

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS AMBIENTAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

**Funções ecossistêmicas de florestas ripárias: análise das taxas de decomposição foliar
em um gradiente de fertilidade de solo**

Jéssica Akemi Hitaka Soares

Orientador: Prof. Dr. Marcel Okamoto Tanaka

Coorientadora: Profa. Dra. Andréa Lúcia Teixeira de Souza

São Carlos, SP

2019

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS AMBIENTAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

**Funções ecossistêmicas de florestas ripárias: análise das taxas de decomposição foliar
em um gradiente de fertilidade de solo**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós- Graduação em Ciências Ambientais do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de São Carlos, como parte do requisito para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais.

São Carlos, SP

2019

Hitaka Soares, Jéssica Akemi

Funções ecossistêmicas de florestas ripárias: análise das taxas de decomposição foliar em um gradiente de fertilidade de solo / Jéssica Akemi Hitaka Soares. -- 2019.
46 f. : 30 cm.

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

Orientador: Marcel Okamoto Tanaka

Banca examinadora: Marcela Bianchessi da Cunha Santino, Alberto Carlos de Campos Bernardi

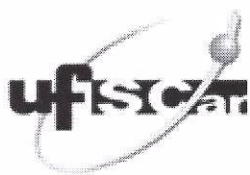
Bibliografia

1. Ecologia da Restauração. 2. Decomposição em ecossistemas terrestres. 3. Tea Bag Index. 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

Assinaturas dos membros da comissão examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Dissertação de Mestrado da candidata Jéssica Akemi Hitaka Soares, realizada em 25/02/2019:

Prof. Dr. Marcel Okamoto Tanaka
UFSCar

Profa. Dra. Marcela Bianchessi da Cunha Santino
UFSCar

Prof. Dr. Alberto Carlos de Campos Bernardi
EMBRAPA

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, a Deus e aos meus guias espirituais, por fortalecerem e iluminarem o meu caminho durante mais esta etapa da minha vida.

Ao Professor Marcel e a Professora Andréa, por dividirem seu conhecimento, pela paciência em ensinar e a sanar as dúvidas, pela amizade construída e principalmente, pelo prazer em ajudar seus alunos a encontrarem seu caminho profissional.

Aos meus pais, Celina e Anderson, e ao meu irmão, Rafael, considerados a minha “fortaleza”, pelo total apoio, ajuda e incentivo na concretização de meus objetivos.

Ao meu namorado Luís Fernando, pelo seu companheirismo, ajuda e paciência em toda esta trajetória.

Aos meus sogros, Maria Beatriz e Luiz, e a minha cunhada, Marcela, que me apoiaram, incentivaram e torceram pela concretização desta fase.

Aos estagiários da Professora Andréa e ao Pedro pela ajuda em campo, e principalmente, a Débora e ao Gustavo pela amizade formada e também por sempre estarem me apoiando e ajudando em campo, além de terem sido companheiros em disciplinas.

Ao João Paulo pela amizade e pela parceria de laboratório.

As professoras Marcela Biachessi da Cunha Santino, Raquel Stucchi Boschi e ao Dr. Alberto Carlos de Campos Bernardi e Dra. Raquel Carolina Miatto pelas valiosas contribuições no exame de qualificação e também na apresentação de conclusão deste trabalho.

A Luciana, pela ajuda, suporte no laboratório, e principalmente pelo conhecimento que compartilhou comigo sobre a temática desta dissertação.

Ao senhor Edvaldo, que gentilmente permitiu a realização deste trabalho em sua propriedade.

Aos amigos do mestrado/doutorado e servidores do Departamento de Ciências Ambientais pela gentileza, colaboração e apoio.

Ao secretário Vinícius, por todo apoio e por sempre estar disposto a nos ajudar.

Ao secretário Anderson, por me ajudar a sanar algumas dúvidas de cálculo durante a análise dos dados.

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

RESUMO

Um indicador potencial do monitoramento de áreas restauradas é a decomposição da matéria orgânica, importante função ecossistêmica responsável pela ciclagem de nutrientes, que pode variar em relação à disponibilidade de nutrientes do solo e à estrutura da vegetação. Por este motivo, o presente estudo avaliou o processo de decomposição da matéria orgânica entre três tipos de vegetação: 1) floresta ripária restaurada, 2) pastagem e 3) um remanescente de floresta ripária, situados num gradiente de nutrientes de solo. Assim, foi possível avaliar conjuntamente os efeitos diretos e indiretos dos nutrientes e da estrutura da vegetação no processo de decomposição utilizando o método do Índice do Saco de Chá (do inglês, Tea Bag Index – TBI), que permite a comparação entre diferentes sistemas usando matéria orgânica padronizada. Os dados foram analisados com um modelo de equações estruturais, que mostrou que as taxas de decomposição foram influenciadas conjuntamente pelas diferenças da composição química do solo e pela estrutura da vegetação. A estrutura da vegetação apresentou um efeito negativo na taxa de decomposição ao restringir a entrada de luminosidade no solo e, conseqüentemente, diminuir a atividade da comunidade decompositora. Diferentemente, a composição química do solo apresentou um efeito direto e indireto positivo (via vegetação) na decomposição, possivelmente com maior atividade microbiana devido à maior disponibilidade de nutrientes. Portanto, para avaliar o processo de decomposição neste sistema é necessária a avaliação dos efeitos da composição química do solo e da estrutura da vegetação para se poder separar a contribuição dos diferentes efeitos. Os processos ecossistêmicos podem responder tanto a diferenças nos atributos do solo quando à recuperação da vegetação e, assim, o monitoramento da recuperação de ecossistemas em florestas ripárias deve incluir os dois tipos de variáveis.

Palavras-chaves: *Tea Bag Index*, decomposição foliar, estrutura da vegetação, nutrientes do solo.

ABSTRACT

A potential indicator in the monitoring of restored areas is the decomposition of the organic matter, an important ecosystem function responsible for nutrient cycling, which may vary in relation to soil nutrients availability and vegetation structure. For this reason, this study evaluated the process of organic matter decomposition among three vegetation types: 1) restored riparian forest, 2) pasture and 3) a riparian forest remnant, all of them located along a gradient of soil nutrients. Therefore, it was possible to evaluate both direct and indirect effects of nutrients and vegetation structure on the decomposition process, which was evaluated using the Tea Bag Index (TBI) method. Data were analyzed with a structural equations model, which showed that the decomposition rates were influenced jointly by differences in soil chemical composition and vegetation structure. The vegetation structure had a negative effect on the rate of decomposition by restricting the entry of light into the soil, and consequently, reducing the activity of the decomposing community. Differently, soil chemical composition showed both direct and indirect positive effects (through vegetation structure) in the decomposition, with higher microbial activity possibly due to higher nutrient availability. Therefore, to evaluate the decomposition process in this system it is necessary the evaluation of both soil chemical composition and vegetation structure to separate the contribution of each effect. Ecosystem processes can respond both to differences in soil properties and to the recovery of the vegetation, therefore the monitoring the recovery of ecosystems in riparian forests should include both types of variables.

Keywords: Tea Bag Index, leaf/litter decomposition, vegetation structure, soil nutrients.

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Localização da área de estudo no município de São Carlos	15
Figura 2. Variação da precipitação e temperatura diária obtida pela Estação Embrapa Pecuária Sudeste durante os meses de permanência do experimento: 22 de março até 22 de junho. Fonte: Estação Embrapa Pecuária Sudeste (2018).	16
Figura 3. Área de estudo com os três tipos de vegetação: pastagem, área restaurada e mata ripária remanescente. A seta preta indica a área ripária estudada, a seta vermelha indica o sítio restaurado e a seta azul indica a área de pastagem.	17
Figura 4. Imagem aérea da área de estudo. O contorno representa o sítio restaurado. Acima dele está a mata ripária remanescente e abaixo a pastagem.	17
Figura 5. Esquema da área de estudo com a localização das parcelas dos três tipos de vegetação: floresta ripária (M01-M10), floresta restaurada (R01-R10) e pastagem (P01-P10). E as respectivas parcelas controle de cada uma: Mc1-Mc6, Rc1-Rc6 e Pc1-Pc6.	19
Figura 6. Chá vermelho - Rooibos (à esquerda) e Chá verde - Sencha (à direita)	21
Figura 7. Detalhe para um par de chás enterrado na Mata Ripária Remanescente	22
Figura 8. Modelo completo mostrando as relações testadas entre os atributos do solo, a estrutura da vegetação e as variáveis k ou S. As linhas partem da variável explanatória e apontam para a variável resposta.	25
Figura 9. Eixo 1 e 2 da Análise de Componentes Principais (PCA) dos atributos químicos do solo em diferentes parcelas dos três tipos de vegetação: floresta ripária (M1 a M9), floresta restaurada (R1 a R9) e pastagem ((P1 a P9). Em que: P=fósforo, MO= matéria-orgânica, CTC= CTC efetiva, N=nitrogênio, Mg=magnésio, Ca=cálcio, V= saturação por base, K= potássio, pH=potencial hidrogeniônico, N:P= razão nitrogênio fósforo, m=saturação por alumínio e Al=alumínio.....	28
Figura 10. Eixo 1 e 3 da Análise de Componentes Principais (PCA) dos atributos químicos do solo em diferentes parcelas dos três tipos de vegetação: floresta ripária (M1 a M9), floresta restaurada (R1 a R9) e pastagem (P1 a P9). Em que: P=fósforo, MO=matéria-orgânica, CTC= CTC efetiva, N=nitrogênio, Mg=magnésio, Ca=cálcio, V= saturação por base, K= potássio, pH=potencial hidrogeniônico, N:P= razão nitrogênio fósforo, m=saturação por alumínio e Al=alumínio.....	29
Figura 11. Análise de Componentes Principais (PCA) da estrutura da vegetação em diferentes parcelas dos três tipos de vegetação: floresta ripária (M1 a M9), floresta restaurada (R1 a R9)	

e pastagem (P1 a P9). DAP= diâmetro a altura do peito, Densi= densidade, AB=área basal, CV=coeficiente de variação do diâmetro (estratificação da vegetação), Ser=cobertura de serapilheira (porcentagem), Alt. Capim=altura do capim.30

Figura 12. Modelo ajustado mostrando as relações entre os atributos químicos do solo, a estrutura da vegetação e as taxas 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 explanatórias e apontam para as variáveis resposta.32

Figura 13. Modelo ajustado mostrando as relações entre os atributos químicos do solo, a estrutura da vegetação e o Fator S. Os coeficientes não-padronizados (coeficientes de regressão parcial) estão em negrito, seguido pelo erro padrão. A espessura das linhas é proporcional às estimativas padronizadas. As linhas em preto representam relações significativas e as linhas em cinza não significativas. As linhas partem da variável explanatória e apontam para a variável resposta.33

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1. Variação dos dados da vegetação, dos atributos químicos solo, da taxa de decomposição e do fator de estabilização nos três tipos de vegetação.....	26
---	----

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	11
2. MATERIAIS E MÉTODOS	14
2.1. Área de Estudo e Desenho Experimental	14
2.2. Caracterização Química do Solo e da Estrutura da Vegetação	19
2.3. Desenho Amostral e Estimativas das Taxas de Decomposição	20
2.4. Análise de Dados	23
3. RESULTADOS	26
4. DISCUSSÃO	33
4.1. Relação das taxas de decomposição (k) com os atributos do solo e a estrutura da vegetação.....	33
4.2. Relação do fator de estabilização (S) com os atributos do solo e a estrutura da vegetação.....	36
5. CONCLUSÃO.....	37
6. REFERÊNCIAS	37

1. INTRODUÇÃO

As florestas ripárias são consideradas elementos-chave em bacias hidrográficas, sendo imprescindível a sua conservação. São definidas como áreas de transição semiterrestre que recebem a influência da água, possuindo uma extensão que varia da borda de um corpo hídrico até a borda de terras mais altas (NAIMAN; DECAMPS; MCCLAIN, 2005). Por interagirem tanto com o ambiente aquático quanto com o terrestre, fornecem um conjunto de funções e serviços ecossistêmicos, que incluem desde a proteção contra a erosão e a redução do aporte de poluentes (fertilizantes e defensivos agrícolas, por exemplo) e sedimentos em rios e córregos, garantindo a manutenção e conservação da qualidade dos recursos hídricos, até a participação nos ciclos biogeoquímicos ao regular os fluxos de energia e materiais (MARTINS, 2001; NAIMAN; DECAMPS; MCCLAIN, 2005; de MELLO et al., 2017). Além disso, estudos recentes demonstram que as zonas ripárias possuem a capacidade de mitigar os efeitos das mudanças climáticas em comunidades bióticas aquáticas, melhorar condições ecológicas de cursos d'água poluídos e contribuir para o sequestro de carbono (JOHNSON; ALMLOF, 2016; de MELLO et al., 2017; DYBALA et al., 2019; TURUNEN et al., 2019).

Contudo, as mudanças no uso e ocupação do solo são uma das principais pressões antrópicas que afetam a resiliência destes ecossistemas (SOUZA et al., 2013). A conversão da vegetação natural para pastagem e agricultura em zonas ripárias prejudicam a realização de funções e serviços ecossistêmicos por alterar fortemente a estrutura da vegetação e outros componentes relacionados, como por exemplo, a qualidade e a estrutura dos solos e dos corpos d'água (SOUZA et al., 2013; da SILVA et al., 2018).

