

UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO
DA NATUREZA

Karen Kineippe Knupfer

**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**

Juiz de Fora

2023

Karen Kineippe Knupfer

**Restauração de áreas florestais próximas a corpos hídricos: Uma visão microcós mica
dos efeitos da biodiversidade de folhas sobre o funcionamento dos ecossistemas
aquáticos**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Biodiversidade e Conservação da Natureza da Universidade Federal de Juiz de Fora, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Biodiversidade e Conservação da Natureza.

Orientador: André Megali Amado

Coorientador: Leonardo H. Teixeira

Juiz de Fora

2023

Karen Kineippe Knupfer

Dedico essa dissertação à todas as pesquisadoras brasileiras, principalmente as que são mães, que seguem resistindo e ocupando lugares na ciência e na academia, apesar das grandes dificuldades.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente ao programa de Pós-graduação em Biodiversidade e Conservação da Natureza, pela oportunidade de ter vivenciado todas as experiências de ser uma aluna de mestrado desse programa, e viver a experiência de estudar em uma faculdade pública, gratuita e de qualidade, que me fez crescer como pessoa e como cientista.

Agradeço aos meus orientadores Dr. André Megali Amado e Dr. Leonardo H. Teixeira, por todas as orientações que tornaram este trabalho possível de ser concretizado. Obrigada.

Agradeço a realização do Projeto BEF-Atlantic, na fazenda da Universidade Federal de Juiz de Fora, bem como toda a equipe desse projeto.

Agradeço as instituições que apoiaram meu trabalho, a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) e Fundação de Amparo à Pesquisa de Minas Gerais (FAPEMIG).

Agradeço a toda minha rede de apoio que permitiu que uma mãe de primeira viagem conseguisse ser mãe e concluir o mestrado. Em especial ao meu companheiro Pedro Luiz Sanglard Silva Martins, minha Mãe Miriam Deborah Gomes Kineippe e meus sogros Gislaine Sanglard da Silva e Luiz Oscar Machado Martins. Amo vocês.

Agradeço a meu filho Ravi Kineippe Sanglard Knüpfer Martins, que já irá completar 2 anos, que me fez ser a pessoa que sou, entender meu tempo e o seu tempo, a me reinventar e me descobrir. Amo você.

Quem te impede de gritar, do fundo de sua garganta, único brado que alcança, que te delimita, Mulher! Marca de mito embotável, mistério que a tudo anuncia, e que se expõe dia-a-dia.

SONHO. Beatriz Nascimento, 1989.

RESUMO

A biodiversidade é essencial para a manutenção dos processos ecológicos e dos ciclos biogeoquímicos. Com a superexploração dos bens naturais e a consequente perda massiva da biodiversidade global, os estudos que avaliam o papel da biodiversidade para o funcionamento de ecossistemas (BEF, sigla do inglês para “Biodiversity and Ecosystem Functioning”) almejam entender como a perda de biodiversidade afeta os processos ecossistêmicos, com vistas à restauração de áreas degradadas. A restauração dessas áreas afeta positivamente importantes processos ecológicos fundamentais para o funcionamento de ecossistemas, como a decomposição da matéria orgânica acumulada e reciclagem de nutrientes, pois aumenta a diversidade de fontes de matéria orgânica, em comparação com áreas degradadas. Este estudo teve como objetivo verificar se a diversidade de folhas de árvores afeta a decomposição e liberação de nutrientes do ecossistema terrestre para o ambiente aquático, utilizando o reservatório da Represa de Chapéu D’uvas como modelo. Para isso, foi realizado um experimento de decomposição de folhas de árvores da Mata Atlântica, em microcosmos, simulando um gradiente de diversidade de espécies (1, 3, 6 e 12 espécies; todas com 4 réplicas). As folhas de cada espécie foram coletadas de indivíduos jovens (mudas recém-plantadas em um projeto de restauração florestal), em seguida foram secas, trituradas e lixiviadas por 72 horas em um frasco com água do reservatório de Chapéu D’uvas (Ewbank da Câmara, MG). Na sequência, o lixiviado foi incubado com um inóculo bacteriano do reservatório por 72 horas. Foram avaliadas as taxas de liberação de carbono, nitrogênio, as características ópticas da matéria orgânica dissolvida (MOD) e a respiração bacteriana pela liberação de carbono inorgânico dissolvido. Não foi registrado efeito da riqueza de espécies na lixiviação da MOD e liberação de nutrientes, mas houve diferença significativa nas taxas de lixiviação de carbono orgânico dissolvido (COD) entre as diferentes espécies de plantas. Além disso, foram registradas diferenças significativas de qualidade de MOD entre as diferentes combinações de espécies utilizadas na restauração da floresta degradada. Foi registrada uma correlação negativa significativa entre a riqueza de espécies e a respiração bacteriana. Nesse sentido, conclui-se que a qualidade da MOD tem mais influência na mineralização bacteriana do que a quantidade de COD lixiviado e que a maior diversidade de espécies resulta em menores taxas de mineralização da matéria orgânica.

