

UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
BACHARELADO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

Lisandra Mendes Louzada Camilo

**Análise da relação da riqueza de espécies arbóreas sobre a taxa de decomposição em um
experimento de restauração ativa da Mata Atlântica**

Juiz de Fora

2025

Lisandra Mendes Louzada Camilo

Análise da relação da riqueza de espécies arbóreas sobre a taxa de decomposição em um experimento de restauração ativa da Mata Atlântica

Trabalho de conclusão de curso apresentado ao curso de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Juiz de Fora, como requisito parcial à obtenção do grau de Bacharel em Ciências Biológicas.

Orientador: Prof. Dr. André Megali Amado

Juiz de Fora

2025

Ficha catalográfica elaborada através do programa de geração automática da Biblioteca Universitária da UFJF, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Camilo, Lisandra Mendes Louzada Camilo.

Análise da relação da riqueza de espécies arbóreas sobre a taxa de decomposição em um experimento de restauração ativa da Mata Atlântica / Lisandra Mendes Louzada Camilo Camilo. -- 2025.

45 p. : il.

Orientador: André Megali Amado Amado

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Instituto de Ciências Biológicas, 2025.

1. taxa de decomposição. 2. riqueza arbórea. 3. matéria orgânica. 4. ciclagem de nutrientes. I. Amado, André Megali Amado, orient. II. Título.

Lisandra Mendes Louzada Camilo

Análise da relação da riqueza de espécies arbóreas sobre a taxa de decomposição em um experimento de restauração ativa da Mata Atlântica

Trabalho de conclusão de curso apresentado ao curso de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Juiz de Fora, como requisito parcial à obtenção do grau de Bacharel em Ciências Biológicas.

Aprovada em 18 de março de 2025

BANCA EXAMINADORA

Documento assinado digitalmente
 **ANDRE MEGALI AMADO**
Data: 21/03/2025 10:12:20-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. André Megali Amado - Orientador

Universidade Federal de Juiz de Fora

Documento assinado digitalmente
 **MARIANA DE ANDRADE FAUSTINO**
Data: 21/03/2025 12:36:15-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

MSc. Mariana de Andrade Faustino

Universidade Federal de Juiz de Fora

Documento assinado digitalmente
 **DIEGO RAYMUNDO NASCIMENTO**
Data: 21/03/2025 14:04:21-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dr. Diego Raymundo Nascimento

Universidade Federal de Juiz de Fora

Dedico este trabalho a todos os meus ancestrais e minha mãe por fazerem parte da minha caminhada, e a todos que fizeram com que se tornasse real.

AGRADECIMENTOS

A todos que estiveram presentes na minha vida, agradeço por todos os ensinamentos e conselhos que puderam contribuir para o meu crescimento pessoal, intelectual e profissional. Desde um conselho verbal até o ensinamento por meio dos comportamentos e ações ou até mesmo da falta deles. Agradeço de forma profunda a todas as oportunidades que tive para entrar no mundo acadêmico. Pude conhecer, e continuar conhecendo, uma pequena fração de uma das possibilidades de mundo construídas dentro dessa realidade por meio das concepções individuais e coletivas do que seria o mundo e a realidade de cada um. Agradeço a todos aqueles que se mostraram solícitos em me receber em seus projetos. Agradeço a todos aqueles que com um sorriso de confiança me cativaram. Agradeço a todos que me mostraram vitalidade e motivação em suas vidas e trabalho. Agradeço a todos que me mostraram e relembraram que essa caminhada é longa e prazerosa, cheias de motivações e momentos de calma e tédio que reconstrói nossas forças e nos revitaliza para construir o novo em nós mesmos. Agradeço pela liberdade que tenho e por tudo aquilo que me cativa no meu interior. Agradeço a todos aqueles que nem mesmo sabem que contribuíram para o meu crescimento e que ainda contribuem. Agradeço a todos aqueles que com apenas um olhar e uma pequena conversa com pequenas interações me mostraram ser pessoas e profissionais justos e fortes e que me cativaram.

Por falta de repouso, nossa civilização caminha para uma nova barbárie. Em nenhuma outra época os ativos, isto é, os inquietos, valeram tanto. Assim, pertence às correções necessárias a serem tomadas quanto ao caráter da humanidade fortalecer em grande medida o elemento contemplativo (Nietzsche, 1967, p. 236).

RESUMO

As florestas tropicais apresentam ecossistemas complexos com alta diversidade biótica e abiótica que fornecem funções ecossistêmicas cruciais ao seu funcionamento. A diversidade taxonômica, influenciada pela riqueza e abundância de espécies, impacta funções ecossistêmicas como a ciclagem de nutrientes e a produção de serapilheira. E influencia na complementaridade funcional entre as espécies arbóreas, otimizando o uso de recursos e a oferta de serviços ecossistêmicos. A decomposição da serapilheira é um processo essencial para a ciclagem de nutrientes, envolve a diminuição da massa da matéria orgânica (MO) e a liberação de nutrientes no solo. Esse processo é composto pela lixiviação, fragmentação e alteração química da MO, até a sua mineralização completa. A serapilheira depositada no solo pode apresentar distintas taxas de decomposição de acordo com fatores como a qualidade da MO, teor de umidade do solo, composição de organismos, dentre outros. Apresenta uma fração lábil de decomposição rápida e uma fração recalcitrante que contribui para o sequestro de carbono e propriedades do solo. O solo influencia na decomposição e na retenção de nutrientes. A degradação ambiental causada por atividades agrícolas e pastoris altera o ciclo de nutrientes e as condições de decomposição. A restauração florestal com alta diversidade biológica é crucial para restabelecer as funções ecossistêmicas e a fertilidade do solo. O objetivo do presente estudo é analisar a influência da riqueza de espécies arbóreas sobre a taxa de decomposição da serapilheira em áreas de um experimento de restauração. Observou-se que, em períodos iniciais do experimento de restauração (e.x. menos de 2 anos), a riqueza de espécies não apresentou influência significativa sobre a taxa de decomposição. Assim, são necessários maiores períodos de avaliação dessa relação ao longo do tempo e uma melhor compreensão da influência de outros fatores ambientais que podem mascarar o efeito da riqueza de espécies sobre a decomposição.

Palavras-chave: ciclagem de nutrientes, matéria orgânica; riqueza arbórea; taxa de decomposição.

ABSTRACT

Tropical forests are complex ecosystems with high biotic and abiotic diversity that provide ecosystem functions crucial to their functioning. Taxonomic diversity, influenced by species richness and abundance, impacts ecosystem functions such as nutrient cycling and litter production. It also influences functional complementarity between tree species, optimizing the use of resources and the provision of ecosystem services. The decomposition of litter is an essential process for nutrient cycling, involving a reduction in the mass of organic matter (OM) and the release of nutrients into the soil. This process consists of leaching, fragmentation and chemical alteration of the OM, until its complete mineralization. The litter deposited in the soil can show different decomposition rates depending on factors such as the quality of the OM, the moisture content of the soil, the composition of organisms, among others. It has a labile rapidly decomposing fraction and a recalcitrant fraction that contributes to carbon sequestration and soil properties. The soil influences decomposition and nutrient retention. Environmental degradation caused by agricultural and pastoral activities alters the nutrient cycle and decomposition conditions. Forest restoration with high biological diversity is crucial for re-establishing ecosystem functions and soil fertility. The aim of this study was to analyze the influence of tree species richness on the rate of litter decomposition in areas of a restoration experiment. It was observed that, in the initial periods of the restoration experiment (i.e. less than 2 years), species richness had no significant influence on the decomposition rate. Thus, longer periods are needed to evaluate this relationship over time and a better understanding of the influence of other environmental factors that may mask the effect of species richness on decomposition.