Desta forma, uma das principais estratégias de conservação de zonas ripárias é a restauração de florestas, prática que visa à facilitação e aceleração dos processos sucessionais do ecossistema degradado para garantir o retorno de suas funções e serviços ecossistêmicos (SER, 2004; KOOCH; TAVAKOLI; AKBARINIA, 2018). Alguns exemplos do funcionamento dos ecossistemas são a ciclagem de nutrientes minerais, interações entre os níveis tróficos, fotossíntese e as taxas de decomposição (SER, 2004; ANDRADE; ROMEIRO, 2009; MORAES; CAMPELLO; FRANCO, 2010).

Conjuntamente com o processo de restauração ecológica, o monitoramento se faz necessário para avaliar a trajetória do ecossistema ao longo do processo de restauração dada a imprevisibilidade e dinamicidade dos processos sucessionais (LAMB; GILMOUR, 2003; SUGANUMA; DURIGAN, 2015), além de servir para verificar se as funções e características

naturais do sítio restaurado estão se restabelecendo de acordo com os objetivos estabelecidos. Assim, para a avaliação do estado do ambiente podem ser usados os indicadores ecológicos (DALE; BEYELER, 2001), variáveis sensíveis aos fatores que modificam o ambiente sendo consideradas objetivas e de fácil medição e compreensão (DURIGAN, 2011). Além disso, os indicadores permitem realizar a comparação do estado do ambiente em restauração em relação a áreas remanescentes mais conservadas para fins de avaliação (MORAES; CAMPELLO; FRANCO, 2010; DURIGAN; SUGANUMA; de MELO, 2016).

Dentre os parâmetros indicados para o monitoramento das funções ecossistêmicas, a taxa de decomposição da matéria orgânica é um dos mais aplicados. Ao utilizar material orgânico (serapilheira) provenientes de outros ecossistemas, é possível realizar uma análise conjunta da vegetação e do solo na ciclagem de nutrientes. A decomposição da serapilheira é caracterizada pela degradação do material vegetal cujos produtos são incorporados à matéria orgânica do solo na forma de nutrientes e de húmus, sendo disponibilizados para o desenvolvimento da vegetação (AUSTIN et al., 2014; GREGORICH et al., 2017; OLIVEIRA et al., 2019). Desta forma, a taxa de decomposição constitui um parâmetro importante para o monitoramento de ecossistemas, uma vez que pode refletir o restabelecimento das características físicas, químicas e biológicas do solo (formação e conservação dos solos) e a ciclagem de nutrientes (SWIFT et al., 2004; MAMAN et al., 2007; da SILVA et al., 2018)

De maneira geral, o início do processo de decomposição é caracterizado por uma rápida degradação dos compostos lábeis, abrangendo a retirada de compostos solúveis da serapilheira pela lixiviação da água e a decomposição da holocelulose e de outros tecidos não lignificados pela comunidade microbiana, cuja atividade é impulsionada pela presença de nitrogênio (BERG, 2014; KEUSKAMP et al., 2013). Já em relação aos compostos mais recalcitrantes, estes se decompõem em baixas taxas, ou mesmo não se decompõem (BERG, 2000). No estágio final, a degradação de tecidos lignificados é dominante (BERG, 2014). Apesar do suprimento de nitrogênio impulsionar a decomposição no começo do processo, na fase final funciona como uma barreira, pois tem a capacidade de inibir a degradação da lignina através da supressão da síntese de enzimas ligninolíticas (XIAOUGAI et al., 2013). Ademais, o nitrogênio adicional pode levar à formação de compostos recalcitrantes, que contribuem para a formação do húmus (humificação), e conseqüentemente, para uma diminuição da taxa de decomposição e numa ciclagem mais lenta dos nutrientes (BERG, 2014; BERG; MCCLAUGHERTY, 2014).

Diversos fatores influenciam o processo de degradação da matéria orgânica em suas

diferentes fases, como a qualidade da serapilheira, as condições climáticas e a comunidade de organismos decompositores do solo (GARCÍA-PALÁCIOS et al., 2013). Entretanto, outros elementos ambientais também podem interferir diretamente ou indiretamente na taxa de decomposição, como os nutrientes presentes no solo, que podem influenciar diretamente a comunidade decompositora. Atualmente, estudos indicam que a adição de determinados nutrientes no solo, como nitrogênio e fósforo, podem atuar direta ou indiretamente no processo de decomposição, devido às suas limitações em determinados ecossistemas terrestres (LIU et al., 2012). Geissen, Schoning e Brummer (1999) mostraram experimentalmente um significativo aumento da atividade biológica e, conseqüentemente, da decomposição com a adição de dolomita (composição de cálcio e magnésio), fósforo e potássio inorgânico. Por outro lado, o acréscimo de nitrogênio pode diminuir o pH do solo tornando-o mais ácido, influenciando negativamente a biomassa e a atividade de microrganismos durante a decomposição (FANG et al., 2007; CHEN et al., 2013).

No entanto, a ação conjunta de nutrientes pode influenciar positivamente a decomposição quando comparado à ação específica de um elemento. Chen e colaboradores (2013) mostraram que a adição somente de fósforo inorgânico nos solos prejudica as taxas de decomposição, visto que os microrganismos absorvem mais facilmente as concentrações de fósforo adicionais, suprimindo a mineralização do fósforo presente na serapilheira. Contudo, segundo os mesmos autores, quando o fósforo é adicionado de forma conjunta com o nitrogênio, pode mitigar ou neutralizar os impactos negativos do suprimento de nitrogênio, demonstrando que esta interação pode acelerar a decomposição.

A vegetação também é outro componente de efeito potencial na decomposição, não estando somente relacionada com a qualidade da serapilheira, mas também com as condições ambientais proporcionadas pelo tipo de vegetação. Aponte, García e Marañón (2012) verificaram que a umidade proporcionada pelo dossel foi positivamente relacionada com o decaimento da serapilheira. Hobbie e colaboradores (2006) relataram uma correlação positiva entre a decomposição e a temperatura do solo, proporcionada principalmente pelas espécies vegetais dominantes, que permitiram uma maior penetração de luz solar. Estas interações ocorrem porque a estrutura da vegetação, como a copa das árvores, pode afetar o microclima da área (como a umidade e temperatura do solo) e, conseqüentemente, a comunidade decompositora (VIVANCO; AUSTIN, 2008; GARCÍA-PALÁCIOS et al., 2013; SEIDELMANN; SCHERER-LORENZEN; NIKLAUS, 2016).

Assim, considerando as diferentes configurações estruturais do tipo de vegetação (das

mais simples, como áreas de pastagens, às mais complexas, como florestas nativas), a sua influência nas condições ambientais pode afetar diferentemente o processo de decomposição. Araújo e Austin (2015) mostraram que a decomposição foi mais rápida em áreas de vegetação natural em relação a áreas plantadas de *Pinus*, e sugeriram que a estrutura, composição e cobertura da vegetação influenciaram os resultados. Szefer e colaboradores (2017) compararam a decomposição entre ambientes de sucessão primária (com árvores altas com diâmetro a altura do peito maior que 100 cm) e secundária (com árvores baixas com diâmetro menor que 20 cm) e encontraram taxas de decomposição mais altas nas áreas primárias em relação às secundárias, provavelmente devido às condições abióticas, como luz e umidade.

Assim sendo, a composição química do solo e a estrutura da vegetação podem reduzir ou aumentar a taxa de decomposição da serapilheira, podendo esta função ecossistêmica se constituir numa métrica eficiente no monitoramento de áreas em processo de restauração por refletir o efeito e a intensidade destas variáveis. O objetivo deste estudo foi avaliar o processo de decomposição da matéria orgânica utilizando o método do Índice do Saco de Chá (do inglês, *Tea Bag Index* – TBI) em uma floresta ripária restaurada de cinco anos de idade em relação a uma área degradada e um remanescente de floresta ripária. Os três tipos de vegetação ocorrem num gradiente de nutrientes de solo, possibilitando avaliar conjuntamente os efeitos da estrutura da vegetação e da fertilidade do solo na decomposição da matéria orgânica. Assim, as seguintes hipóteses foram avaliadas: 1) os nutrientes do solo têm efeito direto e positivo no processo de decomposição e um efeito indireto positivo através da sua influência na vegetação e 2) a estrutura da vegetação tem efeito direto e positivo no processo de decomposição.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Área de Estudo e Desenho Experimental

Este estudo foi realizado no sítio Estância Dois Irmãos, localizado na área rural da cidade de São Carlos, SP (Figura 1), nas coordenadas geográficas 21° 54' 43,569'' S e 47° 51' 37,942'' W (MACERA; PEREIRA; SOUZA; 2017).

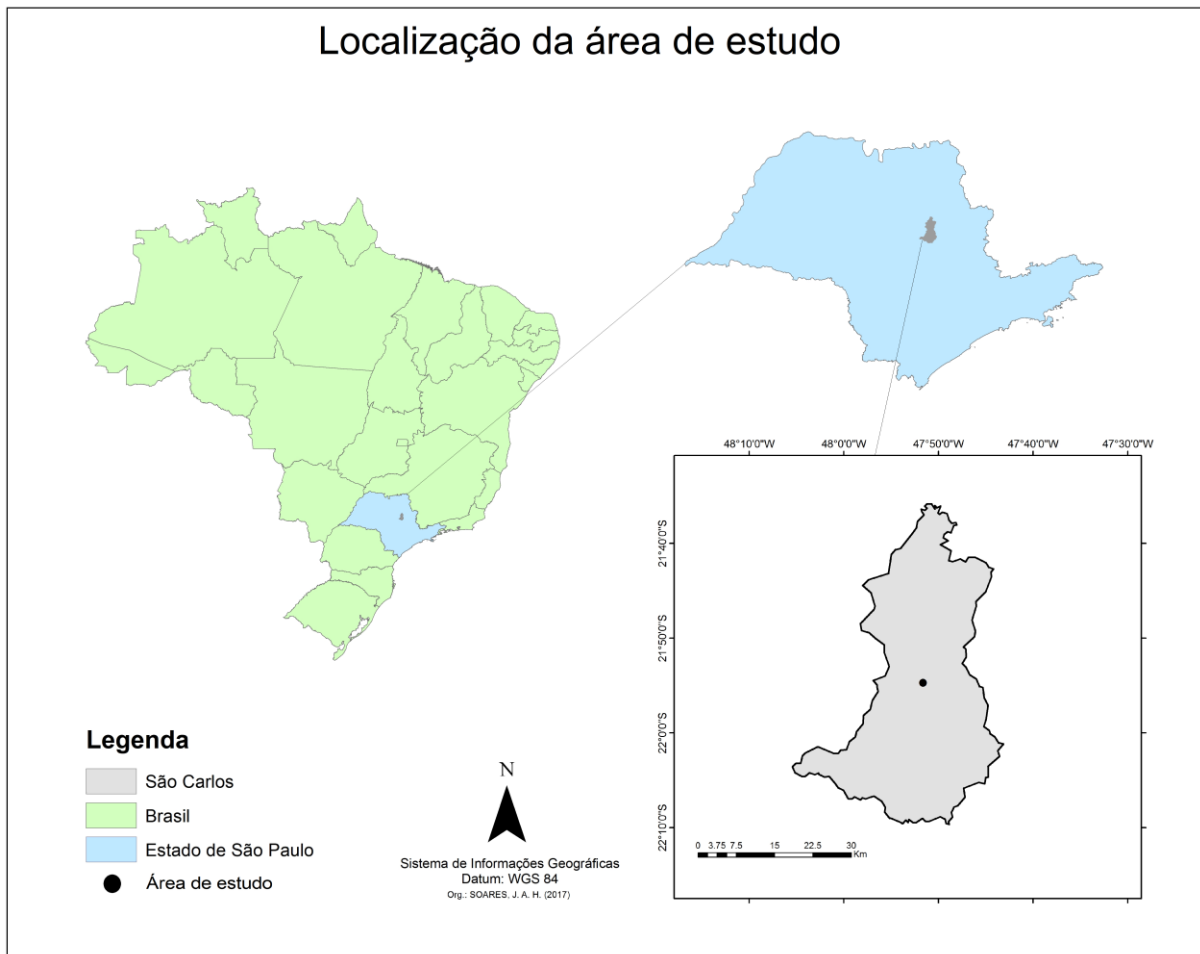


Figura 1. Localização da área de estudo no município de São Carlos

O clima se encontra nas faixas úmida e subúmida devido à sua localização central e mais ao norte do Estado de São Paulo, sendo caracterizado de modo geral como quente, seco e com precipitação variando de baixa a média (de 100 a 300 mm por mês) (ROLIM et al., 2007). Apresenta uma temperatura média mensal variando entre 26,8°C para as máximas e 15,6°C para as mínimas, enquanto a média de precipitação anual é de 1.440 mm com chuvas predominantes nos meses mais quentes do ano, seguindo a classificação Cwa de Köppen (SILVA et al., 2003). Durante o período do experimento (22 de março até 22 de junho de 2018), foram obtidos registros de temperatura e pluviosidade da Estação Meteorológica da Embrapa Pecuária Sudeste, São Carlos, localizada a 5,5 km da área experimental. Foi verificado que os meses de março a junho foram secos e com uma precipitação máxima diária de 23,7 mm (Figura 2).