Palavras-chave: Biodiversidade e funcionamento dos ecossistemas; decomposição foliar; ecossistemas de água doce; riqueza de espécies; restauração florestal.

ABSTRACT

Biodiversity is essential for the maintenance of ecological processes and biogeochemical cycles. With the excessive exploitation of natural resources and the consequent loss of biodiversity globally, studies on BEF (Biodiversity and Ecosystem Functioning) seek to understand how the loss of biodiversity affects ecosystem processes, also considering the restoration of degraded areas. The restoration of degraded areas positively affects the functioning of such ecosystems, via the increase of sources of organic matter when compared to degraded areas. This study aimed at evaluating the effects of the diversity of trees on the decomposition of organic matter and nutrient release from terrestrial to aquatic ecosystems. For this, a microcosms decomposition experiment was carried out with native trees leaves from the Brazilian Atlantic Forest, simulating a gradient of species diversity (1, 3, 6 and 12 species; all with 4 replicates). The leaves of each species were collected from young individuals, then dried, ground and leached for 72 hours in a flask with water from the Chapéu D'uvas reservoir (Ewbank da Camara, MG). Afterwards, the leachate was incubated with a bacterial inoculum from the reservoir for 72 hours. Then, we evaluated carbon and nitrogen release rates, optical characteristics of dissolved organic matter (DOM) and bacterial respiration by inorganic carbon release. There was no effect of species richness on DOM leaching and nutrient release, but there was a significant difference in dissolved organic carbon (DOC) leaching rates amongst the different plant species. Additionally, we observed significant differences on DOM quality between the different species combinations. A significant negative correlation between species richness and bacterial respiration was also observed. In conclusion, the DOM quality had a greater influence on bacterial mineralization than the amount of leached DOC, and higher species diversity resulted in lower mineralization rates of DOM.

Keywords: Freshwater; biodiversity and ecosystem functioning; leaf decomposition; species richness; forest restoration

