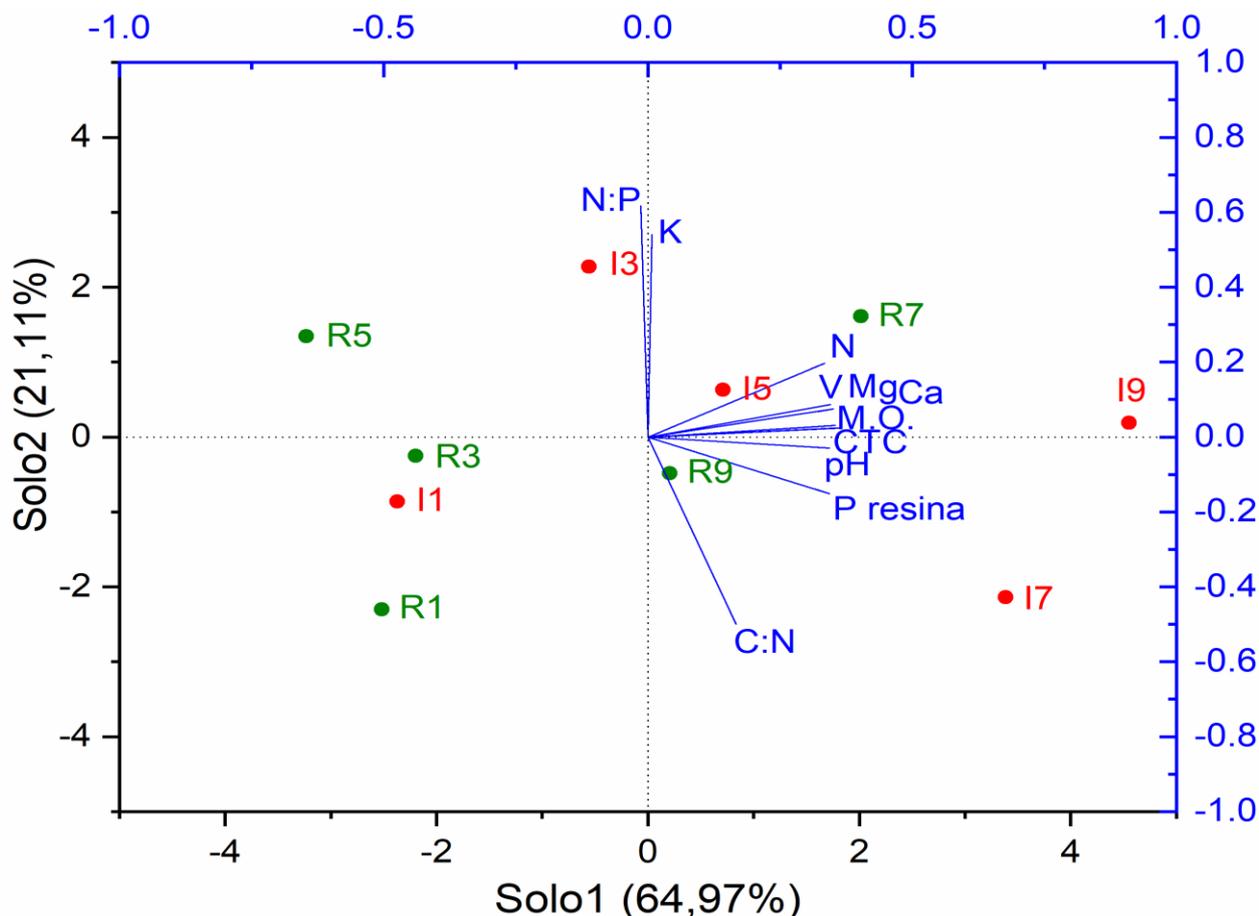


Figura 18. Análise de Componentes Principais (PCA) dos atributos químicos do solo em parcelas adjacentes ao curso d'água (R1, R3, R5, R7 e R9) e no interior da floresta (I1, I3, I5, I7 e I9), ao término da estação chuvosa. N:P (razão nitrogênio – fósforo), K (potássio), N (nitrogênio), Mg (magnésio), pH (potencial hidrogeniônico), V (saturação por bases), M.O. (matéria orgânica), CTC, (capacidade de troca catiônica), P resina (fósforo), Ca (cálcio), C:N (razão carbono – nitrogênio).

As parcelas localizadas mais ao interior da floresta tenderam a apresentar os maiores valores dos atributos associadas ao Solo1, com exceção da parcela I1 que se localizava mais próxima de um afluente do rio. As razões N:P e C:N, além do teor de potássio, variaram muito entre as parcelas.

A ACP da estrutura florestal explicou 82,72% da variação dos dados. Essa porcentagem dividiu-se entre os dois primeiros eixos, em que o primeiro (Veg1) explicou 51,89% da variabilidade dos dados (autovalor: 2,07) e foi positivamente relacionado com DAP médio, densidade e área basal total. Já o segundo eixo (Veg2) explicou 30,83% da variabilidade dos dados (autovalor: 1,23), e foi positivamente relacionado com estratificação (Figura 19).