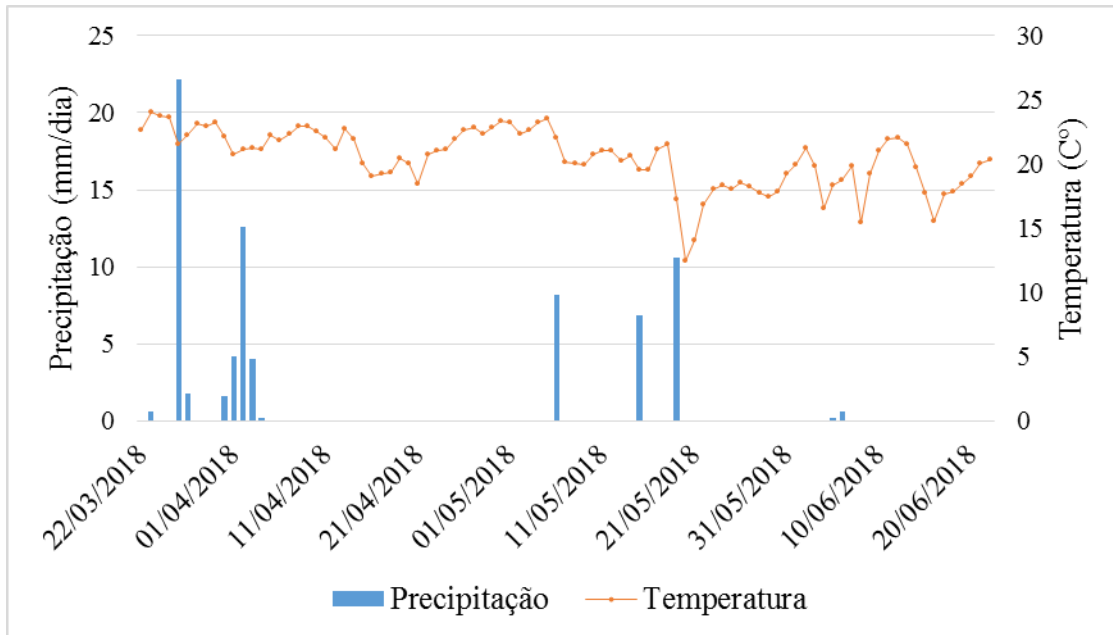


Figura 2. Variação da precipitação e temperatura diária obtida pela Estação Embrapa Pecuária Sudeste durante os meses de permanência do experimento: 22 de março até 22 de junho. Fonte: Estação Embrapa Pecuária Sudeste (2018).

A região de São Carlos possui um relevo constituído pelas formações Itaqueri, Pirambóia (arenito) e Botucatu (arenito), sendo entremeados por um campo intrusivo magmático, além de basaltos do Serra Geral e arenito da formação Bauru (GONÇALVES, 1986). Os principais tipos de solos encontrados são: o Latossolo Vermelho, Latossolo Vermelho-Amarelo e Neossolo (ROSSI, 2017). E especificamente a área de estudo possui um solo classificado como areia franca, devido principalmente à alta proporção de areia: 77% de areia (areia fina e areia grossa), 6,4% de argila e 16,6% de silte (A. L. T. SOUZA, dados não publicados).

O estudo foi conduzido numa Área de Proteção Permanente composta de três tipos de vegetação: um fragmento remanescente de floresta ripária que margeia o Córrego Engenho Velho (MACERA; PEREIRA; SOUZA, 2017) (Figura 3) e que varia entre 10 e 20 m de largura; um área restaurada adjacente a este fragmento e uma área de pasto abandonada paralela à área restaurada (Figuras 3 e 4). A área restaurada fazia parte deste pasto, que é dominado pelas gramíneas exóticas *Urochloa brizantha* (A.Rich) e *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D.Webster. A área foi restaurada há aproximadamente cinco anos numa faixa de 200 m de comprimento paralela ao riacho. Foram plantadas 577 mudas, de um conjunto de dez espécies arbóreas nativas da região de São Carlos e que ocorrem em matas de galeria: *Cedrela fissilis* Vell. (Cedro-Rosa), *Pterogyne nitens* Tul. (Amendoim), *Cariniana legalis*

(Mart.) Kuntze (Jequitibá-Rosa), *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong (Timburi), *Copaifera langsdorffii* Desf. (Copaíba), *Platypodium elegans* Vogel (Amendoim-do-Campo), *Enterolobium timbouva* Mart. (Timbouva), *Schizolobium paraiba* (Vell.) Blake (Guapuruvu), *Hymenaea courbaril* L. (Jatobá) e *Centrolobium tomentosum* Guillemim ex Benth (Araribá) (BARBOSA; MARTINS, 2003). Parte do pasto anterior ainda se encontra paralelo à área restaurada nas áreas mais altas e distantes do córrego.



Figura 3. Área de estudo com os três tipos de vegetação: pastagem, área restaurada e mata ripária remanescente. A seta preta indica o remanescente de floresta ripária estudado, a seta vermelha indica a área restaurada e a seta azul indica a área de pasto abandonado.



Figura 4. Imagem aérea da área de estudo. O contorno representa a área restaurada. Acima dele está a mata ripária remanescente e abaixo a pastagem abandonada.

Próximo às áreas de estudo há também uma edificação utilizada para o manejo do gado que é criado para fins de subsistência. Contudo, o esterco dos animais é escoado diretamente para as primeiras parcelas (1 e 2) de cada tipo de vegetação resultando no maior crescimento da vegetação (Figura 5). Este aporte de nutrientes ocorre porque a edificação está a aproximadamente 5 m do leito do rio, sendo caracterizado como um declive suave ondulado (3%) (EMBRAPA, 2006). Uma avaliação dos atributos químicos do solo, dois anos após o plantio em cada uma das parcelas descritas na Figura 5 (A. L. T. SOUZA, dados não publicados), comprovou que há um gradiente de nutrientes de solo em todos os tipos de vegetação, ou seja, há parcelas com uma maior ou menor concentração de determinados elementos dentro de um mesmo tipo de vegetação. Por exemplo, nas 10 parcelas da área restaurada o N total variou entre 950 e 2.000 ppm, o P Resina variou entre 12 e 115 mg/dm³, a matéria orgânica variou entre 11 e 31 g/dm³ e a CTC variou entre 48,9 e 82,7 mmolc/dm³ (A. L. T. SOUZA, dados não publicados).

Assim, os três tipos de vegetação que ocorrem paralelamente ao Córrego Engenho Velho foram divididos em dez parcelas com 20 m de comprimento por larguras variáveis, entre 10 e 25 m (Figura 5): fragmento de floresta remanescente (M01-M10), área restaurada (R01-R10) e um campo de gramíneas-pasto (P01-P10). Contudo, das 10 parcelas de cada tipo foram utilizadas as parcelas 1, 2, 6, 7, 8 e 9 (P01, P02, P06, P07, P08, P09, R01, R02, R06, R07, R08, R09, M01, M02, M06, M07, M08, M09), pois as primeiras (parcelas 1 e 2) apresentaram maiores concentrações de nutrientes, como nitrogênio, fósforo, matéria orgânica, enquanto as outras (parcelas 6 a 9) apresentaram concentrações menores, como mostrado nas análises preliminares dos atributos químicos do solo (A. L. T. SOUZA, dados não publicados).

Além destas parcelas, foram utilizadas também parcelas controle de mata e pasto não restaurado para verificar a possível influência da restauração na decomposição, além de quantificar a diferença de concentração de nutrientes entre as parcelas: Pc2, Rc2, Mc2, Pc3, Rc3 e Mc3. As parcelas controle (Pc e Rc) são constituídas pela gramínea exótica *Urochoa brizantha* (MACERA; PEREIRA; SOUZA, 2017) e as parcelas Mc2 e Mc3 são formadas pela continuação da vegetação ripária remanescente.

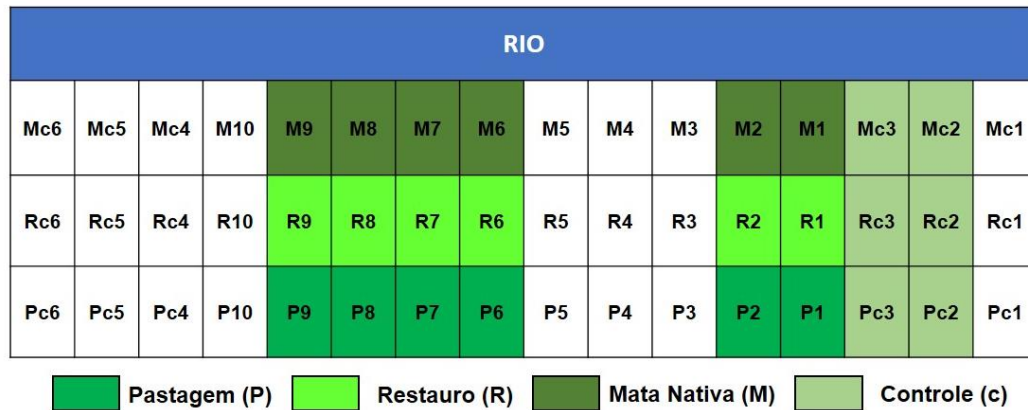


Figura 5. Esquema da área de estudo com a localização das parcelas dos três tipos de vegetação: floresta ripária (M01-M10), floresta restaurada (R01-R10) e campo de gramíneas (P01-P10). E as respectivas parcelas controle de cada uma: Mc1-Mc6, Rc1-Rc6 e Pc1-Pc6.

As parcelas controle Mc4, Mc5, Mc6, Rc4, Rc5, Rc6, Pc4, Pc5 e Pc6 não foram utilizadas, pois apresentaram uma vegetação heterogênea de cana de açúcar e regeneração natural.

2.2. Caracterização Química do Solo e da Estrutura da Vegetação

Para verificar se o gradiente de nutrientes do solo persistia no período da amostragem (março de 2018 a junho de 2018), amostras de solos compostas (a partir de três subamostras obtidas com um trado na profundidade de 0 a 20 cm) de cada uma das 24 parcelas foram coletadas e enviadas para o Laboratório de Fertilidade do Solo do Departamento de Recursos Naturais e Proteção Ambiental da Universidade Federal de São Carlos. Seguindo os procedimentos de Embrapa (1997) e Rajj e colaboradores (2001), foram obtidos os seguintes atributos químicos do solo: potencial hidrogeniônico (pH), conteúdo de matéria orgânica (M.O.), potássio (K), nitrogênio total (N), fósforo (P), razão N:P, cálcio (Ca), magnésio (Mg), alumínio (Al), saturação por alumínio (m%), capacidade de troca catiônica efetiva (CTC efetiva) e percentagem de saturação por bases (V%).

Para a avaliação da estrutura da vegetação, foi seguido o método de Souza e colaboradores (2013) em que foi registrado o diâmetro na altura do peito (DAP) por intermédio da circunferência à altura do peito (CAP). Como critério, em cada parcela foram medidas todas as árvores maiores que 1,30 m e com circunferência maior que 15 cm, utilizando uma fita métrica graduada para posterior conversão do valor para o diâmetro. Por

intermédio do DAP foram gerados os parâmetros para avaliação da estrutura da vegetação de cada parcela: diâmetro médio dos indivíduos arbóreos (DAP); densidade de indivíduos por hectare (DENSI); área basal por hectare (AB) e estratificação da vegetação, estimada através do coeficiente de variação do diâmetro dos indivíduos (CV).

Além disto, foi conduzida uma avaliação visual da cobertura de serapilheira e das gramíneas *Urochloa brizantha* (A. Rich) e *Urochloa decumbens* (Stapf) R. D. Webster em cada parcela, e a medição da altura do capim nas parcelas de pasto. A avaliação foi realizada por três observadores independentes, sendo usada a estimativa média de cobertura em porcentagem por parcela. Já a altura do capim foi categorizada nos intervalos de 1 a 3, sendo 1 para o capim com altura de 30 a 50 cm; 2, de 0,50 a 1,00 m; e 3, de 1,00 a 1,20 m.

2.3. Desenho Amostral e Estimativas das Taxas de Decomposição

O processo de decomposição da matéria orgânica nos três tipos de vegetação foi avaliado seguindo a metodologia do Índice do Saco de Chá (do inglês, *Tea Bag Index* – TBI), que permite quantificar a taxa de decomposição em ecossistemas terrestres através de metodologia padrão, de forma que as diferenças registradas devem-se a fatores ambientais e não a diferenças relacionadas ao tipo de material decomposto (KEUSKAMP et al., 2013). O TBI combina um par de sacos de chá verde (do inglês, *green tea*) de rápida decomposição, e do chá vermelho (do inglês, *rooibos tea*), de decomposição mais lenta, que são enterrados juntos; a perda de massa é comparada com uma curva padrão, possibilitando estimar a taxa de decomposição (k) (KEUSKAMP et al., 2013). A curva padrão considera que a decomposição da matéria orgânica tem uma fração lábil (estimada pela perda de massa do chá verde) e uma fração recalcitrante (estimada pela perda de massa do chá vermelho), ajustando-se a um modelo de decomposição assintótico, como na equação 1.

$$Wr(t) = ae^{-kt} + (1 - a) \quad (1)$$

Onde $W(t)$ é a massa da matéria orgânica após o tempo de incubação t , a é a fração decomponível e $(1-a)$ é a fração recalcitrante (KEUSKAMP et al., 2013). Ao utilizar o material padronizado para estimar a perda de massa das frações lábil e recalcitrante, o método proposto por Keuskamp et al. (2013) permite estimar a taxa de decomposição (k) em qualquer intervalo de tempo, sem a necessidade de construir uma nova curva a partir de uma série temporal de perda de massa. Uma segunda variável importante relativa ao processo de

decomposição obtida por este método é o fator de estabilização S , que estima o efeito inibidor de condições ambientais na decomposição da fração lábil, resultando na estabilização de parte dos compostos lábeis (tornando-os recalcitrantes) e no armazenamento de carbono ao longo do tempo (BERG; MEENTEMEYER, 2002; KEUSKAMP et al., 2013).