Keywords: decomposition rate, nutrient cycles, organic matter, tree richness.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1	– Área de instalação do experimento na Fazenda Experimental da UFJF, NIASSA (A). Áreas dos blocos utilizados para o delineamento em bloco aleatorizado que apresentam as parcelas experimentais (B e C). Parcelas experimentais utilizadas e destacadas em rosa pertencentes a área B (B1). Parcelas experimentais utilizadas e destacadas em vermelho pertencentes a área C (C1). Parcelas com suas respectivas composições de espécies representadas pelas letras maiúsculas e indicadas na Tabela 1	21
Figura 2	– <i>Litterbags</i> confeccionadas com conteúdo foliar e palito de madeira (A). Instalação das <i>litterbags</i> em campo (B). Imagens de domínio da autora.....	23
Figura 3	– Coleta e acondicionamento das <i>litterbags</i> em sacos plásticos herméticos. Imagens de domínio da autora.....	24
Figura 4	– Triagem do conteúdo foliar das <i>litterbags</i> (A e B). Imagens de domínio da autora.....	25
Figura 5	– Regressão Linear Simples da influência da riqueza de espécies sobre a taxa de decomposição da serapilheira após 120 dias iniciais do experimento (A) e em (B) a mesma relação para o palito.....	29
Figura 6	– Regressão Linear Simples da influência da riqueza de espécies sobre a taxa de decomposição da serapilheira após 358 dias do experimento (A) e em (B) a mesma relação para o palito.....	29
Figura 7	– Regressão Linear Simples da influência da riqueza de espécies sobre a meia vida da serapilheira após 358 dias do experimento (A) e em (B) a mesma relação para o palito.....	30

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	– Espécies utilizadas no experimento de decomposição e presentes nas parcelas experimentais.....	19
Tabela 2	– Valores de k lábil, total e meia vida da serapilheira para os tratamentos.....	30
Tabela 3	– Valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão de k lábil, total e meia vida da serapilheira referente às riquezas de espécies.....	32
Apêndice		
A		
Tabela	– Valores de k lábil, total e meia vida do palito para os	
1A	tratamentos.....	41
Tabela	– Valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão de k lábil, total e meia	
2A	vida do palito referente às riquezas de espécies.....	42

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

C	Carbono
CO₂	Dióxido de carbono
CTC	Capacidade de troca catiônica
<i>k</i>	Coeficiente de decaimento
K	Potássio
MO	Matéria orgânica
MOS	Matéria orgânica do solo
M_r	Massa seca remanescente
M_r%	Massa seca remanescente (porcentagem)
N	Nitrogênio
P	Fósforo
T ½	Meia vida

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO.....	13
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	17
2.1 ÁREA DO EXPERIMENTO.....	17
2.2 DESENHO EXPERIMENTAL.....	20
3 INCUBAÇÃO E COLETA DAS AMOSTRAS.....	22
3.1 MASSA SECA REMANESCENTE (Mr (%)).....	23
3.2 DETERMINAÇÃO DO COEFICIENTE DE DECAIMENTO OU TAXA DE DECOMPOSIÇÃO (k).....	23
3.3 CÁLCULO DA MEIA VIDA (T ½).....	24
3.4 TRATAMENTO DOS DADOS E ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	25
4 RESULTADO.....	26
5 DISCUSSÃO.....	32
6 CONCLUSÃO.....	35

INTRODUÇÃO

Os ecossistemas florestais tropicais são caracterizados por apresentar elevada complexidade e diversidade biológica, por exemplo múltiplos grupos taxonômicos com múltiplas funções ecológicas (Chazdon, 2012). Esta complexidade e diversidade é influenciada pelos fatores abióticos (por exemplo, diversidade geológica, climática, etc), os quais moldam a composição biótica, estruturação das comunidades e funções ecossistêmicas (Ricklefs, 2003, Odum, 1969). A diversidade taxonômica pode ser compreendida como a riqueza de espécies e a sua abundância relativa entre as diferentes espécies de uma comunidade que se encontram em um determinado tempo e espaço (Odum, 1969). Assim, a riqueza de espécies de uma comunidade pode afetar distintas funções ecossistêmicas, através da variação dos traços funcionais ponderada pela abundância relativa das espécies (Tilman, 1996; Worthy et al., 2019). Por tanto, entender o papel das espécies (e.x. identidade taxonômica) e riqueza de espécies das comunidades sobre os diferentes processos ecossistêmicos permitirá avaliar o impacto sobre a geração dos serviços ecossistêmicos que beneficiam a humanidade.

As funções ecossistêmicas podem ser geradas pelas funções das comunidades arbóreas de florestas tropicais, como a regulação do clima, ciclagem de nutrientes e decomposição. Assim, a diversidade de comunidades arbóreas possibilita a complementaridade das funções pelas espécies neste ecossistema, tornando-os mais eficientes no uso dos recursos (Hooper e Vitousek, 1997; Hopper, 2005 Cardinale, 2012). O efeito de complementaridade de nichos sugere que a coexistência das espécies dentro da comunidades ocorre em decorrência do uso diferencial de nichos através da variabilidade dos traços funcionais, por exemplo, captação de luz, composição química foliar, o que em consequência permite a incrementar ou manter a estabilidades da diversidade (Tilman 1996). A interação das espécies entre os diferentes nichos maximiza a eficiência no uso dos recursos nessa comunidade (Loreau e Hector, 2001; Ammer et al., 2019). Sendo assim, se espera encontrar maiores níveis de diversidade e funcionamento ecossistêmico, como por exemplo, ciclagem de nutrientes, produção primária, e taxas de decomposição (Naeem et al., 1994; Tilman, 1999; Loreau e Hector, 2001; Cardinale et al., 2002). Por este motivo, pesquisas recentes procuram avaliar como a diversidade de espécies arbóreas afeta os processos ecossistêmicos (Magnago et al., 2014; Matos et al., 2020; Rodrigues et al., 2023). Por exemplo, se espera encontrar altas taxas de decomposição quanto maior a riqueza de espécies em ambientes

diversos devido à complementaridade de nicho e estabilidade ecossistêmica (Tilman, 1996; Hooper e Vitousek, 1998, Hector et al., 2000; Gartner e Cardon, 2004; Mori et al., 2019).

A decomposição é uma cadeia de eventos que resulta na diminuição da massa inicial da matéria orgânica (MO) depositada nos ambientes terrestres retroalimentando as vias dependentes da mineralização, o qual disponibiliza novamente os nutrientes no solo (Hector et al., 2000; Gartner & Cardon, 2004). Este processo possibilita a formação da matéria orgânica do solo (MOS), que representa um dos compartimentos de depósitos de nutrientes, como o Carbono (C) e o Nitrogênio (N) para o desenvolvimento das plantas (Montagnini e Nair, 2004). A decomposição é, em grande parte, uma consequência da atividade da fauna edáfica do solo (e.x. fragmentação da serapilheira) e das vias de alimentação de microrganismos heterotróficos (e.x. alteração química da serapilheira) e, em uma menor proporção, por meio de fatores abióticos (e.x. incidência solar, temperatura e precipitação) (Chapin et al., 2011). A decomposição tem como etapas a: lixiviação, fragmentação e alteração da estrutura química da MO (Gessner et al., 1999; Chapin et al., 2011).

A lixiviação é o escoamento de nutrientes solúveis, íons e aminoácidos da MO percolados pela água e utilizados pelos microrganismos ou perdidos do sistema em estudo, a qual auxilia na disponibilidade de nutrientes que podem ser absorvidos imediatamente pelos microrganismos terrestres (Chapin et al., 2011). Além da lixiviação, ocorre o processo de fragmentação dessa matéria, dando a continuidade não linear da decomposição (Chapin et al., 2011). Nos ambientes tropicais a composição da fauna edáfica (mesofauna, macrofauna e microfauna) exerce uma grande influência na fragmentação e alteração química da MO (Sinsabaugh et al., 2013). A macrofauna, como térmitas e formigas, desencadeia a fragmentação física inicial da matéria, reduzindo seu volume e tornando este ambiente úmido e favorável à colonização por bactérias e fungos, os quais promovem alterações químicas na serapilheira (Chapin et al., 2011). Além disso, organismos como minhocas e larvas de insetos introduzem microrganismos nas camadas da serapilheira por meio de suas excretas (Brussaard, 1998, Pulrolnik, 2009; Chapin et al., 2011).

A serapilheira, que compõe a MO, é formada por todo material vegetal oriundo dos indivíduos da comunidade, depositado sobre o solo como folhíço, troncos, galhos, flores, frutos, sementes, raízes e organismos mortos (Swift et al., 1979). Com o tempo, essas camadas de serrapilheira se acumulam no solo florestal, criando um microambiente favorável à sua decomposição (Bardgett et al., 2008). O tempo necessário para a redução da massa da MO pela decomposição e, consequentemente, sua mineralização, é proporcional à qualidade

do material e às condições ambientais presentes (Gartner e Cardon, 2004; Hättenschwiler et al., 2005; da Silva et al. 2011). A matéria orgânica em decomposição apresenta uma fração lábil e uma recalcitrante (ou refratária húmica) (Pillon et al, 2002; Pulrolnik et al, 2009 ; Silva et al. 2011). A fração lábil apresenta alta taxa de decomposição, baixo peso molecular e disponibiliza C e nutrientes para os organismos (Silva et al. 2011). Já a porção recalcitrante está relacionada ao processo de humificação, com baixa taxa de decomposição e maior tempo de permanência no solo (com formação de compostos aromáticos, ácidos fúlvicos, húmicos e humina) (Silva et al. 2011). Esta porção recalcitrante, além de possuir alto peso molecular, contribui para o sequestro e estabilização de C, e influência nas condições físicas e químicas do solo (Silva et al. 2011, Mielniczuk, 2002).