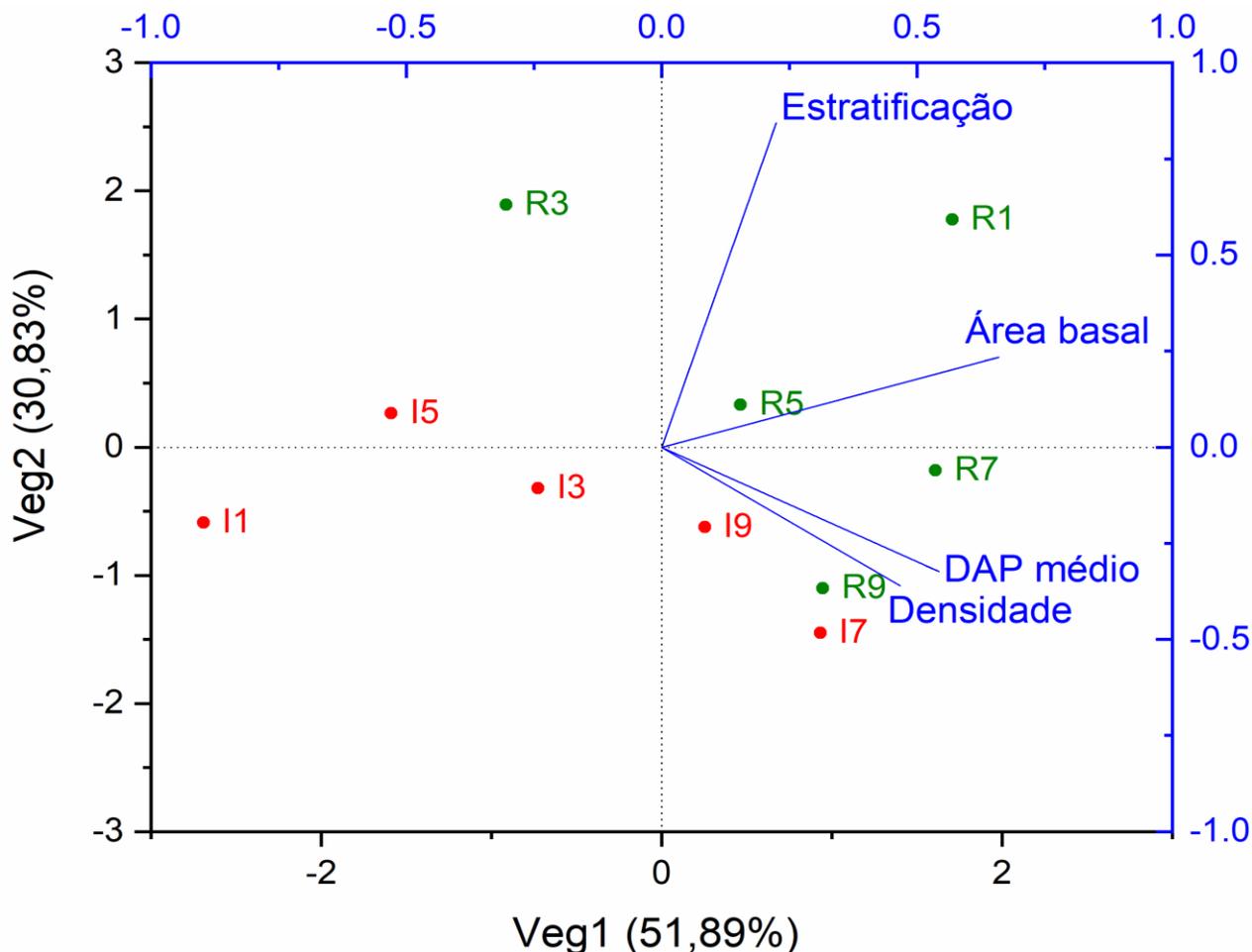


Figura 19. Análise de Componentes Principais (PCA) da estrutura da vegetação em parcelas adjacentes ao curso d'água (R1, R3, R5, R7 e R9) e no interior da floresta (I1, I3, I5, I7 e I9).

A Estratificação da floresta e a Área Basal total foram as principais variáveis que separaram as parcelas localizadas na zona adjacente ao rio, das parcelas localizadas no interior da floresta, sugerindo que na zona ripária a floresta era mais estratificada e com maior área basal total quando comparadas com as parcelas localizadas mais ao interior da floresta. Além disto, as parcelas situadas no interior da floresta apresentaram maior variação com relação a densidade e tamanho de árvores aqui expresso pelo diâmetro basal médio, do que as parcelas localizadas na zona adjacente ao rio.

O KMED foi mais alto na região adjacente ao curso d'água quando comparado a região do interior da floresta, com valores de 0,035 e 0,023 respectivamente. Mas a ANOVA em blocos mostrou que essa diferença não foi significativa, e sim uma tendência de que na região do dique os valores foram mais altos de KMED quando comparada a região do interior ($F_{1,4} = 6,218$, $P = 0,067$). O KMED não diferiu entre os blocos ($F_{4,4} = 0,234$, $P = 0,906$). O SMED foi diferente significativamente apenas entre as regiões ($F_{1,4} = 9,225$, $P = 0,039$) e não entre os blocos ($F_{4,4} =$

3,536, $P = 0,124$) (Figura 20), sendo mais alto na região do interior da floresta, quando comparado com a região de dique, com valores de 0,37 e 0,32, respectivamente.

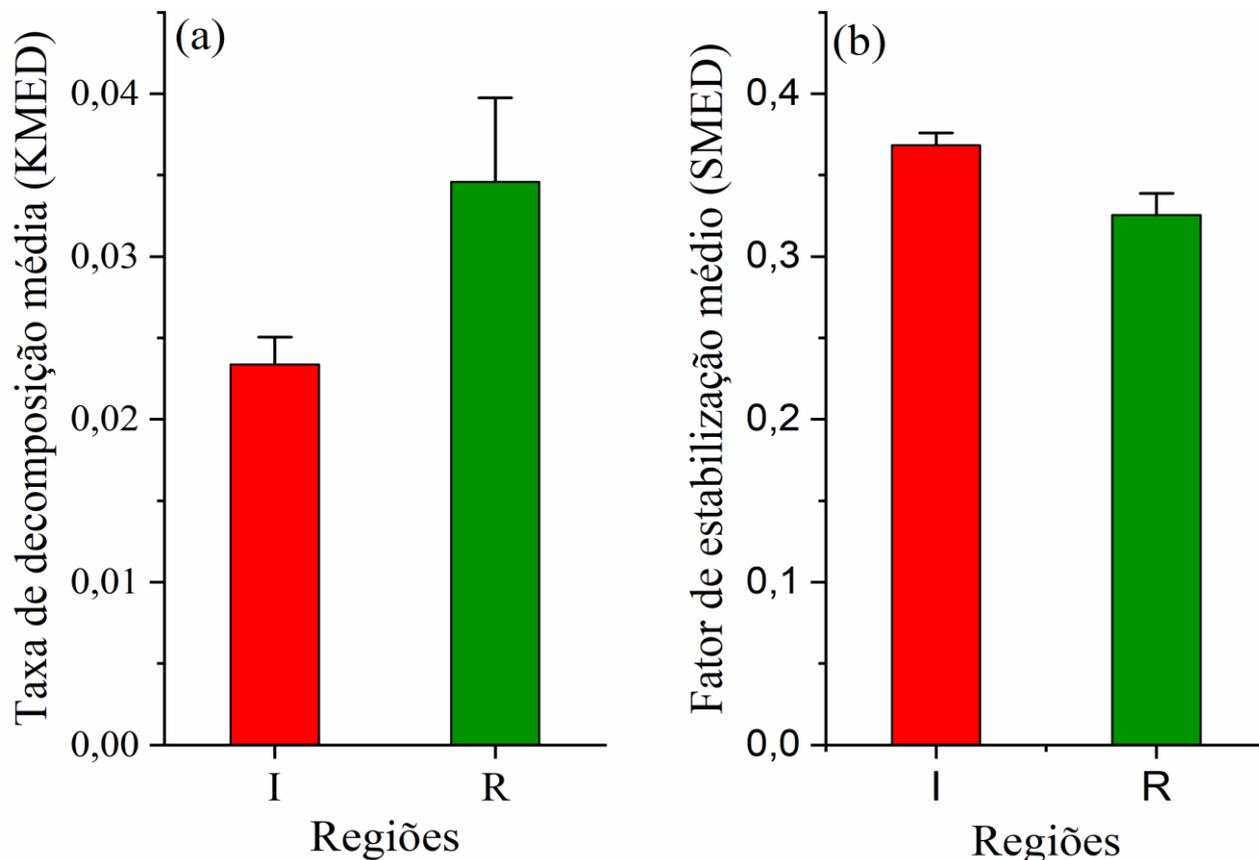


Figura 20. Taxa média de decomposição (a) e fator de estabilização médio (SMED) (b) nas regiões do interior (I) e na região do dique (R). As barras representam o erro padrão.

O modelo de equações estruturais que relacionou as variáveis do solo (eixos Solo1 e Solo2) e a estrutura florestal (eixos Veg1 e Veg2) com a taxa de decomposição (k) se ajustou aos dados ($\chi^2 = 0,009$; $gl = 2$; $P = 0,996$; $CFI = 1,000$; $RMSEA < 0,001$). O modelo explicou pouco (16%) da variação na taxa de decomposição (k) (Figura 21). A taxa de decomposição foi diretamente influenciada apenas pelo eixo Veg1, sugerindo que áreas que apresentarem maior área basal, DAP médio e densidade de indivíduos alcançaram maiores taxas de decomposição e que a estratificação não influenciou os resultados. Os atributos relacionados com Solo1 foram positivamente correlacionados com o primeiro eixo (Veg1) e negativamente com o segundo eixo da estrutura da vegetação (Veg2). Assim, o solo de parcelas com estrutura florestal menos estratificadas e com maior densidade de árvores maiores, consequentemente apresentando maior quantidade de madeira, era mais fértil.