O método TBI usa sacos de chá feitos com material de polipropileno, com formato tetraédrico e lados de 5,0 cm, contendo aproximadamente dois gramas de chá verde ou vermelho, da marca Lipton[®] (Figura 6).



Figura 6. Chá vermelho - Rooibos (à esquerda) e Chá verde - Sencha (à direita)

Para o experimento, cada parcela foi delimitada com tubos de PVC e fitas coloridas e, na parte central de cada parcela foi estabelecido um transecto de 15 m de comprimento. No dia 22 de março de 2018, o experimento foi montado enterrando-se um par de réplicas de chá (vermelho e verde) em cada uma das pontas e no meio do transecto, resultando em três pares de réplicas por parcela. Para enterrar os sacos, foi seguido o protocolo elaborado por Keuskamp et al., (2013): em cada ponto foram feitos dois buracos de cinco cm de diâmetro por oito cm de profundidade para serem enterradas um par de réplicas do chá com uma distância de 15 cm entre cada buraco (Figura 6). Os sacos foram devidamente identificados em seus rótulos, além de sua localização ser marcada por bastões com fitas coloridas para facilitar a sua localização no momento da coleta (Figura 7). No dia anterior à montagem do experimento, cada saco de chá foi pesado para obtenção da massa inicial de todo o conjunto (incluindo-se o chá, embalagem, rótulo e cordão).



Figura 7. Detalhe das amostras de chá enterradas no remanescente de floresta ripária.

Para evitar que possíveis perdas de material interferissem na análise dos dados, cinco sacos controle inteiros de cada tipo de chá também foram utilizados para obtenção do fator de correção de perda. Deste modo, os sacos controle foram pesados antes (massa fresca) de serem levados ao campo (juntamente com as réplicas, mas não sendo enterrados), para posteriormente serem colocados na estufa a 60° C, no mesmo dia, por um período de 72 horas. Decorrido o período, os sacos controle foram pesados para obtenção da massa seca. Por meio da razão entre a massa seca e a massa fresca de cada tipo de chá, foi gerado um fator de correção de perda (relativa à manipulação e à perda de umidade na estufa) para os dois tipos de chá: verde (0,951) e vermelho (0,930). Estes valores foram empregados para multiplicar o valor de massa inicial obtido de cada réplica utilizada no campo para registrar a massa seca inicial corrigida. Ainda, foram subtraídos da massa inicial corrigida de cada réplica os valores de 0,2424 para o chá vermelho e 0,2449 para o chá verde, referentes à soma da massa dos sacos vazios, dos fios e dos rótulos.

Para uma maior precisão na determinação da massa de matéria orgânica, o conteúdo dos sacos controle foi incinerado em forno mufla durante quatro horas a 550°C para obtenção da massa seca livre de cinzas (MSLC). Antes da incineração, a média da massa seca do chá verde foi de 1,7807 g e do chá vermelho de 1,9115 g. Após a incineração, as médias da

MSLC do chá verde e vermelho foram de 1,6952 g e 1,8648 g, respectivamente. Deste modo, houve a obtenção de um segundo fator de correção da massa inicial para cada réplica de campo para determinação da MSLC inicial.

No dia 22 de junho (90 dias após o início do experimento) os sacos de chá foram desenterrados e levados até o laboratório. Com cuidado e o auxílio de uma escova foram removidas as partículas de solo e raízes da superfície de cada amostra, que em seguida foram colocadas na estufa a 70°C por 48 horas. Decorrido o período, cada saco foi pesado em uma balança analítica; do valor de cada saco, foram subtraídos os valores de 0,2424 g para o chá vermelho e 0,2449 g para o chá verde, referentes ao conjunto de massa dos sacos vazios, dos fios e dos rótulos, para a obtenção somente da massa final seca do chá de cada amostra.

Considerando a presença de partículas de solo dentro dos sacos e a existência de furos, provavelmente devido ao crescimento das raízes e atividade dos organismos da fauna, o chá remanescente foi incinerado em forno mufla por quatro horas a 550 graus para a aquisição da massa seca final livre de cinzas.

Dois pares de chás não foram utilizados: um par pertencente ao Rc3, mais especificamente a réplica Rc3R3/ Rc3G3, pois não foram encontrados, provavelmente por terem sido removidos pelo gado nesta área, e um par pertencente ao P7, mais especificamente a réplica P7R2/P7G2, uma vez que estavam destruídos devido à atividade de formigas nesta parcela. Deste modo, foram utilizados somente 70 pares de sacos de chá verde e vermelho.

2.4. Análise de Dados

Para a obtenção dos valores das taxas de decomposição (k) e dos fatores de estabilização (S), foram utilizadas as seguintes equações considerando as massas iniciais e finais de cada par de réplicas de chás.

Na equação 2, α_g é a fração degradável (o quanto de material que degradou) do chá verde, que utiliza a massa final seca do chá verde (W_{fg}) no tempo de 90 dias, dividida pela massa inicial do chá verde corrigida pelo fator de correção de perda e de incineração na mufla (W_{og}).

$$\alpha_g = 1 - \left(\frac{W_{fg}}{W_{og}} \right) \quad (2)$$

Com o valor de αg , este é dividido pela fração hidrolisável esperada H (Hg) do chá verde (ou seja, o máximo que o chá verde pode decompor; no caso, representado pelo valor padrão de $0,842 \text{ g g}^{-1}$, obtido de Keuskamp et al. [2013]), como mostra a equação 3.

$$S = 1 - \alpha g / Hg \quad (3)$$

Com o valor de S , considerado o mesmo para ambos os chás, este é utilizado na equação 4 conjuntamente com o valor da fração hidrolisável esperada do chá vermelho - Hr (o máximo que o chá vermelho pode decompor, representado pelo valor padrão de $0,552 \text{ g g}^{-1}$, obtido de Keuskamp et al., 2013) para o cálculo da fração decomponível do chá vermelho (αr).

$$\alpha r = Hr(1 - S) \quad (4)$$

Por fim, por intermédio da equação 1 citada anteriormente, é obtida a taxa de decomposição (k) ao utilizar: $Wr(t)$, massa seca do chá vermelho durante o tempo de 90 dias de incubação; αr , fração que ainda pode ser decomposta do chá vermelho (lábil); $1 - \alpha r$, a fração recalcitrante da serapilheira; $t = 90$ dias de incubação.

Apesar de Keuskamp et al. (2013) fornecerem os valores padrões (médios) de Hg e Hr ($0,842 \text{ g g}^{-1}$ e $0,552 \text{ g g}^{-1}$) estes não foram utilizados, uma vez que com os valores padrões não foi possível calcular o valor de k para algumas amostras, devido a uma alta taxa de decomposição do chá vermelho. Assim, a partir de Keuskamp et al. (2013), foi obtido o intervalo de confiança de 99,5% e utilizado o limite superior do intervalo de confiança para se calcular k e S para cada réplica. Os novos valores foram de 1,029 para Hg e de 0,959 para Hr . Ainda assim, não foi possível calcular k para duas réplicas: P8R2/P8G2 e Mc3R1/Mc3G1, portanto, estas duas réplicas também não foram utilizadas nas análises.

Para relacionar a variação nos valores de k e S com as variáveis de solo e da vegetação, utilizamos um modelo de equações estruturais (GRACE et al., 2010). Previamente, a dimensionalidade das variáveis de solo e de vegetação foi reduzida através de Análise de Componentes Principais (PCA) para cada conjunto de dados. No caso do solo, as seguintes variáveis não foram transformadas por já apresentarem distribuição normal: saturação de base (V%), potencial hidrogeniônico (pH) e razão N:P, enquanto fósforo (P), matéria orgânica (MO), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), alumínio (Al), saturação por alumínio (m%), nitrogênio (N) e capacidade de troca catiônica efetiva (CTC efetiva) foram transformados pelo método de Box-Cox (LEGENDRE e LEGENDRE, 2012). Em relação às variáveis da estrutura da vegetação, a média do diâmetro à altura do peito (DAP), densidade por hectare

Densi) e área basal por hectare (AB) foram transformados para logaritmo neperiano, enquanto as variáveis estratificação da vegetação (CV), altura do capim e porcentagem de cobertura do solo por capim e serapilheira não foram transformadas por já apresentarem distribuição normal. Para as duas análises, os dados foram normalizados para o PCA, sendo que para cada conjunto de dados foram utilizados apenas os novos eixos com autovalor maior que um (KAISER, 1958). As análises foram realizadas com o software Systat 13.0.

O modelo de equações estruturais foi construído considerando-se efeitos diretos do solo em k ou S , além de efeitos indiretos do solo através de características da vegetação. De acordo com o PCA, três eixos apresentaram autovalor maior que um (veja Resultados) para o solo, resultando nas novas variáveis Solo 1, Solo 2, Solo 3, enquanto para a vegetação dois eixos foram selecionados (Veg 1 e Veg 2). Portanto, o modelo proposto considerou os três eixos do PCA do solo como variáveis exógenas, e os escores dos dois primeiros eixos do PCA da estrutura da vegetação e as variáveis k ou S como endógenas (Figura 8).

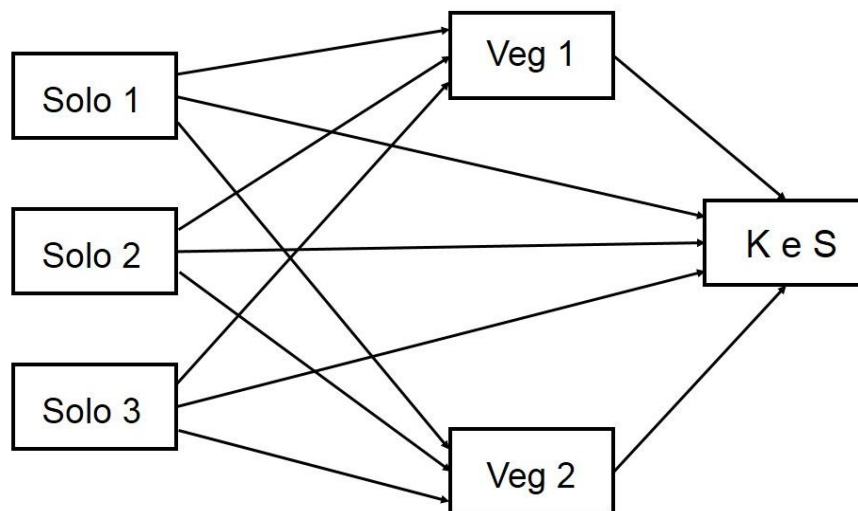


Figura 8. Modelo completo mostrando as relações testadas entre os atributos do solo, a estrutura da vegetação e as variáveis k ou S . As linhas partem da variável explanatória e apontam para a variável resposta.

Foram ajustados dois modelos: um para a taxa de decomposição k e outro para o fator de estabilização S . Para avaliar se a estrutura dos modelos ajustava-se aos dados, foram avaliadas as covariâncias observadas e aquelas implicadas pelo modelo através dos seguintes indicadores: qualidade do ajuste usando-se o teste Qui-quadrado, que tem como objetivo testar a diferença entre o modelo conceitual e os dados observados, considerando o modelo significativo quando o valor de $P > 0,05$; o CFI (Comparative Fit Index), que indica bom

ajuste quando CFI > 0,95 e o RMSEA (Root Mean Square Error of Approximation), que aponta um ajuste adequado quando RMSEA < 0,05, além de um intervalo de confiança do RMSEA < 0,08 (HOOPER et al., 2008). As modelagens de equações estruturais foram feitas no software R 3.4.1, usando-se o pacote lavaan (ROSSEEL, 2012)

3. RESULTADOS

As variáveis ambientais referentes à estrutura da vegetação e aos atributos químicos do solo apresentaram uma grande variação (Tabela 1), principalmente, nas parcelas da área restaurada. Em relação às taxas de decomposição e aos fatores de estabilização, o restauro e o pasto apresentaram menor variação quando comparados com a mata ripária.