O solo exerce influência sobre a decomposição e retenção de nutrientes, além de ter suas propriedades e seu estado determinado pelo tempo, influências climáticas, relevo, vegetação, material de origem e microrganismos (Finkler et al., 2018, Brady e Weil, 2010). Por exemplo, solos argilosos apresentam maior capacidade de retenção de nutrientes liberados durante a decomposição, tornando-se mais férteis (Montagnini e Nair, 2004). O solo é composto por uma fase porosa, preenchida com ar e/ou água, e uma fase sólida que é formada pelas frações mineral, orgânica morta e orgânica viva (microbiota do solo) (Finkler et al., 2018, Silva et al., 2023, Brady e Weil, 2010). Estas fases interagem entre si, formando agregados que podem tanto facilitar quanto inibir a ação da microbiota do solo (Silva et al., 2023). Microagregados, por exemplo, dificultam o acesso à matéria orgânica (MO), enquanto macroagregados favorecem a mineralização de carbono (C) e nitrogênio (N) (Silva et al., 2023). A matéria orgânica do solo (MOS), formada a partir da decomposição, libera o carbono presente em sua estrutura original (Pillon et al, 2002; Pulrolnik et al, 2009). Parte desse carbono é mineralizada em dióxido de carbono (CO_2) e retorna à atmosfera, enquanto outra fração permanece no solo, passando por transformações químicas, como a humificação (Pillon et al, 2002; Pulrolnik et al, 2009). O processo de humificação permite que o carbono se ligue a compostos complexos, influenciando a estrutura do solo e sua capacidade de troca catiônica (CTC), auxiliando na retenção e liberação de nutrientes (Díaz e Cabido, 2001). Esses aspectos são essenciais para fertilidade do solo e o desenvolvimento da vegetação estabelecida.

O avanço no uso da terra por técnicas agrícolas e pastoris, além do intemperismo nas zonas tropicais, provoca diferentes níveis de estresse e degradação na estrutura do ambiente florestal, dependendo da origem e intensidade da perturbação. Isso resulta em alterações no

ciclo de nutrientes, mediadas pelos microrganismos e pelas condições ambientais favoráveis à decomposição (Both et al., 2017). A conversão de florestas diversas em pastagens simplificadas e a redução da complexidade das teias tróficas e afetam negativamente as funções ecossistêmicas (Tylianakis et al., 2010). Essa mudança pode levar à perda significativa de processos ecossistêmicos essenciais. A remoção da cobertura vegetal original reduz as fontes de matéria orgânica que recarregam os nutrientes do solo (Schoenholtz et al., 2000), tornando-o pobre e mais suscetível à erosão (Montagnini e Nair, 2004). Além disso, as condições hostis criadas por um ambiente sem estrutura vegetal provocam uma drástica redução na diversidade microbiana e sua atividade no solo (Bardgett et al., 2008), fator essencial para a ciclagem de nutrientes e o processo de decomposição. Em Barreto-Garcia (2021), o estudo demonstra que a técnica de corte limpo no Cerrado brasileiro, remoção de 100% da copa, altera o aporte de serapilheira, afeta a atividade da microbiota e modifica o microclima do solo.

Neste contexto, a Mata Atlântica, bioma historicamente degradado, foi reduzida a menos de 20% da sua cobertura original (Resende et al 2018), resultando na perda de diversidade biológica e serviços ecossistêmicos essenciais. Por essa razão, o bioma foi classificado como de alta prioridade de restauração (Strassburg et al. 2018). Diante desse cenário, é fundamental promover a restauração com foco no restabelecimento de florestas com alta diversidade biológica. Para isso, um planejamento cuidadoso na restauração ativa é essencial para compensar as perdas de serviços acumuladas ao longo dos anos, considerando tanto a diversidade taxonômica quanto a funcional das espécies introduzidas durante o processo restaurativo (Rey Benayas et al., 2009).

Entendendo a necessidade de restaurar processos ecológicos e os serviços ecossistêmicos, em especial a fertilidade do solo, que possui grande importância para o desenvolvimento da comunidade vegetal, e que resulta do processo de ciclagem de nutrientes mediado pela deposição e decomposição da serapilheira, o nosso objetivo foi analisar a influência da riqueza de espécies arbóreas sobre a taxa da decomposição da serapilheira em uma área de experimento de restauração em estágio inicial com histórico de uso da terra para agricultura e pastagem, após dois anos de conclusão do plantio ativo em uma floresta da Mata Atlântica.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DO EXPERIMENTO

O experimento foi executado na Fazenda do NIASSA (Núcleo de Integração Acadêmica para Sustentabilidade Socioeconômica) no Município de Ewbank da Câmara. O projeto foi realizado em uma área de experimento de restauração florestal (Projeto BEF-*Atlantic*) (**Figura 1**) com um delineamento de bloco aleatorizado e com um desenho experimental de gradiente de espécies arbóreas entre 1, 3, 6 e 12 espécies (**Tabela 1**) em 32 parcelas com dimensões de 16,65m x 18m (**Figura 1a e 1b**). Foram estabelecidas 12 parcelas com 1 espécie, 8 parcelas com 3 e 6 espécies e quatro parcelas com 12 espécies, que foram plantadas entre dezembro de 2021 a março de 2022 (**Figura 1a e 1b**).

Tabela 1. Espécies utilizadas no experimento de decomposição e presentes nas parcelas experimentais do Projeto BEF-*Atlantic*.

Nome Popular	Código	Nome Científico	Autoridade	Família
Angico-branco	A	<i>Anadenanthera colubrina</i>	(Vell.) Brenan	Fabaceae
Aroeira-pimenta	B	<i>Schinus terebinthifolia</i>	Raddi	Anacardiaceae
Sangra d'água	C	<i>Croton urucurana</i>	Baill.	Euphorbiaceae
Ipê-amarelo	D	<i>Handroanthus chrysotrichus</i>	(Mart. ex DC.) Mattos	Bignoniaceae
Ipê-roxo	E	<i>Handroanthus heptaphyllus</i>	(Vell.) Mattos	Bignoniaceae
Barbatimão	F	<i>Stryphnodendron polyphyllum</i>	Mart.	Fabaceae
Jequitibá-rosa	G	<i>Cariniana estrellensis</i>	(Raddi) Kuntze	Lecythidaceae
Paineira	H	<i>Ceiba speciosa</i>	(A.St.-Hil., A.Juss. & Cambess.) Ravenna	Malvaceae
Pau-jacaré	I	<i>Piptadenia gonoacantha</i>	(Mart.) J.F.Macbr.	Fabaceae
Pororoca	J	<i>Myrsine coriacea</i>	(Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	Primulaceae
Quaresmeira	K	<i>Pleroma granuloseum</i>	(Desr.) D.Don	Melastomataceae
Pau-de-viola	L	<i>Citharexylum myrianthum</i>	Cham.	Verbenaceae

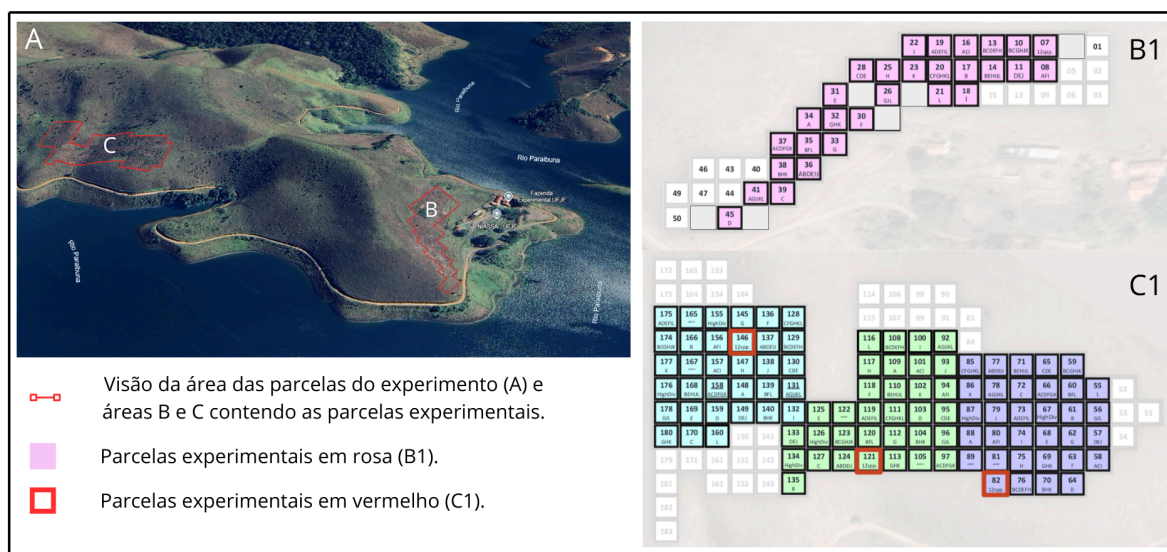


Figura 1: Área de instalação do experimento na Fazenda Experimental da UFJF, NIASSA (A). Áreas dos blocos utilizados para o delineamento em bloco aleatorizado que apresentam as parcelas experimentais (B e C). Parcelas experimentais utilizadas e destacadas em rosa pertencentes a área B (B1). Parcelas experimentais utilizadas e destacadas em vermelho pertencentes a área C (C1). Parcelas com suas respectivas composições de espécies representadas pelas letras maiúsculas e indicadas na **Tabela 1**.