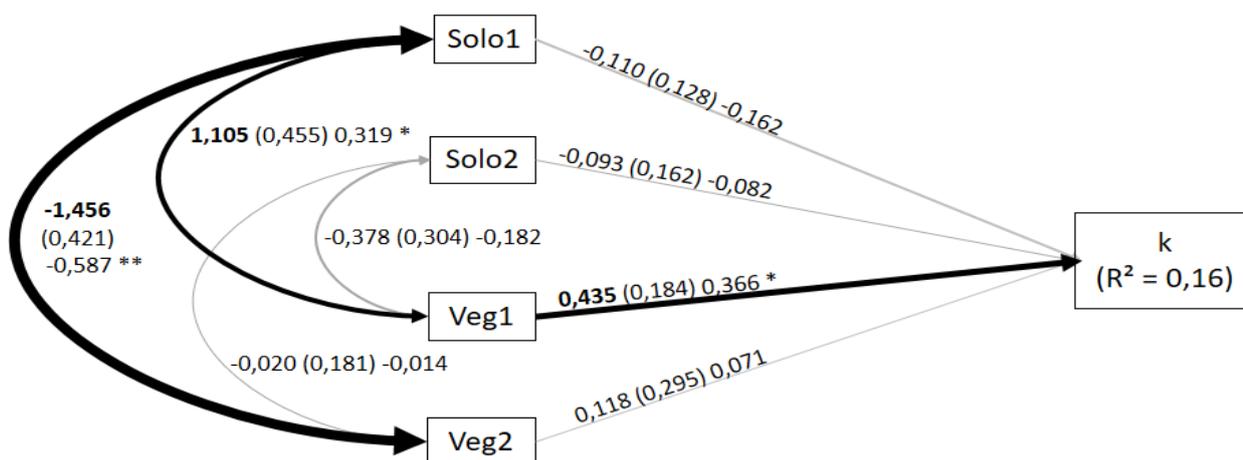


Figura 21. Modelo de equações estruturais ajustado mostrando as relações entre os atributos químicos do solo e a estrutura da vegetação com a taxa de decomposição k. Os coeficientes não padronizados (coeficiente de regressão parcial) estão em negrito, seguidos pelo erro padrão. A espessura das linhas é proporcional às estimativas padronizadas dos coeficientes. As linhas em preto representam relações significativas e as linhas em cinzas não significativas. As linhas partem das variáveis preditoras para as variáveis respostas. *** $P < 0,001$; ** $P < 0,01$; * $P < 0,05$

O modelo de equações estruturais envolvendo as variáveis do solo (eixos Solo1 e Solo2), a estrutura florestal (eixos Veg1 e Veg2) e o fator de estabilização (S) se ajustou aos dados ($\chi^2 = 0,009$; $gl = 2$; $P = 0,996$; $CFI = 1,000$; $RMSEA < 0,001$). O modelo explicou 52% da variação no fator de estabilização (S), em que os atributos do solo relacionados ao primeiro eixo (Solo1) foi a única variável que influenciou diretamente e positivamente o fator de estabilização (Figura 22). Isto sugere que em parcelas de solos mais férteis ocorre uma maior inibição da decomposição da fração lábil da matéria orgânica, tornando-os de caráter recalcitrantes e armazenando maior quantidade de carbono no solo.

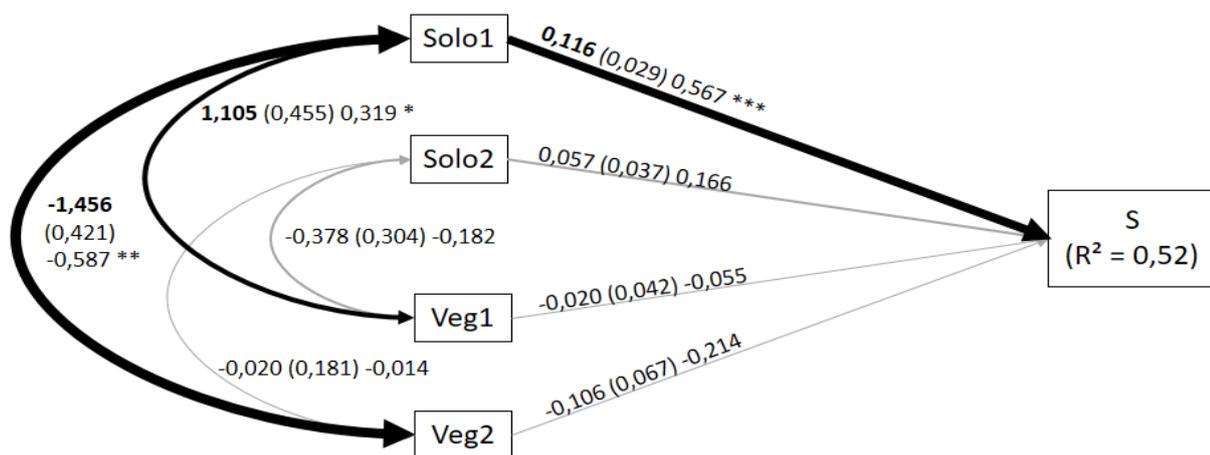


Figura 22. Modelo ajustado mostrando as relações entre os atributos químicos do solo e a estrutura da vegetação com o fator de estabilização S. Os coeficientes não padronizados (coeficiente de regressão parcial) estão em negrito, seguidos pelo erro padrão. A espessura das linhas é proporcional às estimativas padronizadas dos coeficientes. As linhas em preto representam relações significativas e as linhas em cinzas não significativas. As linhas partem das variáveis explanatórias para as variáveis respostas. *** $P < 0,001$; ** $P < 0,01$; * $P < 0,05$

2.4 Discussão

As parcelas I, com exceção de II, detinham de maior umidade edáfica quando comparada com as parcelas R. Dentre as parcelas localizadas no interior da floresta, somente o solo da parcela II se assemelhou mais às parcelas R, provavelmente devido a sua proximidade de um canal de drenagem (Figura 12). Isso se deve ao fato de que nas parcelas adjacentes ao curso d'água o solo possuía maior quantidade de areia e eram mais estratificadas. As maiores proporções de areia na composição da textura do solo em áreas adjacentes a cursos d'água é provavelmente devido a sedimentos carregados pelo rio (NAIMAN; DECAMPS, MCCLAIN, 2005; STROMBERG, 2011), fazendo com que haja predominância de macroporos, que são espaços porosos com dimensões maiores que 0,08 mm, favorecendo a drenagem da água (CAVALLI et al., 2020). Ao contrário das parcelas localizadas no interior em que são formadas por maior teor de argila, que agregados à matéria orgânica promovem maior volume de microporos, que são espaços porosos com dimensões menores que 0,08 mm, capazes de reterem água (LEPSCH, 2011; BRADY & WEIL, 2013). A maior estratificação da floresta na região adjacente ao curso d'água permite maior entrada de luz, ocasionando aumento da temperatura, e por consequência, tornando os solos mais secos (DIDHAM E LAWTON, 1999; YEONG; REYNOLDS; HILL, 2016; WALLACE et al., 2018), enquanto que nas parcelas mais distantes do rio o dossel é mais homogêneo e com menor incidência de luz, mantendo a umidade por maior tempo.

Os solos das parcelas localizadas no interior da floresta eram mais férteis quando comparados as parcelas adjacentes ao corpo d'água, provavelmente devido ao maior teor de argila na região do interior. Solos mais arenosos são mais drenados pois a maior quantidade de macroporos nestes tipos de solo favorece a percolação, e conseqüentemente a maior perda de nutrientes (LEPSCH, 2011; BRADY & WEIL, 2013; CAVALLI et al. 2020). Além disto, na região adjacente ao curso d'água a floresta era mais estratificada. Áreas menos estratificadas se mostraram mais férteis devido à maior produção de biomassa (SONGWE et al., 1988; WERNECK et al., 2001, NUNES & PINTO, 2007), uma vez que a deposição de serapilheira é considerado como um dos principais fatores que influenciam a fertilidade do solo em um ecossistema (SANTANA & SOUTO, 2011), sendo uma importante via de transferência de elementos nutricionais da planta para o solo (VITAL et al., 2004). Dentre as parcelas localizadas no interior da floresta, houve uma tendência no aumento da fertilidade com o aumento da densidade de indivíduos e do DAP médio. Florestas com maior quantidade de indivíduos arbóreos maiores devem promover uma maior produção e deposição de serapilheira em áreas de Floresta Estacional Semidecidual (WERNECK et al. 2001; PINTO et al. 2008).