Tabela 1. Variação dos dados da vegetação, dos atributos químicos solo, da taxa de decomposição (k) e do fator de estabilização (S) nos três tipos de vegetação

Tipo de Vegetação	Variável	Mínima	Máxima	Média	CV
Pastagem	Densidade (ind/ha)	0	0 - 35,7	8,37	1,86
	DAP (cm)	0	0 - 74,7	11,68	2,25
	CV diâmetro	0	0	0	0
	AB(m ² /ha)	0	0 - 15,6	2,06	2,66
	Capim (%)	0	0 - 100,0	87,50	0,40
	Serapilheira (%)	0	0	0	0
	P (mg/dm ³)	6,0	6,0 - 15,0	10,00	0,30
	MO (g/dm ³)	15,0	15,0 - 30,0	20,63	0,28
	pH	4,7	4,7 - 5,1	4,86	0,02
	K (mmolc/dm ³)	0,2	0,2 - 3,0	1,05	1,11
	Ca (mmolc/dm ³)	8,0	8,0 - 36,0	15,13	0,65
	Mg (mmolc/dm ³)	4,0	4,0 - 11,0	6,75	0,37
	Al (mmolc/dm ³)	0,2	0,2 - 1,8	0,75	0,72
	V (%)	22,1	22,1 - 61,3	36,40	0,39
	m (%)	0,4	0,4 - 12,0	4,21	0,88
	CTC efetivo (mmolc/dm ³)	13,8	13,8 - 49,2	23,68	0,55
	N (mg/dm ³)	1500,0	1500,0 - 3000,0	1906,25	0,32
N:P	100,0	100,0 - 375,0	209,23	0,45	
K (mg/dia)	0,004	0,004 - 0,021	0,008	0,49	

	Fator S	0,224	0,224 – 0,338	0,284	0,09
Restauró	Densidade (ind/ha)	0	0 – 2254,1	1196,28	0,75
	DAP (cm)	0	0 – 13,7	8,79	0,63
	CV diâmetro	0	0 – 0,6	0,43	0,62
	AB/ha	0	0 – 43,5	18,21	0,86
	Capim (%)	0	0 – 100,0	62,04	0,70
	Serapilheira (%)	0	0 – 61,7	12,96	1,66
	P (mg/dm ³)	6,0	6,0 – 71,0	17,25	1,27
	MO (g/dm ³)	16,0	16,0 – 26,0	20,38	0,16
	pH	4,5	4,5 – 5,1	4,74	0,04
	K (mmolc/dm ³)	0,4	0,4 – 1,4	0,70	0,50
	Ca (mmolc/dm ³)	6,0	6,0 – 23,0	11,63	0,55
	Mg (mmolc/dm ³)	5,0	5,0 – 9,0	6,88	0,23
	Al (mmolc/dm ³)	0,5	0,5 – 2,6	1,41	0,48
	V (%)	13,2	13,2 – 42,6	30,29	0,30
	m (%)	1,8	1,8 – 18,6	8,12	0,68
	CTC efetivo (mmolc/dm ³)	14,0	14,0 – 34,0	20,61	0,37
	N (mg/dm ³)	1250,0	1250,0 – 2250,0	1718,75	0,18
	N:P (mg/dm ³)	24,6	24,6 – 281,3	168,82	0,46
	Taxa K (mg/dia)	0,005	0,005 – 0,049	0,009	1,03
	Fator S	0,266	0,266 – 0,387	0,315	0,11
Mata	Densidade (ind/ha)	800,0	800,0 – 2409,6	1668,85	0,39
	DAP (cm)	7,9	7,9 – 17,6	13,67	0,24
	CV diâmetro	0,4	0,4 – 1,0	0,58	0,37
	AB/ha	7,8	7,8 – 93,9	34,22	0,76
	Capim (%)	0	0 – 5,0	1,63	1,43
	Serapilheira (%)	95,0	95,0 – 100,0	98,37	0,02
	P (mg/dm ³)	9,0	9,0 – 67,0	32,25	0,69
	MO (g/dm ³)	22,0	22,0 – 41,0	28,50	0,26
	pH	4,4	4,4 – 5,4	4,86	0,07
	K (mmolc/dm ³)	0,5	0,5 – 3,4	1,39	0,80
	Ca (mmolc/dm ³)	8,0	8,0 – 29,0	18,75	0,43
	Mg (mmolc/dm ³)	5,0	5,0 – 12,0	9,00	0,31
	Al (mmolc/dm ³)	0,2	0,2 – 4,0	1,45	0,99
	V (%)	28,6	28,6 – 56,2	45,15	0,23
	m (%)	0,5	0,5 – 20,4	6,64	1,16

CTC efetivo (mmolc/dm ³)	16,2	16,2 – 42,6	30,59	0,33
N (mg/dm ³)	1750,0	1750,0 – 2500,0	2031,25	0,12
N:P (mg/dm ³)	29,9	29,9 – 277,8	110,12	0,84
Taxa K (mg/dia)	0,005	0,107	0,012	1,78
Fator S	0,038	0,410	0,247	0,55

A Análise de Componentes Principais (PCA) das variáveis químicas do solo indicaram três eixos com autovalor maior que um, explicando conjuntamente 88,5% da variação dos dados (Figuras 9 e 10).

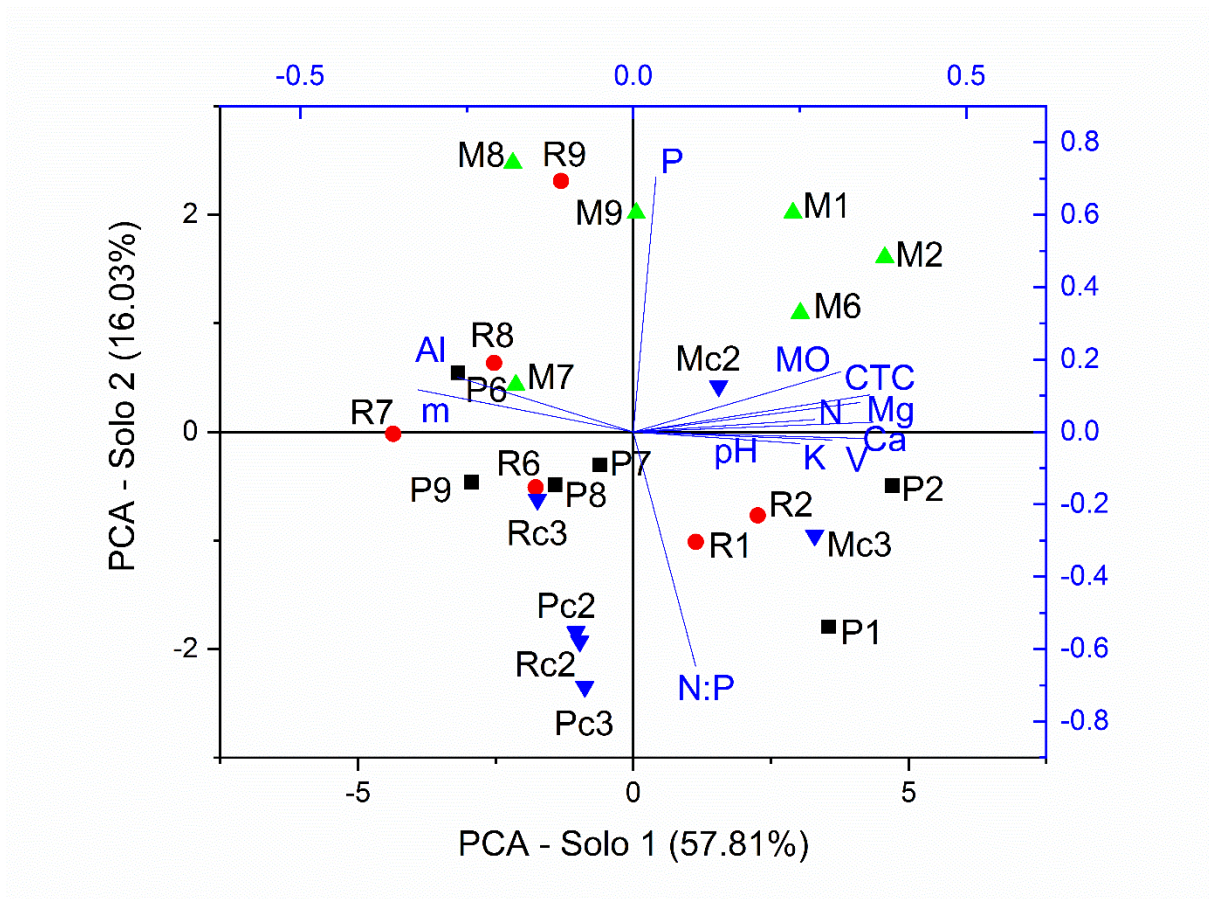


Figura 9. Ordenação das diferentes parcelas dos três tipos de vegetação em relação aos eixos 1 e 2 da Análise de Componentes Principais (PCA) considerando os atributos químicos do solo : floresta ripária (M1 a M9), floresta restaurada (R1 a R9) e pastagem (P1 a P9). P=fósforo, MO= matéria-orgânica, CTC= CTC efetiva, N=nitrogênio, Mg=magnésio, Ca=cálcio, V= saturação por base, K= potássio, pH=potencial hidrogenionico, N:P= razão nitrogênio:fósforo, m=saturação por alumínio e Al=alumínio.

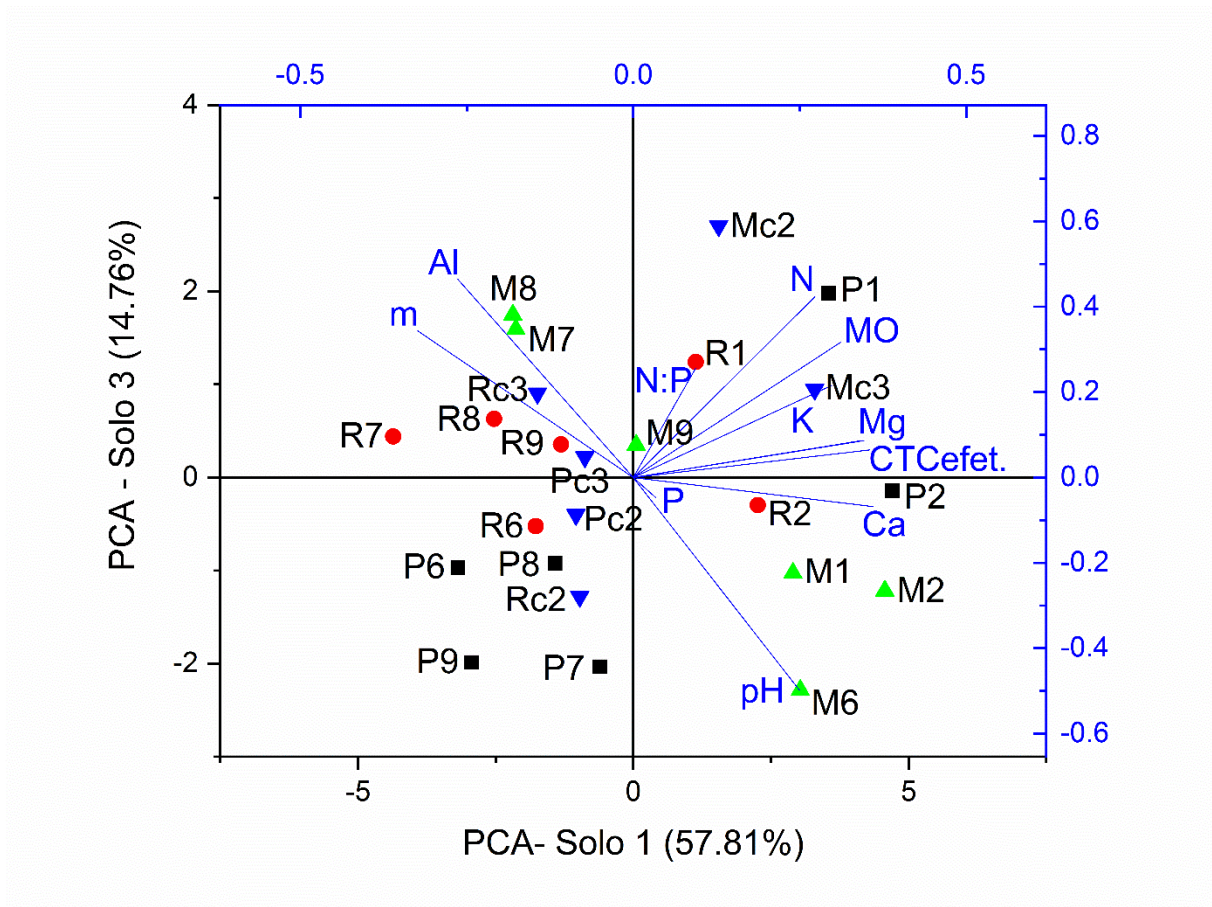


Figura 10. Ordenação das diferentes parcelas dos três tipos de vegetação em relação aos eixos 1 e 3 da Análise de Componentes Principais (PCA) considerando os atributos químicos do solo : floresta ripária (M1 a M9), floresta restaurada (R1 a R9) e pastagem (P1 a P9). P=fósforo, MO=matéria-orgânica, CTC= CTC efetiva, N=nitrogênio, Mg=magnésio, Ca=cálcio, V= saturação por base, K= potássio, pH=potencial hidrogenionico, N:P= razão nitrogênio fósforo, m=saturação por alumínio e Al=alumínio.

O primeiro eixo do PCA (autovalor = 6,93) foi correlacionado positivamente com cálcio (Ca), CTC efetiva, saturação por base (V%), magnésio (Mg), nitrogênio e correlacionado negativamente com m% (saturação por alumínio) e alumínio (Al). O segundo eixo (autovalor = 1,92) foi correlacionado positivamente com fósforo (P) e negativamente com o a razão fósforo: nitrogênio (P:N). O terceiro eixo (autovalor = 1,77) foi correlacionado positivamente com o Al e negativamente com o pH.

De modo geral, as primeiras parcelas (1, 2 e 6) de cada tratamento apresentaram solos com maiores concentrações de nutrientes, como: cálcio, nitrogênio, potássio, fósforo, magnésio, CTC efetivo e V%, enquanto as parcelas finais (7, 8 e 9) apresentaram solos mais ácidos e com uma maior concentração de alumínio (Al e m%). Além disso, as parcelas controle apresentaram concentrações intermediárias de nutrientes e alumínio (Figuras 9 e 10).

Já em relação à estrutura da vegetação, os dois primeiros eixos da Análise de Componentes Principais (PCA) explicaram conjuntamente 85,4% da variação dos dados (Figura 11).