2.2 DESENHO EXPERIMENTAL

Para o experimento foram coletadas amostras foliares de mudas das 12 espécies estabelecidas nas parcelas experimentais. A coleta foi realizada um ano após o plantio das mudas, em março de 2023. Seguiu-se o critério de extração de amostras foliares maduras, ou seja, com o limbo foliar totalmente expandido e desenvolvido. As amostras foram armazenadas, ainda em campo, em sacos plásticos individuais devidamente identificados quanto à respectiva espécie. A secagem inicial das folhas foi realizada em ambiente com circulação de ar durante 72h. Em laboratório, as amostras foliares foram secas em estufa a 70°C até atingir o peso constante. Para o acondicionamento das folhas em campo foram confeccionadas um total de 204 bolsas de decomposição (comumente chamadas de “*litterbags*”, temos do inglês) de malhas de sombrite costuradas à mão com nylon, com dimensões de 15 cm x 15 cm (**Figura 2**).



Figura 2: *Litterbags* confeccionadas com conteúdo foliar e palito de madeira (A). Instalação das *litterbags* em campo (B). Imagens de domínio da autora.

Em cada *litterbag* foi adicionado o peso padrão foliar de 6g de folhas secas. Nos tratamentos com mais de uma espécie, foram acondicionadas quantidades iguais de cada espécie, para completar o peso padrão total. Junto às folhas foram alocados palitos de

madeira, previamente secos e com massa aferida, como referência, para avaliar a decomposição durante o mesmo período sobre as mesmas condições, devidamente identificados, secos e pesados. Para evitar perdas de amostra durante o trajeto até o ponto de instalação, as *litterbags* foram mantidas em sacos de papel. O delineamento experimental se deu com diferentes arranjos entre as 12 espécies seguindo o desenho experimental do projeto descrito acima. Em cada parcela foram instaladas seis *litterbags* para posterior coleta, sendo estas compostas pelo mesmo tratamento de cada parcela.

3 INCUBAÇÃO E COLETA DAS AMOSTRAS

Em cada parcela experimental foram incubadas 6 *litterbags* do respectivo tratamento. Após 60, 120, 180, 240, 300 e 360 dias, uma *litterbag* de cada parcela foi coletada aleatoriamente para avaliação da decomposição ao longo do tempo e acondicionada em sacos hermeticamente fechados ainda em campo (**Figura 3**). Em laboratório, as amostras foliares foram retiradas da *litterbag* e limpas com pincel e pinça. Foram descartados sementes, raízes, terra, gramíneas e eventuais elementos não pertencentes ao material em decomposição e classificados como miscelânea (**Figura 4**). As amostras foliares foram secas em estufa a 70°C até obter peso constante e pesadas para obter a massa seca remanescente (M_r). Os mesmos procedimentos foram realizados com os palitos de referência.



Figura 3: Coleta e acondicionamento das *litterbags* em sacos plásticos herméticos. Imagens de domínio da autora.

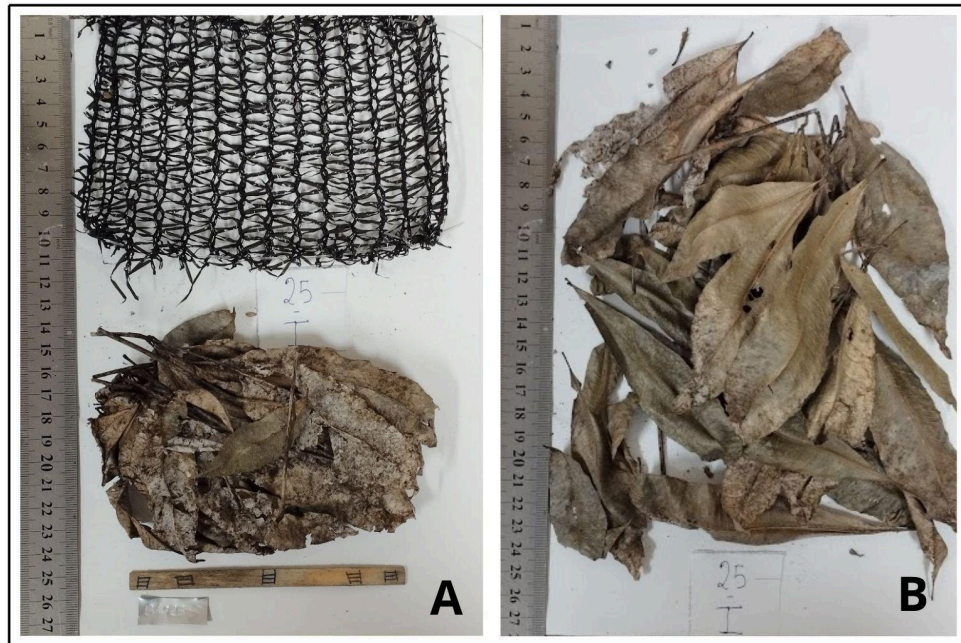


Figura 4: Triagem do conteúdo foliar das *litterbags* (A e B). Imagens de domínio da autora.

3.1 MASSA SECA REMANESCENTE (M_r (%))

A massa seca remanescente em porcentagem após cada período de incubação foi quantificada por meio da **Equação 1** (Souto et al., 2013):

$$M_r(\%) = (M_f \div M_i) \times 100 \quad \text{Equação (1)}$$

Onde M_r , refere-se a massa seca remanescente é a razão entre M_f , massa final e M_i massa inicial.

3.2 DETERMINAÇÃO DO COEFICIENTE DE DECAIMENTO OU TAXA DE DECOMPOSIÇÃO (k)

A taxa de decomposição (k) foi calculada para o período total do experimento (k total, 358 dias) e a taxa de decomposição da matéria lábil (k lábil, 120 dias iniciais). O k lábil é referente a MO rapidamente decomposta nos 120 dias iniciais e o k total é referente a MO recalcitrante ao período final de 358 dias. Para a determinação do coeficiente de decaimento k

da massa da serapilheira em decomposição, a **Equação 2** foi modificada nas etapas que se seguem até a **Equação 3**:

$$M_t = M_0 \cdot e^{-k \cdot t} \quad \text{Equação (2)}$$

Onde, M_t refere-se a massa remanescente no tempo t ; M_0 refere-se a massa no tempo inicial; k refere-se ao coeficiente de decaimento exponencial e t refere-se ao tempo em dias.

A Equação 2 foi adaptada para uma forma linear, indicada pela **Equação 3** (Bärlocher e Gessner, 2005), para logaritmização natural dos dados e determinar o coeficiente de decaimento k para a realização de uma Regressão Linear Simples dos dados do coeficiente de decaimento k :

$$\ln[M_t] = \ln[M_0 \cdot e^{-k \cdot t}] = \ln[M_0] - kt$$

Sendo escrita como:

$$y = a + bx \quad \text{Equação (3)}$$

Onde y é referente a variável dependente, correspondente a M_t ; a é referente a intercepção da reta calculada através da massa no t_0 ; b é o coeficiente de inclinação da reta determinada pela Regressão Linear e se refere ao valor do coeficiente de decaimento k ; por fim, x é referente a variável independente, corresponde ao t em dias.

Os valores do coeficiente de decaimento k foram obtidos pela logaritmização com base 10 dos dados utilizando *Software Excel*, versão 2016. Para testar a nossa hipótese, assumimos a riqueza de espécies como variável explicativa sobre o coeficiente de decaimento k que foi assumido como variável dependente. A unidade atribuída ao coeficiente k é g/dia, ou seja, quanto em gramas o volume da massa da serapilheira decai por dia de experimento.

3.3 CÁLCULO DA MEIA VIDA ($T_{1/2}$)

A partir do coeficiente de decaimento k total, foram calculados o tempo de meia de vida ($T_{1/2}$) para cada tratamento (nível de diversidade), que representa o tempo em dias

necessários para que 50% da massa total do material foliar se decomponha a partir do coeficiente k . Os valores foram obtidos pela **Equação 4** (Souto et al., 2013).

$$T_{\left(\frac{1}{2}\right)} = \left(\frac{\ln(2)}{k}\right) \quad \text{Equação (4)}$$

Onde $\ln(2)$ é o logaritmo natural de 2 pela divisão por k , que é o coeficiente de decaimento da massa da serapilheira. A unidade utilizada para $T_{1/2}$ é em dias.

3.4 TRATAMENTO DOS DADOS E ANÁLISE ESTATÍSTICA

Para que os dados foliares e dos palitos obtivessem distribuição normal e se adequassem ao modelo de Regressão Linear Simples, foi realizada a transformação dos dados do coeficiente de decaimento (k) e dos valores de meia-vida ($T_{1/2}$) por meio do logaritmo natural. Após esse processo, aplicou-se o teste de normalidade de *Shapiro-Wilk*, no qual foram obtidos valores de $p \geq 0,05$, indicando que os dados seguem uma distribuição normal. Com o tratamento dos dados, foi realizada a Regressão Linear Simples utilizando o *Software R Studio*, versão 4.3.2, e o pacote *pacman* para gerar os gráficos que relacionam a riqueza de espécies sobre o coeficiente de decaimento (k) da serapilheira e a meia vida ($T_{1/2}$). Sendo considerado o valor de $p > 0,05$ como significativo para a análise dos resultados.