As altas correlações entre a umidade do solo, o teor de argila e o primeiro eixo dos atributos químicos do solo (Solo 1) era esperada, uma vez que a quantidade de argila nos indica a potencial capacidade de retenção de nutrientes (BRADY & WEIL, 2013), pois em consórcio com a matéria orgânica, produzem a principal via de cargas negativas no solo, contribuindo para a retenção de cátions como Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ , aumentando a CTC e a V% (BRONICK & LAL, 2005; BERG & MCCLAUGHERTY, 2008; CHARNOBAY, 2019). A relação entre o teor de argila e fertilidade pode não ser linear, pois o excesso na proporção de argila pode ocasionar perda nutricional devido ao favorecimento de bactérias anaeróbias, que se desenvolvem em situações de alagamento (BERG & MCCLAUGHERTY, 2008; BRADY & WEIL, 2013). No entanto, para o intervalo de variação do teor de argila observado na área de estudo, esta relação parece ser linear.

Os eixos Solo1 e Veg1 apresentaram correlação no *MEE*, nos mostrando que a correlação pode ser cíclica, isto é, a fertilidade do solo, especialmente a capacidade de troca catiônica e a disponibilidade de macronutrientes, parece influenciar positivamente uma maior densidade de indivíduos, DAP médio de indivíduos arbóreos e portanto, uma maior área basal. Por outro lado, o aumento na densidade de indivíduos, promove maior produção de serapilheira, visto que essa deposição de biomassa é elemento chave na manutenção da fertilidade dentro de um ecossistema (SANTANA E SOUTO, 2011), fornecendo elementos nutricionais para o solo através da decomposição (VITAL et al., 2004).

A maior disponibilidade de macronutrientes foi negativamente correlacionado com o segundo eixo da ACP (Veg2) no *MEE*. O Veg2 é associado a estratificação florestal, e os locais

mais estratificados eram localizados na região adjacente ao curso d'água, onde o solo era mais arenoso e, portanto, de menor fertilidade. Além disto a região mais próxima ao rio tinha mais entrada de luz o que deve promover uma maior estratificação. É possível que nesta região haja uma menor deposição de serapilheira (SONGWE et al., 1988; WERNECK et al., 2001, NUNES & PINTO, 2007).

A taxa de decomposição (k) não diferiu entre a região adjacente ao rio (R) e a região do interior (I), nem entre os locais (1, 3, 5, 7 e 9), sugerindo uma baixa variação espacial, mas apresentou uma tendência de ser maior nas parcelas R. A atividade microbiana é responsável pela maior parte da taxa de decomposição. Condições de temperatura e umidade mais altas favorecem o metabolismo microbiano, resultando em maiores taxas de decomposição (DAVIDSON & JANSSENS, 2006; KIRSCHBAUM, 2006; OTTERMANN et al, 2011, BACHEGA 2019). No caso do presente estudo, como a área mais úmida (I) detém de menor incidência solar, a região de dique (R) mostrou maior valor de k , pois recebe maior incidência solar. Mas como o estudo foi realizado durante a época úmida em que chuvas periódicas incidem sobre a área, as duas regiões receberam precipitação, tornando o solo das duas regiões úmidos. As parcelas R detém de maior macroporosidade mantendo conteúdos ótimos de CO_2 e O_2 , portanto, processos como respiração de raízes, manutenção de organismos aeróbicos e a decomposição de resíduos orgânicos devem ser maiores do que áreas com maior microporosidade (LEPSCH, 2011; BRADY & WEIL, 2013). Áreas com maior microporosidade geralmente são mais úmidas, favorecendo organismos anaeróbicos, que tornam a decomposição lenta (LEPSCH, 2011; BRADY & WEIL, 2013).

O modelo de equações estruturais mostrou que a taxa de decomposição se relacionou diretamente com o primeiro eixo da estrutura da vegetação, ou seja, áreas com maior densidade de indivíduos, DAP médio e área basal tendem a ter maiores taxas de decomposição médio (KMED). Alguns estudos sugerem que a respiração microbiana edáfica é altamente relacionada com a taxa fotossintética da comunidade vegetal, portanto, locais com maior densidade de indivíduos, DAP médio e área basal, provavelmente alcançam maiores valores de respiração edáfica, pois com um aumento da fotossíntese, a disponibilidade de substratos radiculares tendem a aumentar, fomentando a atividade microbiana, cuja maior concentração é na região da rizosfera. (TANG et al., 2005; RYAN & LAW, 2005).

A correlação com o Veg1 explicou muito pouco da variação da taxa de decomposição (16%) em relação ao erro puro. Djukic et al. (2018) mostrou que a qualidade da serapilheira pode ser o principal fator que determina a taxa de decomposição (k) em escala global, explicando cerca de 65% da variabilidade. No entanto, numa escala regional a taxa de decomposição é influenciada principalmente por fatores ambientais (SAINT-LAURENT & ARSENAULT-BOUCHER 2020), apesar de que alguns estudos tem considerado a qualidade da serapilheira como um importante fator

que influencia a taxa de decomposição (CORNWELL, et al. 2008; FUJII et al., 2016; BRADFORD et al., 2016; DIDION et al., 2016). Este estudo avaliou a variação na taxa de decomposição numa escala local, portanto, a variação nas condições ambientais deve ser baixa quando comparado com a variação numa escala regional. Além disto, o uso do TBI isola o efeito da qualidade da serapilheira, focando na variação das condições ambientais. A variação nas condições ambientais provavelmente está diretamente relacionada com as diferenças na estrutura da vegetação, mas como a variação deve ser baixa quando comparada a uma escala regional ou de paisagem, isto pode ter levado à baixa variação na taxa de decomposição explicada pelo *MEE*.

O fator de estabilização *S* foi mais alto para as parcelas localizadas no interior da floresta, mas não diferiu entre os locais dentro de regiões. Como as parcelas na região do dique são mais estratificadas, permitindo a maior entrada de luz e conseqüentemente, aumentando a temperatura edáfica, é provável que possa ter reduzido o fator de estabilização, devido ao aumento da decomposição da matéria orgânica do solo (PETRAGLIA et al. 2019).

A correlação com o Solo1 no *MEE* explicou 52% da variação no fator de estabilização, o qual sugere que a fertilidade do solo foi a principal variável que influenciou o *S*. Assim, áreas mais férteis, com maiores teores de nitrogênio, fósforo, saturação por bases, magnésio, cálcio, matéria orgânica, capacidade de troca catiônica, potencial hidrogeniônico tendem a uma maior inibição da decomposição da fração lábil da serapilheira, tornando-os recalcitrantes, e por fim, armazenando carbono no solo por mais tempo.

Um dos principais fatores para a estabilização da matéria orgânica no solo é sua capacidade de interação com a matriz edáfica (COTRUFO et al., 2013), em que a presença de cátions polivalentes, principalmente o Ca^{2+} , interage com a alta negatividade da matéria orgânica e de filossilicatos, que devido a sua carga positiva, acaba por formar uma ponte entre as duas, estabilizando assim a matéria orgânica no solo (VON LUTZOW, 2006; MIKUTTA & KAISER, 2011). Em estudo realizado por Soares et al. (2019), o fator de estabilização foi correlacionado com a saturação por bases (V%), formado pela soma das bases trocáveis composto pelos cátions Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^{+} e Na^{+} , corroborando a hipótese da estabilização da matéria orgânica através da ponte de cátions polivalentes. Avaliamos então esta relação, ajustando um modelo de regressão linear (Figura 23) entre o fator de estabilização e a saturação por bases ($F_{1, 8} = 19,68$; $P = 0,002$; $y = 0,080 + 0,003x$; $R^2 = 0,68$).