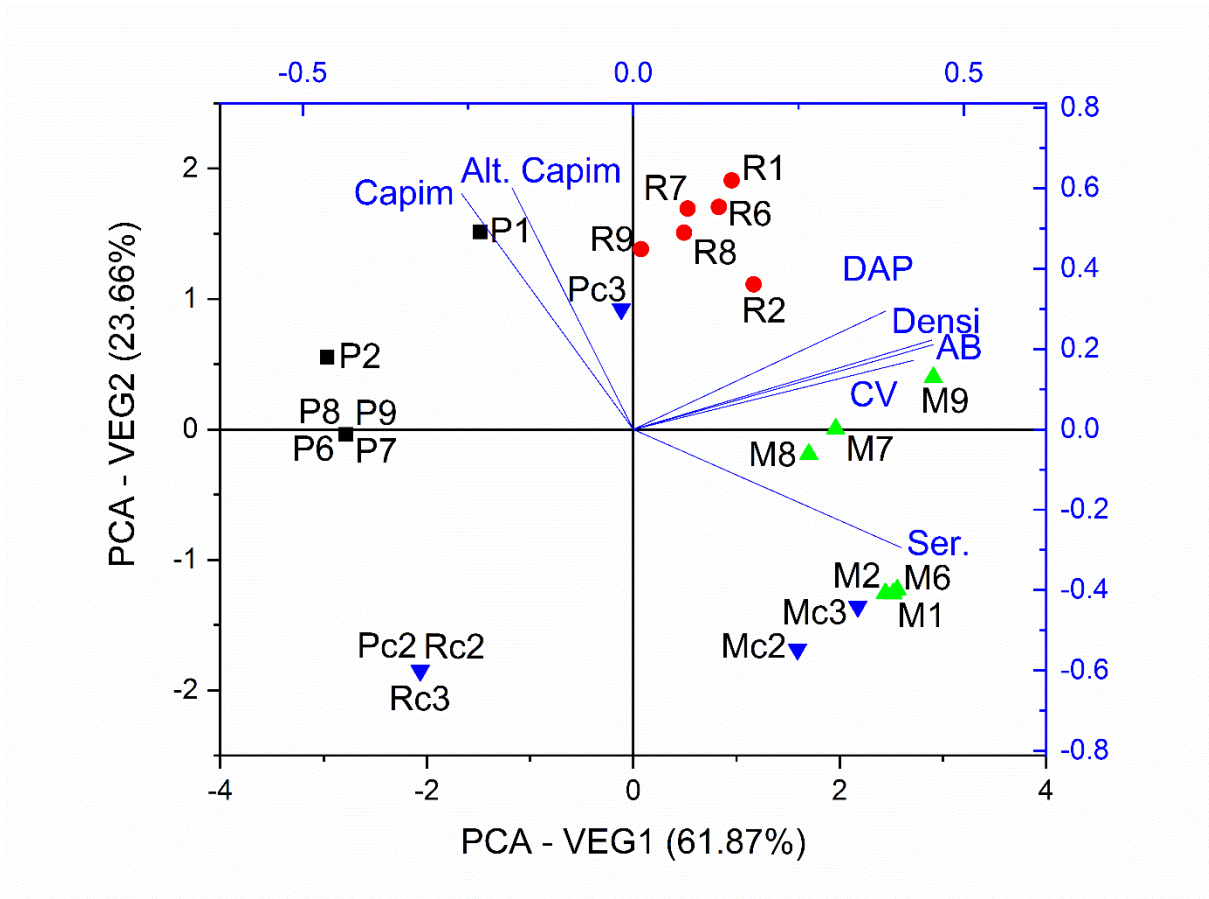


Figura 11. Ordenação das diferentes parcelas dos três tipos de vegetação pela Análise de Componentes Principais (PCA) em relação à estrutura da vegetação: floresta ripária (M1 a M9), floresta restaurada (R1 a R9) e pastagem (P1 a P9). DAP= diâmetro a altura do peito, Densi= densidade, AB=área basal, CV=coeficiente de variação do diâmetro (estratificação da vegetação), Ser=cobertura de serapilheira (porcentagem), Alt. Capim=altura do capim.

O primeiro eixo do PCA da estrutura da vegetação (autovalor = 4,33) foi correlacionado positivamente com a área basal (AB), densidade (Densi) e estratificação (CV), e correlacionado negativamente com a cobertura de capim, ou seja, parcelas com a área basal, densidade e estratificação maiores, tinham menores proporções de cobertura de capim. Já o segundo eixo (autovalor = 1,65) foi correlacionado positivamente com a altura do capim e negativamente com a cobertura de serapilheira, ou seja, quanto maior a altura do capim, menor será a cobertura de serapilheira no solo.

O PCA separou claramente os tipos de vegetação ao longo do primeiro eixo (Figura 10). As parcelas da mata ripária remanescente (incluindo as parcelas controle) tiveram maior cobertura de serapilheira, além de maior estratificação (CV), área basal (AB) e Densidade (Densi). As parcelas do pasto apresentaram maior cobertura de gramíneas, destacando-se o P1 que, além de uma maior cobertura, apresentou maiores gramíneas. As parcelas de restauro apresentaram condições intermediárias em relação à estrutura da vegetação e cobertura do solo por capim (Figura 11).

O modelo de equações estruturais relacionando os atributos do solo, a estrutura da vegetação e a taxa de decomposição k se ajustou aos dados observados ($\chi^2 = 0,070$; $gl = 1$; $P > 0,05$; CFI = 1,000; RMSEA = 0,000 e Intervalo de Confiança entre 0,000 e 0,208). Cerca de 23% da variação na taxa de decomposição k foi explicada pelos atributos do solo e pela estrutura da vegetação, sendo os outros 77%, derivados de outros fatores não avaliados neste estudo (Figura 12). As taxas de decomposição k foram significativamente influenciadas pelo eixo 1 da estrutura da vegetação (Veg 1), e pelos eixos 1 (Solo 1) e 2 (Solo 2) dos parâmetros químicos do solo (Figura 12).

As variáveis que influenciaram mais forte e diretamente a decomposição foram Solo 2 (estimativa padronizada=0.43) e Solo 1 (estimativa padronizada=0.42). Assim, considerando a influência direta somente dos atributos caracterizados em Solo 1 e Solo 2 nas taxas de decomposição k , as parcelas que apresentaram as maiores concentrações de nutrientes (P, Ca, Mg, N, CTC efetivo e V%) e menores valores de Al, m% e N:P tenderam a apresentar as maiores taxas de decomposição (Figura 12).

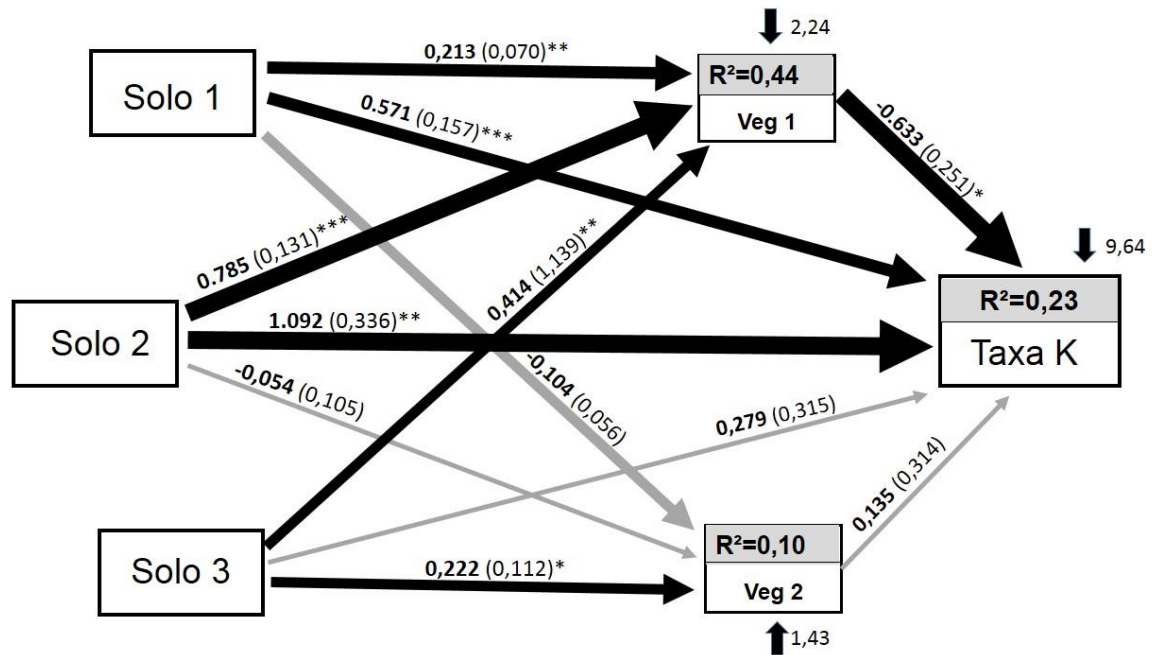


Figura 12. Modelo de equações estruturais ajustado, mostrando as relações entre os atributos químicos do solo, a estrutura da vegetação e as taxas de decomposição k . Os coeficientes não-padronizados (coeficiente de regressão parcial) estão em negrito, seguidos pelo erro padrão. A espessura das linhas 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 explanatórias e apontam para as variáveis resposta.

*** $P < 0,001$; ** $P < 0,01$; * $P < 0,05$.

Os atributos do solo associados a Solo 1, Solo 2 e Solo 3 explicaram cerca de 44% na variação dos dados de Veg 1, que foi negativamente correlacionada com as taxas de decomposição (estimativa padronizada = -0,36), indicando menores taxas de decomposição na mata ripária remanescente que nas áreas de pasto (Figura 12).

Assim, considerando-se os efeitos diretos dos nutrientes do solo em k (coeficiente padronizado = 0,85, resultante da soma dos efeitos de Solo 1 e Solo 2) e os efeitos indiretos via vegetação (coeficiente = -0,36, resultante dos efeitos combinados de Solo 1, Solo 2 e Solo 3 com Veg 1), o efeito líquido dos nutrientes do solo nas taxas de decomposição foi positivo ($0,85 - 0,36 = 0,46$).

O eixo 2 da estrutura da floresta (Veg 2) não influenciou as taxas de decomposição e foi fracamente influenciado pelos atributos químicos do solo com apenas 10% de sua variação explicada pelo eixo 3 dos atributos do solo.

O modelo de equações estruturais das relações entre os atributos do solo, estrutura da vegetação e o fator de estabilização S se ajustou aos dados observados ($\chi^2 = 0,070$; gl = 1; $P > 0,05$; CFI = 1,000; RMSEA = 0,000 e Intervalo de Confiança entre 0,000 e 0,208). Contudo, a

variação no fator de estabilização não foi correlacionada com nenhum dos eixos de atributos do solo ou da estrutura da vegetação (Figura 13).

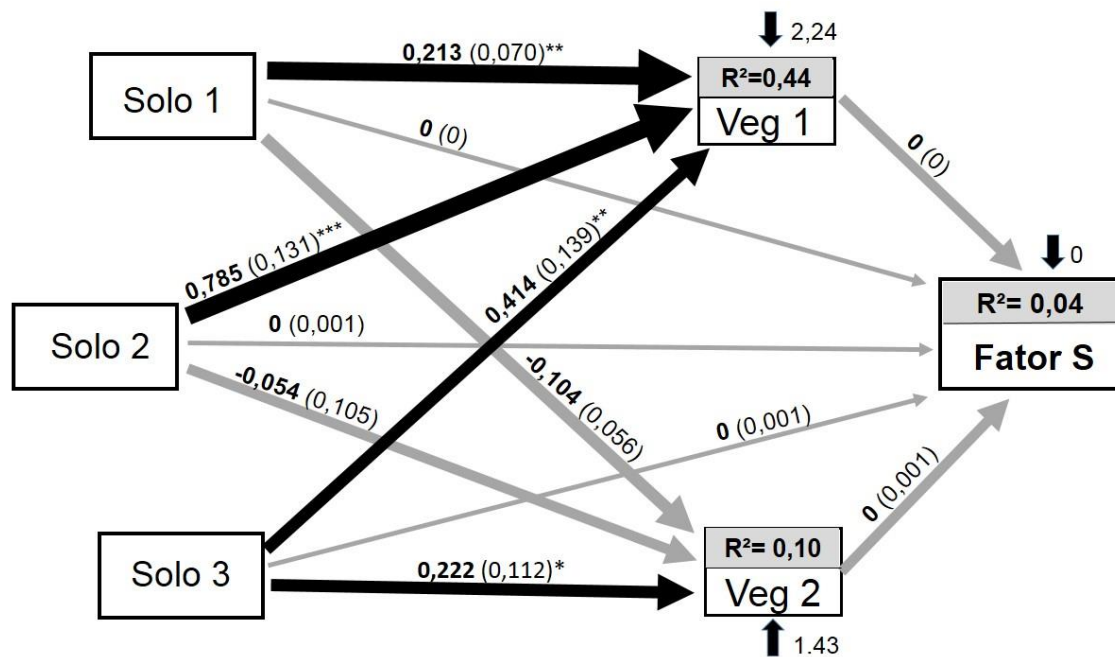


Figura 13. Modelo de equações estruturais ajustado, mostrando as relações entre os atributos químicos do solo, a estrutura da vegetação e o Fator S. Os coeficientes não-padronizados (coeficientes de regressão parcial) estão em negrito, seguido pelo erro padrão. A espessura das linhas é proporcional às estimativas padronizadas. As linhas em preto representam relações significativas e as linhas em cinza não significativas. As linhas partem da variável explanatória e apontam para a variável resposta.