4 RESULTADO

Não foi registrado relação significativa do k lábil ($p > 0,05$) do material foliar ou do palito (referência) com a riqueza de espécies arbóreas (**Figura 5**).

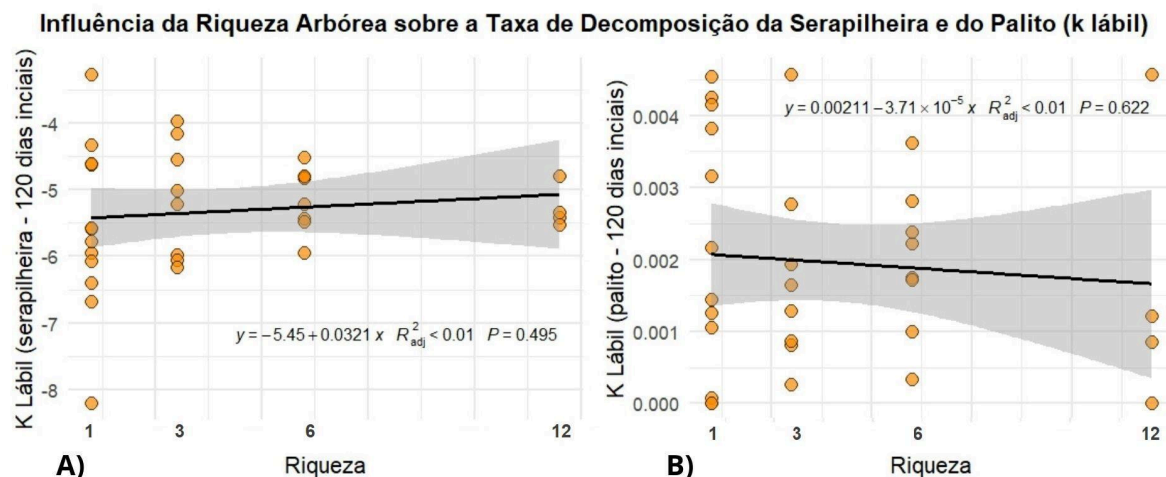


Figura 5: Regressão Linear Simples da influência da riqueza de espécies sobre a taxa de decomposição da serapilheira após 120 dias iniciais do experimento (A) e em (B) a mesma relação para o palito.

O mesmo foi registrado em relação ao k total, não apresentando significância em relação a riqueza de diversidade arbórea sobre a matéria orgânica recalcitrante da matéria foliar e do palito no período final de 358 dias (k total) (**Figura 6**).

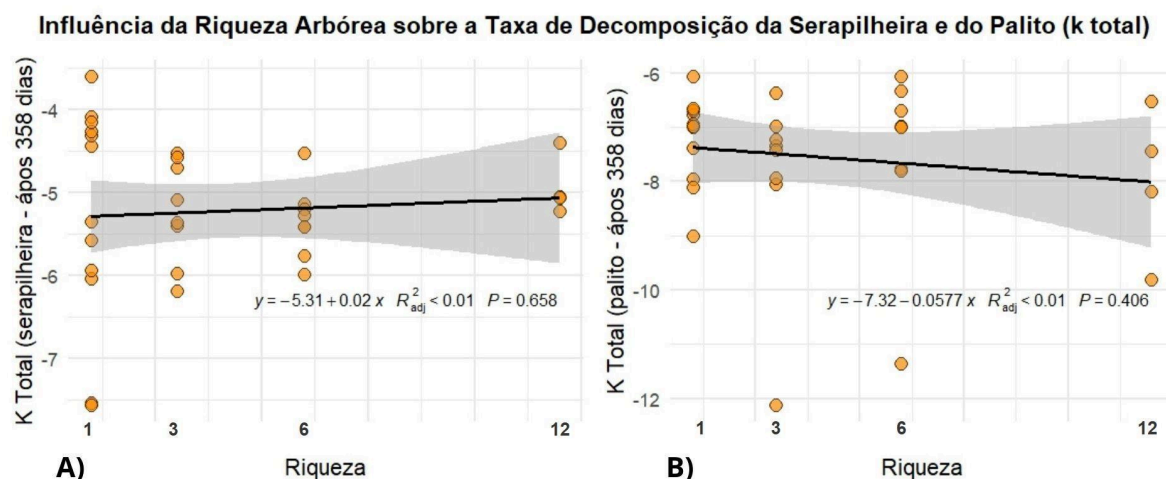


Figura 6: Regressão Linear Simples da influência da riqueza de espécies sobre a taxa de decomposição da serapilheira após 358 dias do experimento (A) e em (B) a mesma relação para o palito.

Não foram registradas relações significativas do tempo de meia vida ($T_{1/2}$) ($p > 0,05$) entre o material foliar e os palitos com a riqueza de espécies arbóreas (**Figura 7**).

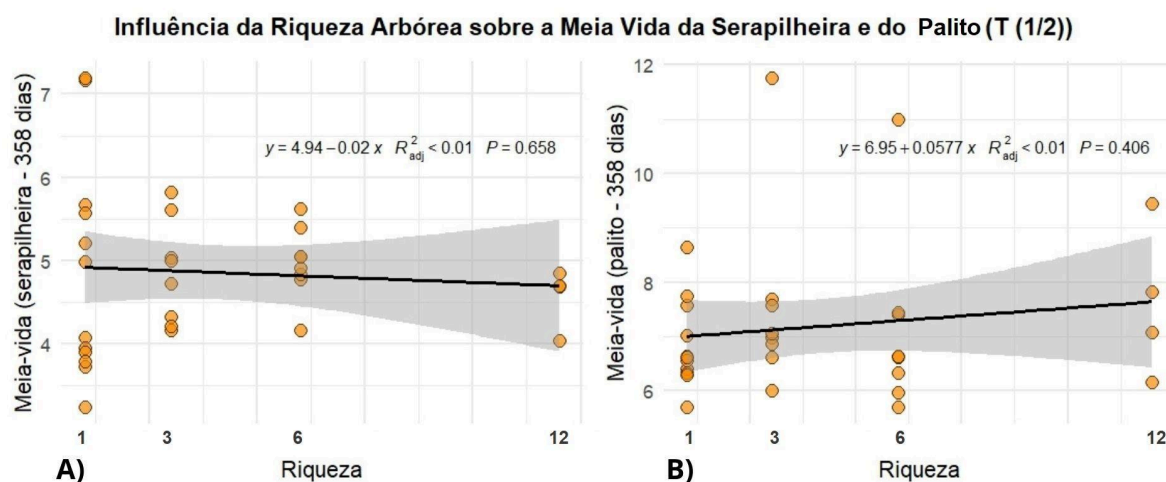


Figura 7: Regressão Linear Simples da influência da riqueza de espécies sobre a meia vida da serapilheira após 358 dias do experimento (A) e em (B) a mesma relação para o palito.

A monocultura da espécie *Handroanthus chrysotrichus* e as combinações de espécies *Cariniana estrellensis* - *Myrsine coriacea* - *Citharexylum myrianthum* e *Anadenanthera colubrina* - *Stryphnodendron polyphyllum* - *Piptadenia gonoacantha* obtiveram os maiores

valores de k lábil (0,0382 g/dia; 0,0190 g/dia e 0,0156 g/dia, respectivamente). Já as monoculturas das espécies *M. coriacea*, *Pleroma granulosum* e *Schinus terebinthifolia* e a combinação *C. estrellensis* - *Ceiba speciosa* - *P. granulosum* obtiveram os menores valores de k lábil (0,0003 g/dia; 0,0013 g/dia; 0,0017 g/dia e 0,0021 g/dia, respectivamente).

Para os valores de k total, as monoculturas de *M. coriacea*, *H. chrysotrichus*, *P. gonoacantha*, *C. speciosa* e *C. estrellensis* obtiveram os maiores valores de k total (0,0273 g/dia; 0,0167 g/dia; 0,0158 g/dia, 0,0140 g/dia e 0,0134 g/dia, respectivamente). Já as monoculturas de *P. granulosum* e *S. terebinthifolia* e as combinações de espécies de *C. estrellensis* - *C. speciosa* - *P. granulosum* obtiveram os menores valores de k total (0,0005 g/dia; 0,0005 g/dia e 0,0021 g/dia, respectivamente).

As monoculturas de *M. coriacea*, *H. chrysotrichus*, *P. gonoacantha*, *C. speciosa* e *C. estrellensis* obtiveram os menores valores de meia vida (25, 42, 44, 50 e 52 dias, respectivamente). Já as monoculturas de *P. granulosum* e *S. terebinthifolia* e as combinações de *C. estrellensis* - *C. speciosa* - *P. granulosum* obtiveram os maiores valores de meia vida (1336, 1296 e 335 dias respectivamente).