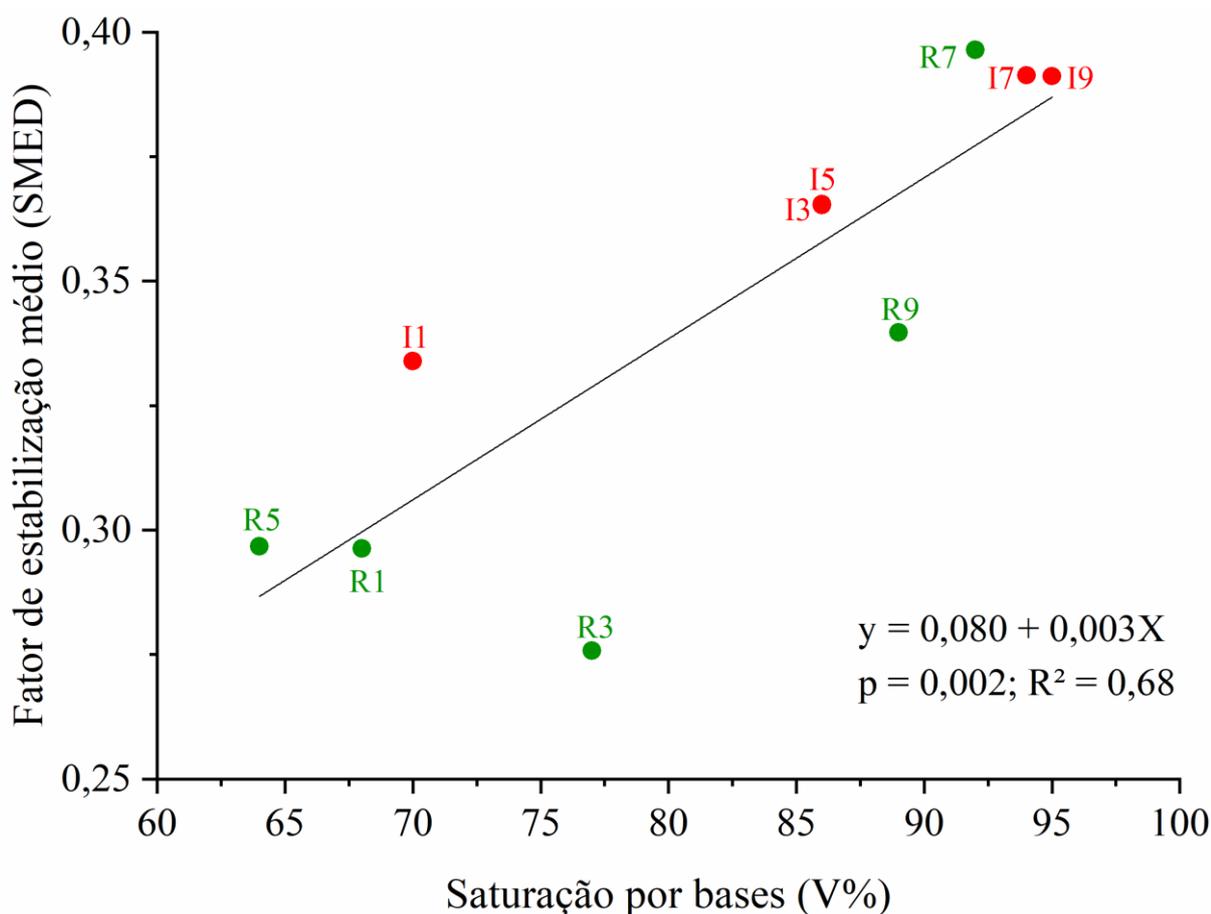


Figura 23. Reta obtida através da regressão linear entre a saturação por bases (V%) e o fator de estabilização médio (SMED).

Assim, a estabilização da matéria orgânica foi fortemente e positivamente dependente da saturação por bases, sugerindo que em locais com maiores quantidades de cátions trocáveis em relação a sua capacidade de troca catiônica deve haver um maior fator de estabilização (S). Portanto, locais dentro da floresta com solo com maior teor de argila, maior fertilidade, maior umidade, e com o dossel mais fechado, parece favorecer uma maior fixação de carbono no solo.

2.5 Considerações finais

Nossos dados mostraram que a região mais próxima ao curso d'água são locais mais estratificados, com menor densidade de indivíduos, menor umidade do solo, devido ao menor teor de argila e provavelmente maior temperatura, provocada pela entrada de luz. Nestes locais registramos uma maior taxa de decomposição e menor estabilização da matéria orgânica no solo. No entanto, de maneira geral, neste fragmento de Floresta Estacional Semidecidual mais preservado, não detectamos uma forte variação nas condições ambientais, o que provavelmente refletiu numa baixa explicação da variação espacial da taxa de decomposição. No entanto, o fator de estabilização foi fortemente influenciado pela fertilidade do solo, em especial pela saturação por

bases. A quantidade de cátions em relação a capacidade de troca catiônica foi capaz de influenciar positivamente a quantidade de matéria orgânica fixada no solo. Assim, a saturação de bases parece ser um importante fator para a fixação de carbono no solo, através da estabilização da matéria orgânica. É possível que a conservação de áreas naturais, como os fragmentos florestais remanescentes sejam de extrema importância para uma maior contenção desse elemento. A fixação de carbono no solo está fortemente associado com um dos problemas atuais mais graves da sociedade, as mudanças climáticas (PARRON; RACHWAL; MAIA, 2015). Estudos comparando o fator de estabilização em solos no interior de florestas preservadas e em áreas de florestas degradadas, poderiam comprovar esta hipótese e auxiliar nas técnicas de restauração que visem a maior fixação de carbono no solo.

2.6 Referências

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 6457: Amostras de solo – Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização. Rio de Janeiro, 1986.

BACHEGA, L. R. **A camada serapilheira-solo em áreas de reflorestamento de matas ciliares**. 2019. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) - Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2019.

BERG, B. Decomposition patterns for foliar litter—a theory for influencing factors. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 78, p. 222-232, nov. 2014.

BERG, B.; MCCLAUGHERTY, C. **Plant Litter: Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration**. 2 ed. Berlin: Springer, 2008.

BONANOMI, G.; CESARANO, G.; GAGLIONE, S. A.; IPPOLITO, F.; SARKER, T.; RAO, M. A. Soil fertility promotes decomposition rate of nutrient poor, but not nutrient rich litter through nitrogen transfer. **Plant Soil**, Dordrecht, v. 412, n. 1-2, p. 397-411, oct. 2016.

BRADFORD, M. A. *et al.* Understanding the dominant controls on litter decomposition. **Journal of Ecology**, Malden, v. 104, n. 1, p. 229-338, jan. 2016

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 2013.

BRONICK, C.J.; LAL, R. Soil structure and management: a review. **Geoderma**, Amsterdam, v. 124, n. 1-2, p. 3-22, jan. 2005.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília: Embrapa Informações Tecnológicas; Colombo, PR: Embrapa Florestas, 2003. 1039p.

CAVALLI, J. P.; REICHERT, J. M.; RODRIGUES, M. F.; ARAÚJO, E. F. Composition and functional soil properties of arenosols and acrisols: Effects on eucalyptus growth and productivity. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 196, p. 1-10, feb. 2020.