*** P < 0,001; ** P < 0,01; * P < 0,05

4. DISCUSSÃO

4.1. Relação das taxas de decomposição (k) com os atributos do solo e a estrutura da vegetação

O processo de decomposição da matéria orgânica é uma importante função ecossistêmica, que depende tanto de fatores bióticos quanto abióticos. Assim, é necessário compreender os efeitos e a magnitude dos fatores que influenciam este processo e prever possíveis mudanças em resposta a alterações ambientais, que consequentemente irão afetar a ciclagem de carbono e de nutrientes (PALOZZI; LINDO, 2018). O modelo de equações estruturais mostrou que as taxas de decomposição foram influenciadas conjuntamente pelas diferenças dos atributos químicos do solo e pela estrutura da vegetação. Desta forma, em

nosso estudo não foi possível avaliar separadamente o efeito da vegetação nas taxas de decomposição, pois o solo tem maior efeito neste processo, tanto direto quanto indireto via vegetação (coeficiente padronizado do efeito líquido = 0,46). O processo de decomposição é complexo e diversos fatores podem influenciar a degradação da matéria orgânica.

O modelo de equações estruturais indicou um efeito negativo do desenvolvimento da vegetação (eixo Veg 1) nas taxas de decomposição, pois este eixo foi correlacionado com maior densidade, área basal e diversificação de tamanhos, proporcionado pelo aumento de nutrientes. Oliveira e colaboradores (2018), também encontraram efeitos negativos da cobertura do dossel nas taxas de decomposição de um substrato padronizado (folhas de *Alchornea triplinervia* [Spreng] Mull. Arg.) em uma área protegida de Mata Atlântica no Paraná, mais especificamente, após o período de 190 dias. Mayer e colaboradores (2017), ao investigar se a regeneração de árvores após um distúrbio impacta o processo de decomposição em uma floresta temperada utilizando também o TBI, encontraram também um retardamento das taxas de decomposição do material com a regeneração das árvores. Além disso, diversos estudos com clareiras indicam que podem ocorrer efeitos negativos da floresta nas taxas de decomposição, pois, maiores taxas de decomposição da matéria orgânica foram relacionadas principalmente com a maior temperatura do ar e do solo após a formação das clareiras (SALINAS et al., 2010; MAYER et al., 2017; NI et al., 2018), resultando na elevação da biomassa microbiana e na retenção de matéria orgânica (ZHANG et al., 1995; LIU et al., 2018). Assim, ao influenciar a precipitação interna, intensidade de luz e temperatura, as clareiras podem interferir nas condições microclimáticas do solo e regular a decomposição da matéria orgânica (LIU et al., 2018). Por conseguinte, a interferência da vegetação por meio de uma estrutura mais complexa, (proporcionada pelo aumento de nutrientes do solo), pode diminuir as taxas de decomposição devido ao maior sombreamento da copa das árvores e à menor temperatura do solo, como nos estudos de Hobbie e colaboradores (2006).

O modelo de equações estruturais indicou também que diferentes características do solo têm influência positiva nas taxas de decomposição. A quantidade de variação explicada pelo modelo (23%) sugere efeitos complexos do solo e vegetação. Diversos estudos avaliando a influência dos atributos químicos do solo depararam-se com diferentes conclusões. Por exemplo, Miatto e Batalha (2016), ao analisar a influência do solo na decomposição da matéria orgânica usando o TBI em áreas de cerrado e de florestas sazonais, encontraram somente o efeito indireto do solo através das diferenças nas concentrações de nutrientes das folhas. Poeplau e colaboradores (2018), ao avaliar como a adição de diferentes quantidades de

NPK inorgânico em campos de gramíneas interferia na degradação da matéria orgânica usando o TBI, não encontraram efeitos significativos da adição das diferentes combinações de nutrientes nas taxas de decomposição. Prescott (1996) e Ostertag e Hobbie (1999) encontraram uma influência direta positiva dos nutrientes do solo, mais especificamente da concentração de nitrogênio, em que foi descrita uma correlação positiva entre N e as taxas de decomposição da serapilheira. Por outro lado, Kastovska e colaboradores (2012) relataram efeitos diretos negativos, em que a fertilização com NPK em pastagens úmidas temperadas resultou numa diminuição da concentração de biomassa microbiana.

Diferentemente, no presente estudo houve uma forte influência direta e positiva dos nutrientes do solo nas taxas de decomposição, sugerindo que a composição química do solo pode influenciar a ação dos microorganismos presentes no solo estimulando ou limitando a quebra e degradação da matéria orgânica. O fósforo é um elemento que possui uma ciclagem conservadora (de menor perda), sendo de elevada demanda pela biomassa microbiana em solos de florestas tropicais e, ao mesmo tempo, de baixa mobilidade no solo e de difícil translocação pelas hifas fúngicas (HOOBIE; VITOSEK, 2000; CLEVELAND, 2002; ZHOU et al., 2018), portanto, seu incremento no solo pode elevar as taxas de decomposição. A adição de fósforo inorgânico aumentou a biomassa microbiana, principalmente de fungos, e consequentemente alterou a sua composição resultando em maior equilíbrio entre fungos e bactérias em florestas (KASPARI et al., 2008; LIU et al., 2012; LI et al., 2015). Luo e colaboradores (2019) verificaram que, com o incremento populacional de fungos, há o aumento da atividade da enzima polifenol oxidase e consequentemente, da degradação da lignina.

Efeitos similares ao fósforo podem ser encontrados também com o cálcio e o nitrogênio. O cálcio também é atuante na degradação de materiais mais recalcitrantes, pois é um constituinte importante da parede celular dos fungos, principalmente de fungos brancos que são capazes de degradar a lignina (BERG e MCCLAUGHERTY, 2014). Lovett, Arthur e Crowley (2015) inferiram que maiores concentrações de cálcio no ambiente podem afetar o estágio mais avançado da decomposição, estando positivamente correlacionado com a perda de matéria orgânica. Já em relação ao nitrogênio, apesar de estudos apontarem diferentes efeitos na decomposição, como uma ação negativa (XIAOGAI, 2013) ou indiferente (ZHENG et al., 2017), este estudo mostrou um efeito positivo do nitrogênio na decomposição, provavelmente por impulsionar a atividade da celulase e da polifenol oxidase, principais enzimas responsáveis pela degradação da lignina e da celulose (LU et al., 2019; DU et al.,

2014). Além disso, Lu e colaboradores (2019) também mostraram em seu experimento que o nitrogênio aumentou a atividade da quitinase, enzima relacionada ao crescimento e atividade de fungos.

Ainda, efeitos de nutrientes combinados também podem potencializar a decomposição por intermédio do aumento da diversidade da comunidade microbiana. Tu e colaboradores (2018) avaliaram a resposta das bactérias do solo à adição de matéria orgânica, e relataram que a riqueza de bactérias foi significativamente maior em solos adubados, sendo o fósforo e o magnésio fortemente relacionados à composição da comunidade bacteriana. Assim, no presente estudo, observamos um padrão similar com efeito positivo dos eixos Solo 1 (cálcio e magnésio) e especificamente do Solo 2 (fósforo) nas taxas de decomposição. Entretanto, são necessários estudos complementares avaliando também a disponibilidade de carbono, pois a atividade microbiana responde mais à fertilidade devido a presença do carbono lábil no solo, por utilizá-lo como fonte de energia (PRESCOTT; CORBIN; PARKINSON; 1992 e CLEVELAND, 2002).

Portanto, mesmo com efeitos negativos da estrutura da vegetação ripária nas taxas de decomposição, há um efeito líquido positivo do aumento das concentrações de nutrientes do solo nestas taxas. Estes resultados sugerem que o uso da decomposição para fins de monitoramento deve levar em consideração especialmente os nutrientes do solo, uma vez que seu efeito na atividade da comunidade decompositora é maior quando comparado com as condições ambientais proporcionadas pela estrutura da vegetação.

4.2. Relação do Fator de Estabilização (*S*) com os atributos do solo e a estrutura da vegetação

Em relação ao fator de estabilização *S*, resíduo estável da decomposição da fração lábil, não foi verificada influência significativa direta ou indireta da composição química do solo, assim como da estrutura da vegetação, indicando que outros fatores ambientais que não foram avaliados neste estudo podem influenciar a fase final da decomposição, como as concentrações de nitrogênio e manganês presentes na serapilheira (BERG, 2000; BERG, 2018).

5. CONCLUSÃO

Ao longo do processo de sucessão, mudanças naturais ou antrópicas na estrutura da vegetação e na composição química do solo podem levar a variações no processo de decomposição da matéria orgânica. Desta forma, para garantir um monitoramento adequado de áreas restauradas, é recomendável avaliar o processo de decomposição conjuntamente com a interação da composição química dos solos e com a estrutura da vegetação para analisar a intensidade e os efeitos de cada fator ambiental. Além disso, esta avaliação conjunta evita possíveis desvios de interpretação ocasionados por um fator poder encobrir o efeito do outro.

No presente estudo, o modelo de equações estruturais mostrou um efeito positivo da composição química do solo no processo de decomposição, devido à sua atuação no crescimento e na composição da comunidade de organismos decompositores. Entretanto, a estrutura da vegetação demonstrou um efeito negativo por restringir a entrada de luminosidade, limitando a ação dos microorganismos. Assim, apesar do melhor desenvolvimento da estrutura da mata ripária (de estágio sucessional mais avançado) não aumentar as taxas de decomposição do material padronizado do TBI, este efeito é compensado pela maior concentração de nutrientes no solo, o que pode demonstrar que o aporte de fontes externas de nutrientes pode beneficiar a atividade decompositora.

6. REFERÊNCIAS

ANDRADE, D. C.; ROMEIRO, A. R. **Serviços ecossistêmicos e sua importância para o sistema econômico e o bem-estar humano.** Texto para discussão. IE/UNICAMP, n. 155, 2009.

APONTE, C.; GARCÍA, L. V.; MARAÑÓN, T. Tree species effects on litter decomposition and nutrient release in Mediterranean Oak forests changes over time. **Ecosystems**, 2012. Doi: 10.1007/s10021-012-9577-4.

AUSTIN, A. T.; VIVANCO, L.; GONZALEZ-ARZAC, A.; PEREZ, L. I. There is no place like home? An exploration of the mechanisms behind plant litter-decomposer affinity in terrestrial ecosystems. **New Phytologist**, v. 204, p. 307-314, 2014.

BARBOSA, L. M.; MARTINS, S. E. **Diversificando o reflorestamento no Estado de São Paulo**: espécies disponíveis por região e ecossistema. São Paulo: Instituto de Botânica, 2003. 64 p.

BERG, B. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. **Forest Ecology and Management**, v.133, n.1-2, p. 13–22, 2000.doi:10.1016/s0378-1127(99)00294-7.

BERG, B.; MEENTEMEYER, V. Litter quality in a north European transect versus carbon storage potential. **Plant and Soil**, v. 242, p. 83–92, 2002.

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

BERG, B.; MCCLAUGHERTY, C. **Plant litter: decomposition, humus formation, carbon sequestration**. New York: Springer, 2014.

BERG, B. Decomposition litter; limit values; humus accumulation, locally and regionally. **Applied Soil Ecology**, v. 123, p. 494-508, 2018.

CHEN, H.; DONG, S.; LIU, L.; MA, C.; ZHANG, T.; ZHU, X.; MO, J. Effects of Experimental nitrogen and phosphorus addition on litter decomposition in a old growth tropical forest. **Plos One**, v. 8, n. 12. 2013.

CLEVELAND, C. C.; TOWNSEND, A. R.; SCHMIDT, S. K. Phosphorus limitation of microbial processes in moist tropical forests: evidence from short-term laboratory incubations and field studies. **Ecosystems**, v.5, p. 680-691, 2002.

DA SILVA, R. L.; LEITE, M. F. A.; MUNIZ, F. H.; SOUZA, L. A. G.; MORAES, F. H. R.; GEHRING, C. Degradation impacts on riparian forests of the lower Mearin river eastern periphery of Amazonia. **Forest Ecology and Management**, n. 402, p. 92-101, 2017.

DALE, V. H.; BEYELER, S. C. Challenges in the development and use of ecological indicators. **Ecological Indicators**, v.1, p. 3-10, 2001.

DE MELLO, K; RANDHIR, T. O., VALENTE, R. A.; VETTORAZZI, C. A. Riparian restoration for protecting water quality in tropical agricultural watersheds. **Ecological Engineering**, v. 108, p. 514-524, 2017.

DURIGAN, G. O uso de indicadores para monitoramento de áreas em recuperação. IN UEHARA, T. H. K.; GANDARA, F. B.; (Orgs). **Monitoramento de áreas em recuperação. Cadernos da Mata Ciliar No 4**. Secretaria do Estado do Meio Ambiente, São Paulo. 63 pp, 2011.

DURIGAN, G.; SUGANUMA, M. S.; DE MELO, A. C. G. Valores esperados para atributos de florestas ripárias em restauração em diferentes idades. **Sci. For.**, v. 44, n. 110, p. 463-474, 2016.

DYBALA, K. E.; MATZEK, V.; GARDALI, T.; SEAVY, N. E.. Carbon sequestration in riparian forests: A global synthesis and meta-analysis. **Global change Biology**, v. 25, n.1, p. 57-67, 2019.

DU, Y.H., GUO, P., LIU, J.Q., WANG, C.Y., YANG, N., JIAO, Z.X., 2014. Different types of nitrogen deposition show variable effects on the soil carbon cycle process of temperate forests. **Global Change Biology** 20, p. 3222–3228.