As monoculturas das espécies *H. chrysotrichus* e *M. coriacea* que obtiveram maiores valores de k total não obtiveram resultado similar do k total na combinação de três espécies *H. chrysotrichus* - *Handroanthus heptaphyllus* - *M. coriacea* (0,0026 g/dia). Quando *M. coriacea* e *H. chrysotrichus* estavam separadamente nas respectivas combinações de três espécies *C. estrellensis* - *M. coriacea* - *Citharexylum myrianthum* e *Croton urucurana* - *H. chrysotrichus* - *H. heptaphyllus* obtiveram, respectivamente os valores de k total 0,0047 g/dia e 0,0102 g/dia, respectivamente). Sendo que *H. chrysotrichus* obteve o maior valor de k total na combinação de três espécies e *M. coriacea* obteve o segundo menor valor de k total dentro da combinação de três espécies. As monoculturas das espécies *H. chrysotrichus*, *P. gonoacantha* e *M. coriacea* que obtiveram as maiores taxas de k total também obtiveram altas taxas de k total (0,0108 g/dia) na combinação específica de seis espécies *A. colubrina*- *S. terebinthifolia* - *H. chrysotrichus* - *H. heptaphyllus* - *P. gonoacantha* - *M. coriacea*. Para os dados expostos acima, vide **Tabela 2** e **Tabela 3**.

Tabela 2. Valores de k lábil, total e meia vida da serapilheira para cada tratamento.

Espécie	Riqueza	k lábil	k total	T ½
---------	---------	-----------	-----------	-----

A	R1	0.0098	0.0118	59
B	R1	0.0017	0.0005	1296
C	R1	0.0037	0.0048	146
D	R1	0.0382	0.0167	42
E	R1	0.0026	0.0038	184
F	R1	0.0132	0.0024	291
G	R1	0.0038	0.0134	52
H	R1	0.0031	0.0140	50
I	R1	0.0100	0.0158	44
J	R1	0.0003	0.0273	25
K	R1	0.0013	0.0005	1336
L	R1	0.0023	0.0026	263
A - C - I	R3	0.0067	0.0062	112
A - F - I	R3	0.0156	0.0108	64
B - F - L	R3	0.0054	0.0091	76
B - H - K	R3	0.0025	0.0045	154
C - D - E	R3	0.0106	0.0102	68
D - E - J	R3	0.0023	0.0026	272
G - H - K	R3	0.0021	0.0021	335
G - J - L	R3	0.0190	0.0047	149
A - B - D - E - I - J	R6	0.0109	0.0108	64

A - C - D - F - G - K	R6	0.0081	0.0045	156
A - D - E - F - I - L	R6	0.0044	0.0059	118
A - G - I - J - K - L	R6	0.0054	0.0025	276
B - C - D - E - F - H	R6	0.0080	0.0055	126
B - C - G - H - J - K	R6	0.0026	0.0031	221
B - E - H - I - J - L	R6	0.0083	0.0051	136
C - F - G - H - K - L	R6	0.0042	0.0045	156
A - B - C - D - E - F - G - H - I - J - K - L	R12	0.0044	0.0054	128
A - B - C - D - E - F - G - H - I - J - K - L	R12	0.0048	0.0063	109
A - B - C - D - E - F - G - H - I - J - K - L	R12	0.0083	0.0064	108
A - B - C - D - E - F - G - H - I - J - K - L	R12	0.0040	0.0123	56

Tabela 3. Valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão de k lábil, total e meia vida da serapilheira referente às riquezas de espécies.

R1	k lábil	k total	T ½
Média	0.0075	0.0095	315.63
Máximo	0.0382	0.0273	1336.08
Mínimo	0.0003	0.0005	25.35
Desvio padrão	0.0105	0.0083	475.96

R3	<i>k</i> lábil	<i>k</i> total	T ½
Média	0.0080	0.0063	153.66
Máximo	0.0190	0.0108	335.07
Mínimo	0.0021	0.0021	64.22
Desvio padrão	0.0064	0.0034	99.96
R6	<i>k</i> lábil	<i>k</i> total	T ½
Média	0.0065	0.0052	156.55
Máximo	0.0109	0.0108	276.16
Mínimo	0.0026	0.0025	64.02
Desvio padrão	0.0028	0.0025	65.38
R12	<i>k</i> lábil	<i>k</i> total	T ½
Média	0.0054	0.0076	100.41
Máximo	0.0083	0.0123	128.16
Mínimo	0.0040	0.0054	56.31
Desvio padrão	0.0020	0.0032	30.82

Legenda da Tabela 3: R1, riqueza 1; R3, riqueza 3; R6, riqueza 6 e R12, riqueza 12.

5 DISCUSSÃO

No presente estudo, a riqueza de espécies não apresentou influência significativa na taxa de decomposição em um experimento de restauração inicial e conduzido em uma área anteriormente utilizada para pastagem e produção agrícola. Esse resultado contrariou as expectativas de que a diversidade de espécies exerce um efeito positivo para as taxas de decomposição, resultado de efeitos de complementaridade gerada pela interação entre as espécies (Tilman, 1996; Loreau et al., 2001; Cardinale et al., 2012). Contudo, é importante considerar que o experimento de restauração do presente estudo se encontrava em estágio inicial (cerca de 1 ano após o plantio), com mudas de porte reduzido, e.x., altura média de 75, 35 cm $\pm$ 38,25 no período inicial e média de 114,18 cm $\pm$ 99,70 cm no final do experimento. Dessa forma, a baixa interação entre as espécies e a pouca ou inexistente formação de serrapilheira podem ter influenciado a ausência de um efeito significativo da riqueza de espécies sobre a decomposição.

Nossos resultados sugerem que processos de complementaridade afetem o processamento de matéria orgânica do solo tendem a se manifestar a longo prazo. Assim, é fundamental a realização de avaliação da decomposição ao longo do processo de restauração (por exemplo, 5 anos após o plantio de mudas) para quantificar a influência da riqueza de espécies arbóreas na taxa de decomposição em estágios de restauração avançados, quando se espera maior estabilização das funções ecossistêmicas (Moraes et al., 2022, Santos, 2019). De fato, Faustino (2024) verificou que após seis meses de plantio no mesmo projeto, a diversidade de espécies não afetou positivamente a estrutura da comunidade microbiana do solo nem processos de mineralização da matéria orgânica. No entanto, observou que o desempenho de algumas espécies em particular (monoculturas), refletiram em uma maior abundância na diversidade microbiana, ressaltando uma maior contribuição por parte da identidade das espécies arbóreas. Além disso, 18 meses após o plantio, foram registrados aumentos significativos da diversidade da comunidade microbiana em toda a área. Com base nesses achados, sugeriu que os efeitos da diversidade arbórea sobre os processos do solo se tornam mais evidentes após três a cinco anos do plantio.

A lenta recuperação dos processos ecológicos do solo pode estar relacionada ao histórico de uso da terra para pastagem e produção agrícola, ao cenário de degradação atual e ao estágio inicial de restauração ativa. Faustino (2024) evidenciou aumentos de mudanças na comunidade da microbiota oligotrófica para copiotróficas ligadas a solos de florestas

secundárias após 18 meses do plantio. Entretanto, as condições ambientais como a baixa cobertura da vegetação e as perdas rápidas de nutrientes como N e P (fósforo) podem influenciar na atividade da microbiota do solo e por consequência na taxa de decomposição, mesmo disponibilizando alta diversidade de serapilheira com diferentes qualidades (Both et al., 2017). Além disso, foi constatada a condição de pobreza nutricional do solo das áreas experimentais, o que pode influenciar em suas propriedades como a fertilidade, integridade física e química do solo, e, portanto, sobre a taxa de decomposição da serapilheira.

As taxas de decomposição do k total demonstraram que a composição de espécies influencia na decomposição da serapilheira, o que pode estar atribuído aos traços funcionais da serapilheira da espécie. Esse efeito foi evidenciado, pela espécie de *M. coriacea* e *H. chrysotrichus* que apresentaram altos valores individuais de k total. A espécie de *M. coriacea* apresenta em condições ambientais específicas (baixas altitudes) menor relação de C:N e maior eficiência no uso da água favorecendo a integridade foliar e na disponibilidade N, impulsionando a decomposição pelos microrganismos (Pereira et al. 2022). A espécie de *H. chrysotrichus* apresenta altas concentrações de Ca e Mg que neutralizam compostos fenólicos que inibem a decomposição e ação da fauna edáfica, e altas concentrações K (potássio), acelerando o processo de decomposição foliar (Valente et al., 2023). Ainda, no estudo realizado por Knupfer (2023) que avaliou na mesma área do presente experimento o efeito da diversidade de espécies de folhas de árvores na liberação de nutrientes e decomposição da matéria orgânica dissolvida no reservatório da Represa de Chapéu D'uvras, demonstrou que a taxa de lixiviado não foi influenciada pela riqueza de espécies. Entretanto, foi relevante na composição de espécies específicas como a monocultura da espécie *H. chrysotrichus*. A espécie se destacou por apresentar as maiores taxas de respiração e biodisponibilidade, o que pode estar relacionado com sua característica de composição química foliar. Porém, quando *H. chrysotrichus* e *M. coriacea* estavam juntas apresentaram um dos menores valores de k total na riqueza de três espécies. Em uma combinação distinta de três espécies em que a espécie *H. chrysotrichus* estava presente os valores de k total foram altos.