CHAPIN, F.S. III; MATSON, P.A.; VITOUSEK, P.M. **Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology**. New York: Springer, 2011

CHARNOBAY, A. C. R. **Atributos do solo em sistema Agroflorestal**. 2019. 80 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Setor de Ciências Agrárias e de Tecnologia, Universidade Estadual de Ponta Grossa, 2019. Disponível em: <<https://tede2.uepg.br/jspui/handle/prefix/2929>> Acesso em: 10 dez. 2019.

COLEMAN, D. C; CROSSLEY JR., D. A.; HENDRIX, P. F. **Fundamentals of Soil Ecology**. 2. ed. London: Elsevier, 2004, 408 p.

CORNWELL, W. K. *et al.* Plant species traits are the predominant control on litter decomposition rates within biomes worldwide. **Ecology Letters**, Malden, v. 11, n. 10, p. 1065–1071, oct. 2008.

COTRUFO, M. F. *et al.* The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter? **Global Change Biology**, Malden, v. 19, n. 4, p. 988-995, apr. 2013.

DAVIDSON, E. A. *et al.* Nitrogen and phosphorus limitation of biomass growth in a tropical secondary forest. **Ecological Applications**, Washington, v. 14, n. 4, p. 150-163, ago. 2004

DAVIDSON, E. A.; JANSSENS, I. A. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. **Nature**, London, v. 440, n. 7081, p. 165-173, mar. 2006.

DIDHAM, R. K.; LAWTON, J. H. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forests fragments. **Biotropica**, Malden, v. 31, n. 1, p. 17–30, mar. 1999.

DIDION, M. *et al.* Towards harmonizing leaf litter decomposition studies using standard tea bags – A field study and model application. **Forests**, Basel, v. 7, n. 8, p. 1-12, ago. 2016.

DJUKIC, I. *et al.* Early stage litter decomposition across biomes. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 628-629, p. 1369-1394, jul. 2018.

ELUMEEVA, T. G.; ONIPCHENKO, V. G.; AKHMETZHANOVA, A. A.; MAKAROV, M. I.; KEUSKAMP, J. A. Stabilization versus decomposition in alpine ecosystems of the Northwestern Caucasus: The results of a tea bag burial experiment. **Journal of Mountain Science**, Beijing, v. 15, n. 8, p. 1633–1641, aug. 2018.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise do solo**. Embrapa, Rio de Janeiro, 1997.

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

FERNANDES, E. M. S. **Caracterização do componente florestal na Guarnição da Aeronáutica de Pirassununga**. 2019. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduado em Agroecologia) - Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de São Carlos, Araras, 2019.

FUJII, S., MAKITA, N., MORI, A.S. & TAKEDA, H. Plant species control and soil faunal involvement in the processes of above- and belowground litter decomposition. **Oikos**, Malden, v. 125, n. 6, p. 883–892, jun. 2016.

GRACE, J. B.; ANDERSON, T. M.; OLFF, H.; SCHEINER, S. M. On the specification of structural equation models for ecological systems. **Ecological Monographs**, Washington, v. 80, n. 1, p. 67-87, feb. 2010.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T. 2006. Past 3. Disponível em: <<https://folk.uio.no/ohammer/past/>>. Acesso em 03 mar. 2019.

HÄTTENSCHWILER, S.; TIUNOV, A. V.; SCHEU, S. Biodiversity and Litter Decomposition in Terrestrial Ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 36, n.1, p. 191-218, dec. 2005.

HEAL, O.W.; ANDERSON, J.M.; SWIFT, M.J. Plant litter quality and decomposition: an historical overview. *In*: CADISCH, G. & GILLER, K. E. **Driven by Nature: plant litter quality and decomposition**, Walingford: CAB International, 1997, p. 3-30.

HOOPER, D., COUGHLAN, J. & MULLEN, M. Structural equation modelling guidelines for determining model fit. **Electronic Journal of Business Research Methods**, Reading, v. 6, n. 1, p. 53–60, nov. 2007.

KAISER, H. F. The varimax criterion for analytic rotation in factor analysis. **Psychometrika**, New York, v. 23, n. 3, p. 187-200, sep. 1958.

KEUSKAMP, J. A. *et al.* Tea Bag Index: A novel approach to collect uniform decomposition data across ecosystems. **Methods in Ecology and Evolution**, London, v. 4, n. 11, p. 1070–1075, nov. 2013.

KIRSCHBAUM, M. U. F. The temperature dependence of organic matter decomposition – still a topic of debate. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 38, n. 9, p. 2510-2518, sep. 2006.

KONIG F.G; BRUN E.J; SCHUMACHER M.V; LONGHI S.J. Devolução de nutrientes via serrapilheira em um fragmento de Floresta Estacional Decidual no município de Santa Maria, RS. **Brasil Florestal**, v. 21 n. 74, p. 45-52, 2002.

LEGENDRE, P; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. 3. ed. New York: Elsevier, 2012.

LEPSCH, I. F. 19 Lições de pedologia. 1. Ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2011.

MIKUTTA, R.; KAISER, K. Organic matter bound to mineral surfaces: Resistance to chemical and biological oxidation. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 43, n. 8, p. 1738-1741, aug. 2011.

MONTAGNINI, F.; JORDAN, C. F. Reciclaje de nutrientes. In: GUARIGUATA, M. R.; KATTAN, G. H. (Eds.). **Ecología y conservación de bosques neotropicales**. Cartago: Ediciones LUR, 2002. p. 167-191.

MORAES, R. M.; DELITTI, W. B. C.; VUONO, Y. S. Litterfall and litter nutrient content in two Brazilian Tropical Forests. **Revista Brasileira de Botânica**, v.22, n.1, p. 9-16, 1999.

NAIMAN, R. T.; DECAMPS, H.; MCCLAIN, M. E. **Riparian: ecology, conservation and management of streamside communities**. London: Elsevier Academic Press, 2005. p. 430.

NUNES, F.P.; PINTO, M. T. C. Produção de serapilheira em mata ciliar nativa e reflorestada no alto São Francisco, Minas Gerais. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 7, n. 3, p. 097–102, set. 2007.

OCHOA-HUESO, R. *et al.* Ecosystem type and resource quality are more important than global change drivers in regulating early stages of litter decomposition. *Soil Biology and Biochemistry*, Washington, v. 129, p. 144–152, feb. 2019.

OTTERMANN, R. *et al.* Causal relationship between leaf litter beetle communities and regeneration patterns of vegetation in the Atlantic rainforest of Southern Brazil (Mata Atlântica). *Ecological Complexity*, v. 8, n. 4, p. 299–309, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecocom.2011.06.001>>.

PAGANO, S.N.; DURIGAN, G. Aspectos da ciclagem de nutrientes em matas ciliares do Oeste do Estado de São Paulo, Brasil. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2000. p. 109-123

PARRON, L. M.; RACHWAL, M. F. G.; MAIA, C. M. B. F. Estoque de carbono no solo como indicador de serviços ambientais. In: PARRON, L. M. *et al.* **Serviços Ambientais em Sistemas Agrícolas e Florestais do Bioma Mata Atlântica**. Brasília: Embrapa, 2015. p. 92-100. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/131969/1/Livro-Servicos-Ambientais-Embrapa.pdf>. Acesso em: 01 mar. 2020.

PETRAGLIA, A. *et al.* Litter decomposition: effects of temperature driven by soil moisture and vegetation type. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 435, n. 1-2, p. 187-200, feb. 2019.

PIMENTA, J. A.; ROSSI, L. B.; TOREZAN, J. M. D.; CAVALHEIRO, A. L.; BIANCHINI, E. Produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes de um reflorestamento e de uma floresta estacional semidecidual no sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, v. 25, n. 1, p. 53-57, jan./mar. 2011.

PINTO, S. I. C.; MARTINS, S. V.; BARROS, N. F.; DIAS, H. C. T. Produção de serapilheira em dois estádios sucessionais de floresta estacional semidecidual. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 32, n. 3, p. 545-556, mai./jun. 2008.