EMBRAPA. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Condições meteorológicas**. Estação da Embrapa Pecuária Sudeste. Disponível em:< <http://www.cppse.embrapa.br/meteorologia/index.php?pg=automatica>>.

EMBRAPA. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**, 2 ed., Rio de Janeiro: Embrapa-SPI, 2006. Disponível em:< <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/93143/1/sistema-brasileiro-de-classificacao-dos-solos2006.pdf>>.

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

FANG, H.; MO, J.; PENG, S.; LI, Z.; WANG, H. Cumulative effects of nitrogen additions on litter decomposition in three tropical forests in southern China. **Plant Soil**, v. 297, p. 233-242, 2007.

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, 2013. doi:10.1111/ele.12137.

GEISSEN, V., SCHONING, A., BRUMMER, G.W., 1999. Decomposition rates and feeding activities in deciduous forests in relation to soil chemical parameters after liming and fertilization. **Biol. Fertil. Soil**, v. 29, 335–342.

GONÇALVES, A. R. L. **Geologia Ambiental da Área de São Carlos**. 1986. 139 p. Tese (Doutorado) – Instituto de Geociências, USP, São Paulo, 1986

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

GREGORICH, E. G. et al. Litter decay controlled by temperature, not soil properties, affecting future soil carbon. **Global Change Biology**, v. 23, n. 4, p. 1725-1734, 2016.

HOBBIE, S. E.; REICH, P. B.; OLEKSYN, J.; OGDahl, M.; ZYTKOWIAK, R.; HALE, C.; KAROLEWSKI, P. Tree species effects on decomposition and forest floor dynamics in a common garden. **Ecology**, v. 87, n. 9, p. 2288-2297, 2006.

HOBBIE, S. E.; VITOUSEK, P. M. Nutrient limitation of decomposition in Hawaiian forests. **Ecology**, v. 81, n. 7, p. 1867-1877, 2000.

HOOPER, D., COUGHLAN, J. & MULLEN, M. Structural equation modelling: guidelines for determining model fit. **Electronic Journal of Business Research Methods**, v. 6, p. 53–60, 2008.

JOHNSON, R. K.; ALMLOF, K. Adapting boreal streams to climate change: effects of riparian vegetation on water temperature and biological assemblages. **Freshwater Science**, v. 35, n. 3, p. 984-997, 2016.

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

KASTOVSKA, E.; PICEK, T.; BARTA, J.; MACH, J.; CAJTHAML, T.; EDWARDS, K. Nutrition addition retards decomposition and C immobilization in two wet grasslands. **Hydrobiology**, v.692, p. 67-81, 2012.

KEUSKAMP, J. A.; DINGEMANS, B. J. J.; LEHTINEN, T.; SARNEEL, J .M.; HEFTING, M. M. Tea bag index: a novel approach to collect uniform decomposition data across ecosystems. **Methods in Ecology and Evolution**, v.4, n. 11, p. 1070-1075, 2013.

KOOCH, Y.; TAVAKOLI, M.; AKBARINIA, M. Tree species cold have substantial consequences on topsoil fauna a feedback of land degradation/restoration. **European Journal of Forest Research**, v. 137, n. 6, p. 793-805, 2018.

LAMB, D.; GILMOUR, D. **Rehabilitation and Restoration of degraded forests**. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK and WWF, Gland, Switzerland. 110p. 2003.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. 3rd ed. Elsevier, 2012.

LI, J .; LI, Z.; WANG, F.; ZOU, B.; CHEN, Y.; ZHAO, J.; MO, Q.; LI, Y.; LI, X.; XIA, H. Effects of nitrogen and phosphorus addition on soil microbial community in a secondary tropical forest of China. **Biol. Fertil. Soils**, v. 51, n. 2, p. 207-215, 2015.

LIU, L.; GUNDERSEN, P.; ZHANG, T.; MO, J. Effects of phosphorus addition on soil biomass and community composition in three forests types in tropical China, **Soil Biology e Biochemistry**, v. 44, N. 1 p. 31-38, 2012.

LIU, Y.; ZHANG, J.; YANG, W.; WU, F.; XU, Z.; TAN, B.; ZHANG, L.; HE, X.; GUO, L. Canopy gaps accelerate soil organic carbon retention by soil microbial biomass in the organic horizon in a subalpine fir forest. **Applied Soil Ecology**, v. 125, p. 169-176, 2018.

LOVETT, G. M.; ARTHUR, M. A.; CROWLEY, K. F. Effects of calcium on the rate and extent of litter decomposition in a Northern Hardwood Forest. **Ecosystems**, v. 19, p. 87-97, 2015.

LUO, R.; FAN, J.; WANG, W.; LUO, J.; KUZYAKOV, Y.; HE, J. S.; CHU, H.; DING, W. Nitrogen and phosphorus enrichment accelerates soil organic carbon loss in alpine grassland on the Qinghai-Tibetan Plateau. **Science of the Environment**, v. 650, p.303-312, 2019.

MACERA, L.G.; PEREIRA, S.R.; SOUZA, A. L. T. - Survival and growth of tree seedlings as a function of seed size in a gallery forest under restoration. **Acta Botanica Brasilica**, *in press*.

MAMAN, A. P.; DA SILVA, C. J.; SQUAREZI, E. M. BLEICH, M. E. Produção e acúmulo de serapilheira e decomposição foliar em mata de galeria e cerrado no sudoeste de Mato Grosso. **Revista de Ciências Agro-Ambientais**, v. 5, n. 1, p. 71-84, 2007.

MARTINS, S. V. **Recuperação de Matas Ciliares**. Viçosa: Aprenda Fácil, 2001. 146 p.
Matrix: patterns, mechanisms and models. **Ecology**, Durham, v. 75, p. 418-429, 1994.

MAYER, M. MATTEWS, B.; ROSINGER, C.; SANDÉN, H.; GODBOLD, D. L.; KATZENSTEINER, K. Tree regeneration retards decomposition in a temperate mountain soil after forest gap disturbance. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 115, p. 490-498, 2017.

MIATTO, R. C.; BATALHA, M. A. Leaf chemistry of woody species in the Brazilian cerrado and seasonal forest: response to soil and taxonomy and effects of decomposition rates. **Plant Ecology**, v. 217, p. 1467-1479, 2016.

MORAES, L. F. D.; CAMPELLO, E. F. C.; FRANCO, A. A. Restauração florestal: do diagnóstico da degradação ao uso de indicadores ecológicos para o monitoramento das ações. **Oecologia Australis**, v. 14, n. 2, p.437-451, 2010.

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

NI, X.; BERG, B.; YANG, W.; LI, H.; LIAO, S.; TAN, B.; YUE, K.; XU, Z.; ZHANG, L.; WU, F. Formation of forest gaps accelerates, N and P release from foliar litter during 4 years of decomposition in an alpine forest. **Biogeochemistry**, v. 139, p. 321-335, 2018.

OLIVEIRA, R. A. C.; MARQUES, R.; MARQUES, M. C. Plant diversity and local environmental conditions indirectly affect litter decomposition in a tropical forest. **Applied Soil Ecology**, v. 134, p. 45-53, 2019.

OSTERTAG, H.; HOBBIE, S. E. Early stages of root and leaf decomposition in Hawaiian forests: effects of nutrient availability. **Oecology**, v. 121, p. 564-573, 1999.

PALOZZI, J. E.; LINDO, Z. Are leaf litter and microbes team players? Interpreting home-field advantage decomposition dynamics. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 124, p. 189-198, 2018.

PERAKIS, S. S.; SINKHORN, E. R.; CATRICALA, C. E.; BULLEN, T. D.; FITZPATRICK, J. A.; HYNICKA, J. D.; CROMACK JR.; K. Forest calcium depletion and biotic retention along a soil nitrogen gradient. **Ecol. Appl.**, v. 23, p. 1947–1961, 2013.

POEPLAU, C.; ZOPF, D.; GREINER, B.; GERRTS, R.; KORVAAR, H.; THUMM, U.; DON, A.; HEIDKAMP, A.; FLESSA, H. Why does mineral fertilization increase soil carbon stocks in temperate grasslands?. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 265, p. 144-155, 2018.

PRESCOTT, C. E. Influence of forest floor type on rate of litter decomposition in microcosm. **Soil Biol. Biochem.**, v. 28, n. 10/11, p. 1319-1325, 1996.

PRESCOTT, C. E.; CORBIN, J. P.; PARKINSON, D. Immobilization and availability of N and P in the forest floors of fertilized Rocky Mountain coniferous forests. **Plant and Soil**, v. 143, p. 1-10, 1992.

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.

ROLIM, G. S.; CAMARGO, M. B. P.; LANIA, D. C.; MORAES, J. F. L. 2007. 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, p.711-720, 2007.

ROSSELL, Y. lavaan: An R Package for Structural Equation Modeling. **Journal of Statistical Software**, v. 48, n.2, p. 1-36, 2012. URL <http://www.jstatsoft.org/v48/i02/>

ROSSI, M. **Mapa pedológico do Estado de São Paulo: revisado e ampliado**. São Paulo: Instituto Florestal, v.1, 2017.

SALINAS, N.; MALHI, Y.; MEIR, P.; SILMAN, M.; ROMAN, C. R.; HUAMAN, J.; SALINAS, D.; HUAMAN, V.; GIBAJA, A.; MAMANI, M.; FARFAN, F. The sensitivity of tropical leaf litter decomposition to temperature: results from a large scale leaf translocation experiment along an elevation gradient in Peruvian forests. **New Phytologist**, v. 189, n. 4, p. 967-977, 2011.

SEIDELMANN, K. N., SCHERER-LORENZEN, M., & NIKLAUS, P. A. Direct vs. Microclimate-Driven Effects of Tree Species Diversity on Litter Decomposition in Young Subtropical Forest Stands. **Plos one**, v.11., n. 8, 2016. e0160569. doi:10.1371/journal.pone.0160569

SER. Society for Ecological Restoration International Science and Policy Working Group (2004) **The SER International primer on ecological restoration**. Society for Ecological Restoration International, Tucson, Arizona, 2004.

SILVA, L. A.; SOARES, J. J. Composição florística de um fragmento de floresta estacional semidecídua no município de São Carlos-SP. **R. Árvore**, Viçosa – MG., v. 27, n. 5, p. 647-656, 2003.

SILVA, W. B.; PÉRICO, E.; DALZUCHIO, M. S.; SANTOS, M.; CAJAIBA, R. L. Are litterfall and litter decomposition process indicators of forest regeneration in the neotropics? Insights from a case study in the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 429, p. 189-197, 2018.

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**, v. 298, p. 12-18, 2013.

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

SWIFT, M.J., IZAC, A. M., VAN NOORDWIJK, M. Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes – are we asking the right questions? **Agricult. Ecosys. Environ.**, v. 104, n. 1, p.113–134, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.01.013>

SZEFER, P.; CARMONA, C. P.; CHMEL, K.; KONECNÁ, M.; LIBRA, M.; MOLEM, K.; NOVOTNY, V.; SEGAR, S. T.; SVAMBERKOVÁ, E.; TOPLICEANU, T. S.; LEPS, J. Determinants of litter decomposition rates in a tropical forest: functional traits, phylogeny, and ecological succession. **Oikos**, v. 126, p. 1101-1111, 2017.

TU, J.; QIAO, J.; ZHU, Z.; LI, P.; WU, L. Soil bacterial community responses to long-term fertilizer treatment in *Paulownia* plantations in subtropical China. **Applied Soil Ecology**, v. 124, p. 317-326, 2018.

TURUNEN, J. N.; MARKKULA, J.; RAJAKALLIO, M.; AROVIITA, J. Riparian forests mitigate harmful ecological effects of agricultural diffuse pollution in medium-sized streams. **Science of the Total Environment**, v. 649, p. 495-503, 2019.

VIVANCO, L.; AUSTIN, A. T. Tree species identity alters forests litter decomposition through long-term plant and soil interactions in Patagonia, Argentina. **Journal of Ecology**, v. 96, n. 4, p. 727-736, 2008.

XIAOGAI, G.; LIXIONG, Z.; WENFA, X.; ZHILIN, H.; XIANSHENG, G.; BENWANG, T. Effect of litter substrate quality and soil nutrients on forest litter decomposition: a review. **Acta Ecologica Sinica**, v.33, n. 2, p.102-108, 2013.

ZHANG, Q.; ZAK, J. C. Effects of Gap size on litter decomposition and microbial activity in a subtropical forest. **Ecology**, v. 76, n. 7, p. 2196-2204, 1995.

ZHENG, Z.; MAMUTI, M.; LIU, H.; SHU, Y.; HU, S.; WANG, X.; LI, B.; LIN, L.; LI, X. Effects of nutrient additions on litter decomposition regulated by phosphorus-induced changes in the litter chemistry in a subtropical forest, China. **Forest Ecology, and Management**, v. 400, p. 123-128, 2017.

ZHOU, K.; LU, X.; MORI, T.; MAO, Q.; WANG, C.; ZHENG, M.; MO, H.; HOU, E.; MO, J. Effects of long-term nitrogen deposition on phosphorus leaching dynamics in a mature tropical forest. **Biogeochemistry**, v. 138, n.2, p.215-224, 2018

ZHOU, M.; YAN, G.; XING, Y.; CHEN, F.; ZHANG, X.; WANG, J.; ZHANG, J.; DAI, G.; ZHENG, X.; SUN, W.; WANG, Q.; LIU, T. Nitrogen deposition and decreased precipitation does not change total nitrogen uptake in a temperate forest. **Science of the Total Environment**, v.651, p. 31-41, 2019.