Em experimentos que também avaliaram a influência da riqueza de espécies sobre a decomposição, observou-se que a riqueza de espécies explicou 54,3% da variação da decomposição e que a taxa de decomposição diminuiu com a riqueza. Essa variação estava associada à individualidade do folheto, ou seja, com a identidade da espécie em decomposição (Seidelmann, 2016; França, 2021), o que provavelmente poderia explicar os resultados deste estudo em relação a composição de espécies deste experimento. Para uma

melhor compreensão da influência da riqueza de espécies na taxa de decomposição seria essencial investigar a dinâmica dessa relação ao longo do tempo, considerando diferentes composições de espécies. Além disso, a avaliação de fatores ambientais que podem impactar a taxa de decomposição, como o microclima do solo, os graus de degradação e o estágio de restauração da área, ajudaria a elucidar melhor essas interações. Visto que, em ambientes naturais não controlados, esses diversos fatores podem influenciar o processo de decomposição, a combinação desses fatores pode neutralizar ou mascarar o efeito da riqueza de espécies e complementaridade de nicho (Both et al., 2017; Kerdraon et al. 2020; Eaton et al., 2021; Cesarz et al., 2022; Bieluczyk et al., 2023;).

Uma das iniciativas para restaurar a ciclagem de nutrientes no solo e compreender melhor a influência da riqueza de espécies na decomposição é adotar abordagens que testem a diversidade taxonômica arbórea e suas combinações de espécies, bem como a estrutura da comunidade e os traços funcionais das espécies que a compõem. Esses fatores desempenham um papel crucial na reestruturação dos serviços ecossistêmicos, interagindo diretamente com as condições ambientais, como a decomposição e ciclagem de nutrientes. A definição desses parâmetros pode ser decisiva em processos de restauração iniciais de áreas degradadas, especialmente em um cenário de mudanças climáticas. As espécies que formam a comunidade inicial serão fundamentais para a produção de serapilheira, contribuindo para a melhoria das condições microclimáticas do solo e consequentemente o acúmulo da MO e aporte de nutrientes no solo (Rey Benayas et al., 2009). Além disso, esse processo pode favorecer o aumento da diversidade da microbiota do solo, aprimorar a disponibilidade e retenção de nutrientes e, consequentemente, possibilitar sua posterior liberação e assimilação pela vegetação (Bardgett et al., 2008).

6 CONCLUSÃO

Concluimos que no estágio inicial de restauração de uma área com histórico de pecuária e agricultura, a decomposição da serapilheira não é influenciada significativamente pela riqueza de espécies arbóreas. Entretanto, a identidade das espécies utilizadas no plantio pode influenciar e promover maiores taxas de decomposição. Assim, podemos inferir que altos níveis de degradação ambiental comprometem processos ecossistêmicos essenciais, como a decomposição. Devido aos altos padrões de degradação desse ambiente, é possível que o potencial efeito da riqueza de espécies sobre a decomposição, conforme descrito na literatura, ocorra de forma mais tardia do que os 12 a 24 meses avaliados neste estudo ou esteja sendo mascarado por outros fatores ambientais. Portanto, faz-se necessário novos monitoramentos da decomposição em momentos futuros para melhor compreender essa dinâmica. Além disso, são necessárias medidas que favoreçam a reestruturação das funções do solo, incluindo a seleção de espécies que possam contribuir com um aporte significativo de serapilheira com boa qualidade química. Isso pode contribuir para promover a fertilidade do solo e a recuperação dos serviços ecossistêmicos essenciais para a restauração da área.

AGRADECIMENTOS

Esse trabalho foi apoiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq #423656/2021-0); pela FAPEMIG (APQ-01632-21; APQ-00455-21) e Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES 88887.689113/2022-00). A.M.A. teve apoio do CNPq como bolsista de produtividade em pesquisa (CNPq # 313784/2023-0).

REFERÊNCIAS

- AMMER, C.. **Diversity and forest productivity in a changing climate**. 2019. New Phytologist, 221(1), 50–66. <https://doi.org/10.1111/nph.15263>
- BARDGETT, R. D.; FREEMAN, C.; OSTLE, N. J. **Microbial contributions to climate change through carbon cycle feedbacks**. The ISME Journal, 2008.
- BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **The Nature and Properties of Soils**. 14. ed. Prentice Hall, 2010.
- BIELUCZYK, W., ASSELTA, F. O., NAVROSKI, D., ET AL. **Linking above and belowground carbon sequestration, soil organic matter properties, and soil health in Brazilian Atlantic Forest restoration**. 2023 .Journal of Environmental Management, 344, 118573. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118573>
- BRUSSAARD, L. **Soil fauna, guilds, functional groups and ecosystem processes**. Applied Soil Ecology, v. 9, n. 1–3, p. 123-135, 1998. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(98\)00066-3](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(98)00066-3).
- BOTH S, ELIAS DMO, KRITZLER UH, OSTLE NJ, JOHNSON D. **Land use not litter quality is a stronger driver of decomposition in hyperdiverse tropical forest**. Ecol Evol. 2017; 7: 9307–9318. <https://doi.org/10.1002/ece3.3460>
- CARDINALE, B. J. et al. **Biodiversity loss and its impact on humanity**. Nature, v. 486, n. 7401, p. 59-67, 2012.
- CARDINALE, B.J.; PALMER, M.A. & COLLINS, S.L. **Species diversity enhances ecosystem functioning through interspecific facilitation**. Nature, 415:426-429, 2002.
- CESARZ, S., CRAVEN, D., AUGE, H., BRUELHEIDE, ET AL. **Tree diversity effects on soil microbial biomass and respiration are context dependent across forest diversity experiments**. 2022. Global Ecology and Biogeography, 31(5), 872–885. <https://doi.org/10.1111/geb.13461>
- CHAPIN, F. S. III et al. **Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology**. 2. ed. Springer, 2011. DOI: 10.1007/978-1-4419-9504-9_1.

CHAZDON, R. L. **Regeneração de florestas tropicais**. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais, v. 7, n. 3, p. 195-218, 2012.

DÍAZ, S.; CABIDO, M. **Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes**. Trends in Ecology & Evolution, v. 16, n. 11, p. 646-655, 2001.

EATON, W. D., MCGEE, K. M., LARIMER, M., HOKE, E., KARAS, O., HERNANDEZ, B., & WAYLAND, N. A. **Changes in soil bacterial communities, and carbon and nitrogen metrics as potential indicators of land use effects in a humid tropical forest**. 2021. Pedobiologia, 85–86, 150730. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2021.150730>

FAUSTINO, M. A. DE. **Efeitos da diversidade arbórea sobre a composição da comunidade microbiana e emissão de gases do efeito estufa no solo da Mata Atlântica em estágio inicial de restauração**. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade e Conservação da Natureza). 2024. Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2024. Disponível em: <https://repositorio.ufjf.br/jspui/handle/ufjf/17798>

FERRAZ, R. P. D. et al. (Org.). **Marco referencial em serviços ecossistêmicos**. Brasília, DF: Embrapa, 2019. 160 p. ISBN 978-85-7035-909-4.

FINKLER, R.; PEDROSO, R. M.; STEIN, R. T. et al. **Ciências do solo e fertilidade**. Porto Alegre: SAGAH, 2018. E-book. p. 23. ISBN 9788595028135.

FRANÇA, N. F. C. **A influência da riqueza de espécies sobre a decomposição da serrapilheira em um projeto de restauração da caatinga**. 2021. 38 f. Monografia (Graduação em Ecologia) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2021.

GARTNER TB & CARDON ZG. **Decomposition dynamics in mixed-species leaf litter**. Oikos 104:230–246, 2004

GESSNER, MARK O., ERIC CHAUVET, AND MIKE DOBSON. **A perspective on leaf litter breakdown in streams**. Oikos 377-384. 1999.

HÄTTENSCHWILER S, TIUNOV AV, SCHEU S. **Biodiversity and litter decomposition in terrestrial ecosystems**. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics, 36:191–218, 2005.

HECTOR, A.; BEALE, A.J.; MINNS, A.; OTWAY, S.J. & LAWTON, J.H. **Consequences of the reduction of plant diversity for litter decomposition: effects through litter quality and microenvironment.** *Oikos*, 90:357-371, 2000.