POLUNIN, N. V. C. The decomposition of emergent macrophytes in fresh water. **Advances in Ecological Research**, San Diego, v. 14, p. 115-166, 1984.

PRESCOTT, C. E. Litter decomposition: what controls it and how we can alter it to sequester more carbon to forest soils? **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 101, n. 1-3, p. 133-149, dec. 2010.

QUINN, G. P.; KEOUGH, M. J. **Experimental Design and Data Analysis for Biologists**. 1 ed. Cambridge: Cambridge University Press, 2002.

RAIJ, B. van; ANDRADE, J.C.; CANTARELLA, H. & QUAGGIO, J.A. Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas, Instituto Agrônomo, 2001. 284p.

REICH, P. B.; WALTERS, M. B.; ELLSWORTH, D. S. From tropics to tundra: Global convergence in plant functioning. **Proceedings of the National Academy of Sciences of The United States of America**, Washington, v. 94, n. 25, p. 13730-13734, dec. 1997.

ROLIM, G. S.; CAMARGO, M. B. P.; LANIA, D. G.; MORAES, J. F. L. Classificação climática de Köppen e de Thornthwaite e sua aplicabilidade na determinação de zonas agroclimáticas para o estado de São Paulo. **Bragantia**, Campinas, v. 66, n. 4, p. 711-720, 2007.

ROSSI, M. Mapa pedológico do Estado de São Paulo: revisado e ampliado. São Paulo: Instituto Florestal, 2017.

RYAN, M. G.; LAW, B. E. Interpreting, measuring, and modeling soil respiration. **Biogeochemistry**, Dordrecht v. 73, n. 1, p. 3-27, feb. 2005.

SAINT-LAURENT, D.; ARSENAULT-BOUCHER, L. Soil properties and rate of organic matter decomposition in riparian woodlands using the TBI protocol. **Geoderma**, v. 358, p. 1-10, jan. 2020.

SANTANA, J. A. S.; SOUTO, J. S. Produção de serapilheira na Caatinga da região semi-árida do Rio Grande do Norte, Brasil. **Idesia (Chile)**, Chile, v. 29, n. 2, p. 87-94, mai./ago. 2011.

SELLE, G. L. Nutrient cycling in forest ecosystems. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 23, n. 4, p. 29-39, oct./dec. 2007.

SOARES, J. A. H. **Funções ecossistêmicas de florestas ripárias: análise das taxas de decomposição foliar em um gradiente de fertilidade do solo**. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2019.

SONGWE, N. C.; FASEHUN, F. E.; OKALI, D. U. U. Litterfall and productivity in a tropical rains forest, southern Bankundu forest, Cameroon. **Journal of Tropical Ecology**, New York, v. 4, n. 1, p. 25-37, feb. 1988.

SOUZA, A. L. T.; FONSECA, D. G.; LIBÓRIO, R. A.; TANAKA, M. O. Influence of riparian vegetation and forest structure on the water quality of rural low-order streams in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 298, p. 12-18, jun. 2013.

TANG, J; BALDOCCHI, D. D.; XU, L. Tree photosynthesis modulates soil respiration on a diurnal time scale. **Global Change Biology**, Malden, v. 11, n. 8, p. 1298-1304, aug. 2005.

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO. Dados da Estação Meteorológica da USP – campus Pirassununga. Disponível em: <<http://www.agrariasusp.com.br/agrariasusp01/estacao.html>>. Acesso em: 01 fev. 2020.

VALENTIN-SILVA, A.; STAGGEMEIER, V. G.; BATALHA, M. A.; GUIMARÃES, E. What factors can influence the reproductive phenology of Neotropical *Piper* species (Piperaceae) in a semi-deciduous seasonal forest? **Botany**, Ottawa, v. 96, n. 10, p. 675-684, oct. 2018.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. Rio de Janeiro. 1991. 124 p.

VIEIRA, M.; SCHUMACHER, M.V.; ARAUJO, E.F. Disponibilização de nutrientes via decomposição da serrapilheira foliar em um plantio de *Eucalyptus urophylla* × *Eucalyptus globulos*. *Floresta e Ambiente*, v. 21, n.3, ago. 2014.

VITAL, A. R. T.; GUERRINI, I. A.; FRANKEN, W. K.; FONSECA, R. C. B. 2004. Produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes de uma Floresta Estacional Semidecidual em zona ripária. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 28, n. 6, p. 793-800, nov./dez. 2004.

VON LÜTZOW, M. *et al.* Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions – a review. **European Journal of Soil Science**, Malden, v. 57, n. 4, p. 426-445, aug. 2006.

WALLACE, K. J.; LAUGHLIN, D. C.; CLARKSON, B. D.; SCHIPPER, L. A. Forest canopy restoration has indirect effects on litter decomposition and no effect on denitrification. **Ecosphere**, United States, v. 9, n. 12, p. 1-14, dec. 2018.

WARING, R. H.; SCHLESINGER, W. H. Forest ecosystems. Concepts and management. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 1, p. 221-224, mar. 1987.

WERNECK, M.S.; PEDRALLI, G.; GIESEKE, L.F. Produção de serapilheira em trechos de uma floresta semidecídua com diferentes graus de perturbação na Estação Ecológica do Tripuí, Ouro Preto, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 24, n. 2, p. 195-198, jun. 2001.

YEONG, K. L.; REYNOLDS, G.; HILL, J. K. Leaf litter decomposition rates in degraded and fragmented tropical rain forests of Borneo. **Biotropica**, Malden, v. 48, n. 4, p. 443–452, jul. 2016.

YVES, R. lavaan: An R Package for Structural Equation Modeling. **Journal of Statistical Software**, Los Angeles, v. 48, n. 2, p. 1-36, may. 2012.

ZHANG, D.; HUI, D.; LUO, Y.; ZHOU, G. Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors. **Journal of Plant Ecology**, China, v. 1, n. 2, p. 85–93, jun. 2008.

SYSTAT SOFTWARE Inc. – SSI. **Systat for Windows, version 13.0**. 2012. Disponível em: <<https://systatsoftware.com/products/systat/>>. Acesso em: 10 Jun. 2019.

3 Considerações finais gerais

Este estudo mostrou que a fertilidade do solo é altamente dependente dos teores de argila e matéria orgânica (BEDEL et al., 2018; YANG et al., 2019). A heterogeneidade se mostrou presente mesma em pequena escala, pois áreas mais próximas de cursos d'água tenderam a ser menos férteis, devido a sua composição textural ser predominantemente de areia, apresentando menor CTC. Essas áreas apresentaram também outras características, como maior estratificação da comunidade arbórea, menor densidade de indivíduos, menor umidade no solo, e provavelmente, temperaturas elevadas devido à maior entrada de luz. As Florestas Estacionais Semidecíduais apresentam dois períodos climáticos distintos, composto por um verão chuvoso e um inverno seco, em que cerca de 20% a 50% dos indivíduos arbóreos perdem suas folhas (CARVALHO, 2003), durante o déficit hídrico (PAGANO E DURIGAN, 2000; VITAL et al., 2004; PIMENTA et al., 2011), diminuindo a perda de água por evapotranspiração (VITAL et al., 2004; ESPIG et al., 2009). Essa biomassa é de extrema importância para a manutenção da fertilidade, pois a principal via de reposição de nutrientes é através da decomposição (GODINHO et al., 2014; MACHADO et al., 2015; MARTINELLI et al., 2017). As taxas de decomposição não diferiram significativamente entre as áreas mais próximas do curso d'água e aquelas localizadas no interior da floresta, provavelmente devido à baixa variação nas condições ambientais. Já o fator de estabilização, responsável por fixar carbono no solo, foi maior no interior da floresta, sendo positivamente relacionado com a saturação por bases. Outro fator de regulação da fertilidade é por meio da hidrologia, pois tanto através do escoamento superficial e subterrâneo quanto via precipitação interna, nutrientes de folhas vivas e mortas das copas das árvores e arbustos são transportados para o solo (VAN STAN II; GUTMANN, E.; FRIESEN, J., 2020).

Os parâmetros analisados neste estudo podem estar fortemente relacionados a dinâmica populacional e das comunidades vegetais nesse ecossistema, mas estudos comparativos com disponibilidade sazonal de nutrientes no solo, taxa de decomposição e fator de estabilização em áreas degradadas, poderiam esclarecer as questões relacionadas a importância da estrutura da vegetação nesses processos. Além disso, estes estudos poderiam quantificar os efeitos da supressão

da vegetação de áreas ripárias na dinâmica de entrada e saída de recursos do solo, como mais um fator limitante do processo de regeneração destas florestas, além do fato de contribuir com os processos negativos das mudanças climáticas, através da incapacidade de fixar carbono no solo.

3.1 Referência

BEDEL, L. *et al.* Soil aggregation may be a relevant indicator of nutriente cation availability. **Annals of Forest Science**, Les Ulis, v. 75, n. 103, p. 1- 12, dec. 2018.

CARVALHO, P. E. R. Espécies arbóreas brasileiras. Brasília: Embrapa Informações Tecnológicas; Colombo, PR: Embrapa Florestas, 2003. 1039p.

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

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

MACHADO, D. L. *et al.* Nutrient cycling in different sucessional stages of Forest Atlantic, in river basin Sul Paraíba, RJ. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 31, n. 4, p. 1222-1237, jul./aug. 2015.

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

PAGANO, S.N.; DURIGAN, G. Aspectos da ciclagem de nutrientes em matas ciliares do Oeste do Estado de S^o Paulo, Brasil. *In*: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2000. p. 109-123.

PIMENTA, J. A.; ROSSI, L. B.; TOREZAN, J. M. D.; CAVALHEIRO, A. L.; BIANCHINI, E. Produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes de um reflorestamento e de uma floresta estacional semidecidual no sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, v. 25, n. 1, p. 53-57, jan./mar. 2011.

VAN STAN II, J. T.; GUTMANN, E; FRIESEN, J. **Precipitation Partitioning by Vegetation: A Global Synthesis**. 1 ed. Cham: Springer, 2020.

VITAL, A. R. T.; GUERRINI, I. A.; FRANKEN, W. K.; FONSECA, R. C. B. 2004. Produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes de uma Floresta Estacional Semidecidual em zona ripária. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 28, n. 6, p. 793-800, nov./dez. 2004.

YANG, H. *et al.* Quantification and evaluation of soil organic carbon and its fractions: case study from the Classical Karst, SW Slovenia. **Acta Carsologica**, Postojna, v. 48, n. 3, p. 295–311, dec. 2019

4. Anexos

Anexo 1. Média e erro padrão ($\bar{x} \pm EP$), dos atributos químicos analisados ao final da época seca (setembro) e ao final da época chuvosa (abril), nas duas localizações (I: interior da floresta e R: adjacente ao curso d'água). Letras diferentes representam diferenças significativas a $P < 0,05$. (N: nitrogênio; P: fósforo; K: potássio; Ca: cálcio; Mg: magnésio; NP: razão nitrogênio-fósforo; CN: razão carbono-nitrogênio; M.O.: matéria orgânica; pH: potencial hidrogeniônico; CTC: capacidade de troca catiônica; V: saturação por bases).

Variáveis	Setembro		Abril	
	I	R	I	R
N (mg/kg⁻¹)	2856,75 ± 471,25 ^a	1807,09 ± 476,61 ^a	4409 ± 639,97 ^b	2846,80 ± 428,16 ^a
P (mg/dm⁻³)	26,20 ± 4,95 ^a	15,40 ± 1,77 ^{ab}	23,20 ± 4,35 ^{ab}	15 ± 1,20 ^b
K (mmol_c dm⁻³)	1,72 ± 0,27 ^a	1,1 ± 0,06 ^b	3,64 ± 0,20 ^c	4,04 ± 0,40 ^{cd}
Ca (mmol_c dm⁻³)	117 ± 32,10 ^a	55,2 ± 13,86 ^a	73 ± 17,68 ^a	57 ± 14,51 ^a
Mg (mmol_c dm⁻³)	46 ± 9,66 ^a	13,8 ± 4,15 ^b	52,6 ± 14,71 ^a	39,4 ± 14,03 ^a
NP (mg/dm⁻³)	113,07 ± 11,98 ^a	111,46 ± 16,48 ^a	200,80 ± 21,11 ^b	195,11 ± 20,78 ^b
CN (mg/dm⁻³)	13,22 ± 1,49 ^{ab}	13,73 ± 1,26 ^b	9,50 ± 0,75 ^c	9,43 ± 0,25 ^{ac}
M.O. (g dm⁻³)	64,8 ± 10,94 ^{ab}	39,4 ± 6,86 ^c	72,8 ± 12,79 ^a	46,4 ± 7,44 ^{bc}
pH (CaCl₂)	5,86 ± 0,23 ^a	4,84 ± 0,24 ^b	6,08 ± 0,21 ^a	5,34 ± 0,13 ^c
CTC (mmol_cdm³)	186,32 ± 39,51 ^a	103,5 ± 14,17 ^b	144,04 ± 30,73 ^{ab}	122,04 ± 26,74 ^{ab}
V (%)	84,44 ± 5,67 ^a	64,55 ± 8,65 ^b	86,2 ± 4,47 ^a	78 ± 5,54 ^{ab}

Anexo 2. Tabela comparativa dos teores médios dos elementos nutricionais apresentados no estudo em relação aos valores de referência para o Estado de São Paulo (RAIJ; CANTARELLA; QUAGGIO; FURLANI, 1997).

Variáveis	SÃO PAULO			
	Setembro		Abril	
	I	R	I	R
P	Muito Alto	Alto	Muito Alto	Alto
K	Médio	Baixo	Alto	Alto
Ca	Alto	Alto	Alto	Alto
Mg	Alto	Alto	Alto	Alto
pH	Acidez Baixa	Acidez Alta	Acidez Muito baixa	Acidez Média
V	Alta	Média	Alta	Alta

Anexo 3. Tabela comparativa dos teores médios dos elementos nutricionais apresentados no estudo, em relação aos valores de referência para o Estado de Minas Gerais (ALVAREZ et al., 1999).

Variáveis	MINAS GERAIS			
	Setembro		Abril	
	I	R	I	R
P	Médio	Médio	Médio	Médio
K	Baixo	Baixo	Baixo	Baixo
Ca	Muito bom	Muito bom	Muito bom	Muito bom
Mg	Muito bom	Muito bom	Muito bom	Muito bom
M.O.	Bom	Médio	Muito bom	Bom
pH	Acidez Média	Acidez Elevada	Acidez Fraca	Acidez Média
CTC	Muito Bom	Muito Bom	Muito Bom	Muito Bom
V	Muito bom	Muito bom	Muito bom	Muito bom

Anexo 4. Análise granulométrica referente a cada parcela, realizada em setembro/2018.

Parcelas	Argila g/kg	Silte g/kg	Areia g/kg	Textura
I1	70	116	814	Areia Franca
I3	91	133	776	Franco Arenoso
I5	123	192	685	Franco Arenoso
I7	153	229	618	Franco Arenoso
I9	184	202	614	Franco Arenoso
R1	30	18	952	Areia
R3	60	91	849	Areia Franca
R5	30	92	878	Areia
R7	131	314	555	Franco Arenoso
R9	70	78	852	Areia Franca