HEPP, L. U.; DELANORA, R.; TREVISAN, A. **Compostos secundários durante a decomposição foliar de espécies arbóreas em um riacho do sul do Brasil.** *Acta Bot Bras*, v. 23, n. 2, p. 407–413, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0102-33062009000200012>.

HOOVER, D. U. et al. **Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge.** *Ecological Monographs*, v. 75, n. 1, p. 3–35, 2005.

HOOVER, D.U. & VITOUSEK, P.M. **The effects of plant composition and diversity on ecosystem processes.** *Science*, 277:1302-1305, 1997

KNUPFER, K. K. **Restauração de áreas florestais próximas a corpos hídricos: Uma visão microcós mica dos efeitos da diversidade de folhas sobre o funcionamento de um ecossistema aquático.** 2023. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade e Conservação da Natureza). 2023. Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2023). Disponível em: <https://repositorio.ufjf.br/jspui/handle/ufjf/15747>

KERDRAON D, DREWER J, CHUNG AYC, MAJALAP N, SLADE EM, BRÉCHET L, WALLWORK A, CASTRO-TRUJILLO B AND SAYER E. J.. **Litter Inputs, but Not Litter Diversity, Maintain Soil Processes in Degraded Tropical Forests—A Cross-Continental Comparison.** 2020. *Front. For. Glob. Change* 2:90. doi: 10.3389/ffgc.2019.00090

LOREAU, M.; HECTOR, A. **Partitioning selection and complementarity in biodiversity experiments.** *Nature*, 2001.

MAGNAGO, L. F. S. et al. **Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests.** *Journal of Ecology*, v. 102, p. 475–485, 2014.

MATOS, F. A. R. et al. **Secondary forest fragments offer important carbon and biodiversity cobenefits.** *Global Change Biology*, v. 26, n. 1, p. 14824, 2020.

MONTAGNINI, F.; NAIR, P. K. R. **Carbon sequestration potential of agroforestry systems: opportunities and challenges**. Agroforestry Systems, 2004.

MORI, A.S., CORNELISSEN, J.H.C., FUJII, S. ET AL. **A meta-analysis on decomposition quantifies afterlife effects of plant diversity as a global change driver**. Nat Commun 11, 4547 (2020). <https://doi.org/10.1038/s41467-020-18296-w>

ODUM, E. P.; BARRET, G. W. **Fundamentos de Ecologia** – Tradução da 5ª edição norte-americana – Estudos de casos nacionais na internet. Porto Alegre: +A Educação - Cengage Learning Brasil, 2019. E-book. p. 38. ISBN 9788522126125. Disponível em: <https://integrada.minhabiblioteca.com.br/reader/books/9788522126125/>. Acesso em: 5 mar. 2025.

PEREIRA. **Como As Mudanças Climáticas Poderão Afetar O Balanço De Carbono De Espécies Arbóreas Da Floresta Atlântica? Experimentos Em Jardins Comum E Utilização Da Espécie *Myrsine Coriacea* Como Modelo**. 2015. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Federal do Espírito Santo, Alegre, 2015. Disponível em: https://sappg.ufes.br/tese_drupal/tese_16108_TESE-%20JESSICA%20PEREIRA.pdf

PILLON, C. N.; MIELNICZUK, J.; MARTIN NETO, L. **Dinâmica da matéria orgânica no ambiente**. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 2002. (Embrapa Clima Temperado. Documentos, 105). Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/744147/1/documento105.pdf>.

PULROLNIK, K. **Transformações do carbono no solo**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2009. (Documentos Embrapa Cerrados, 264). Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/664366/1/doc264.pdf>. Acesso em: 24 fev. 2025.

RELYEA, R. **Economia da Natureza**. 8. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2021. E-book. p. 532. ISBN 9788527737623. Disponível em: <https://integrada.minhabiblioteca.com.br/reader/books/9788527737623/>. Acesso em: 5 mar. 2025.

RODRIGUES, A. C. et al. **Carbon and biodiversity cobenefits of second-growth tropical forest: The role of leaf phenology.** Forest Ecology and Management, v. 546, p. 121377, 2023.

SILVA, E. F. et al. **Frações lábeis e recalcitrantes da matéria orgânica em solos.** Pesq. agropec. bras., Brasília, v. 46, n. 10, p. 1321-1331, out. 2011. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/52488/1/46n10a27.pdf>.

SINSABAUGH, R. L. et al. **Carbon use efficiency of microbial communities: stoichiometry, methodology and modelling.** Ecology Letters, 2013.

SWIFT, M. J.; HEAL, O. W.; ANDERSON, J. M. **Decomposition in terrestrial ecosystems.** Blackwell Scientific Publications, 1979.

TILMAN, D. **Biodiversity: Population Versus Ecosystem Stability.** Ecology, v. 77, p. 350-363, 1996. DOI: <https://doi.org/10.2307/2265614>.

TILMAN, D. **The ecological consequences of changes in biodiversity: A search for general principles.** Ecology, 80:1455-1474, 1999.

VALENTE, F. D. DE A., CASTRO, M. F. DE ., LUSTOSA FILHO, J. F., LOPES, A. T., BORGES, S. R., GOMES, L. C., NEVES, J. C. L., SILVA, I. R. DA ., & OLIVEIRA, T. S. DE. **Litterfall production, decomposition and litter nutrient contents in a mined area revegetated with different forest species.** 2023. Revista Brasileira De Ciência Do Solo, 47, e0220122. <https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20220122>

WORTHY, S. J.; SWENSON, N. G. **Functional perspectives on tropical tree demography and forest dynamics.** Ecol Process, v. 8, n. 1, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1186/s13717-018-0154-4>.

APÊNDICE A - Taxa De Decomposição Do Palito

Tabela 1A. Valores de k lábil, total e meia vida do palito para cada tratamento.

Espécie	Riqueza	k lábil	k total	T (½)
A	R1	0.0038	0.0012	566
B	R1	0.0043	0.0023	301
C	R1	0.0045	0.0011	607
D	R1	0.0032	0.0009	760
E	R1	0.0001	0.0010	713
F	R1	0.0022	0.0012	564
G	R1	0.0000	0.0004	1962
H	R1	0.0011	0.0003	2302
I	R1	0.0041	0.0013	537
J	R1	0.0013	0.0001	5707
K	R1	0.0000	0.0006	1109
L	R1	0.0015	0.0009	742
A - C - I	R3	0.0008	0.0000	128603
A - F - I	R3	0.0003	0.0003	2194
B - F - L	R3	0.0009	0.0006	1077
B - H - K	R3	0.0016	0.0009	743
C - D - E	R3	0.0046	0.0017	404
D - E - J	R3	0.0013	0.0007	958

Tabela 1A. Valores de k lábil, total e meia vida do palito para cada tratamento.

G - H - K	R3	0.0028	0.0004	1957
G - J - L	R3	0.0019	0.0006	1159
A - B - D - E - I - J	R6	0.0028	0.0018	392
A - C - D - F - G - K	R6	0.0010	0.0009	745
A - D - E - F - I - L	R6	0.0018	0.0000	58912
A - G - I - J - K - L	R6	0.0022	0.0023	297
B - C - D - E - F - H	R6	0.0024	0.0004	1636
B - C - G - H - J - K	R6	0.0017	0.0012	559
B - E - H - I - J - L	R6	0.0036	0.0009	761
C - F - G - H - K - L	R6	0.0003	0.0004	1715
A - B - C - D - E - F - G - H - I - J - K - L	R12	0.0012	0.0001	12578
A - B - C - D - E - F - G - H - I - J - K - L	R12	0.0046	0.0015	476
A - B - C - D - E - F - G - H - I - J - K - L	R12	0.0009	0.0003	2497
A - B - C - D - E - F - G - H - I - J - K - L	R12	0.0000	0.0006	1186

Tabela 2A. Valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão de k lábil, total e meia vida do palito referente às riquezas de espécies.

R1	<i>k</i> lábil	<i>k</i> total	T ½
Média	0.0026	0.0010	1322
Máximo	0.0045	0.0023	5707
Mínimo	0.0001	0.0001	301
Desvio padrão	0.0016	0.0006	1507
R3	<i>k</i> lábil	<i>k</i> total	T ½
Média	0.0018	0.0007	17137
Máximo	0.0046	0.0017	128603
Mínimo	0.0003	0.0000	404
Desvio padrão	0.0014	0.0005	45043
R6	<i>k</i> lábil	<i>k</i> total	T ½
Média	0.0020	0.0010	8127
Máximo	0.0036	0.0023	58912
Mínimo	0.0003	0.0000	297
Desvio padrão	0.0010	0.0008	20527
R12	<i>k</i> lábil	<i>k</i> total	T ½
Média	0.0022	0.0008	3045
Máximo	0.0046	0.0019	12578
Mínimo	0.0007	0.0001	362
Desvio padrão	0.0017	0.0007	4732

Legenda da Tabela 3: R1, riqueza 1; R3, riqueza 3; R6, riqueza 6 e R12, riqueza 12.