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1: Ilustração do desenho amostral do experimento de gradiente de diversidade. No primeiro quadro estão as monoculturas com as espécies de A-L (tabela 1). No segundo, as combinações de 3 espécies, no terceiro as de 6 espécies (tabela 2) e no último quadro a policultura. Todas foram replicadas 4 vezes.22
- Figura 2: Mapa de Minas Gerais, com foco nas regiões próximas ao município de Juiz de Fora, do qual se encontra a bacia hidrográfica que abastece o reservatório de Chapéu d'Uvas, onde foi realizado a coleta de água. O triângulo em vermelho marca a localização do experimento de restauração BEF-Atlantic, local onde foram plantadas as árvores do experimento.23
- Figura 3: Gráfico boxplot da quantidade de carbono orgânico dissolvido (mgL^{-1}) no lixiviado das folhas das 12 espécies de árvores plantadas no BEF-Atlantic. Anova one-way ($F_{(11,36)} = 27,95$; $p < 0,05$) com valores da mediana, com diferença significativa Tukey HSD, em que as letras separam as espécies diferentes das iguais.28
- Figura 4 Gráfico boxplot do $\text{SUVA}_{(250)}$ ($\text{Lmg}^{-1}\text{m}^{-1}$) no lixiviado das folhas das 12 espécies de árvores plantadas no BEF-Atlantic. Anova one-way ($F_{(11,36)} = 52.86$; $p < 0,05$) com valores de medianos, com diferença significativa Tukey HSD, em que as letras separam as espécies diferentes das iguais.29
- Figura 5 Gráfico boxplot da quantidade de carbono orgânico dissolvido (mgL^{-1}) no lixiviado das combinações de 3 espécies de folhas de árvores, representada pelas letras maiúsculas de acordo com a tabela 1, plantadas no BEF-Atlantic. Anova one-way ($F_{(7, 24)} = 20.43$; $p < 0.05$), com mediana e com diferença significativa Tukey HSD, em que as letras minúsculas agrupam ou separam as combinações de acordo com a diferença significativa entre elas.30
- Figura 6: Gráfico boxplot das concentrações de $\text{SUVA}_{(250)}$ ($\text{Lmg}^{-1}\text{m}^{-1}$) no lixiviado das combinações de 3 espécies de folhas de árvores, representada pelas letras maiúsculas de acordo com a tabela 1, plantadas no BEF-Atlantic. Anova one-way ($F_{(7, 24)} = 27.66$; $p < 0.05$), com mediana e com diferença significativa Tukey HSD, em que as letras minúsculas agrupam ou separam as combinações de acordo com a diferença significativa entre elas.31
- Figura 7 : Gráfico boxplot do tamanho molecular relativo da matéria orgânica dissolvida $\alpha_{250}/\alpha_{365}$ (TMR) do lixiviado das combinações de 6 espécies de folhas de árvores, representada pelas letras maiúsculas de acordo com a tabela 1, plantadas no BEF-Atlantic. Anova one-way ($F_{(7,24)} = 4.45$; $p < 0.05$), com a mediana e com diferença significativa Tukey HSD, em que as letras minúsculas agrupam ou separam as combinações de acordo com a diferença significativa entre elas.32

Figura 8: Gráfico boxplot da cor da água ($\alpha 430$) m^{-1} do lixiviado das combinações de 6 espécies de folhas de árvores, representada pelas letras maiúsculas de acordo com a tabela 1, plantadas no BEF-Atlantic. Anova one-way ($F_{(7,24)} = 3.69$; $p < 0.05$), com mediana e com diferença significativa Tukey HSD, em que as letras minúsculas agrupam ou separam as combinações de acordo com a diferença significativa entre elas.....	33
Figura 9: Gráfico boxplot da concentração de $SUVA_{(250)}$ ($Lmg^{-1}m^{-1}$) do lixiviado das combinações de 6 espécies de folhas de árvores, representada pelas letras maiúsculas de acordo com a tabela 1, plantadas no BEF-Atlantic. Anova one-way ($F_{(7,24)} = 8.988$; $p < 0.05$), com mediana e com diferença significativa Tukey HSD, em que as letras minúsculas agrupam ou separam as combinações de acordo com a diferença significativa entre elas.	34
Figura 10: Gráfico do boxplot da biodisponibilidade da matéria orgânica dissolvida (%) do lixiviado das folhas das 12 espécies de árvores plantadas no experimento BEF-Atlantic. Anova one-way ($F_{(11,36)} = 3.62$; $p < 0.05$) com mediana e com diferença significativa Tukey HSD, onde as letras separam as espécies.	35
Figura 11: Gráfico boxplot da respiração bacteriana ($\mu gL^{-1}.h^{-1}$) dos tratamentos do lixiviado das folhas das 12 espécies de árvores plantadas no experimento BEF-Atlantic. Anova one-way ($F_{(11,36)} = 4.18$; $p < 0.05$) com mediana e com diferença significativa Tukey HSD, em que as letras agrupam ou separam as espécies de acordo com a diferença significativa entre elas. ...	36
Figura 12: Gráfico de boxplot variação relativa do tamanho molecular relativo da matéria orgânica dissolvida $\alpha 250/\alpha 365$ (TMR) dos tratamentos do lixiviado das folhas das 12 espécies de árvores plantadas no experimento BEF-Atlantic, após a decomposição bacteriana. Anova one-way ($F_{(11,36)} = 3.49$; $p < 0.05$) com mediana e com diferença significativa Tukey HSD, em que as letras agrupam ou separam as espécies de acordo com a diferença significativa entre elas.	37
Figura 13: Gráfico boxplot da variação da cor da água ($\alpha 430$) em m^{-1} dos tratamentos do lixiviado das folhas das 12 espécies de árvores plantadas no experimento BEF-Atlantic, após a decomposição bacteriana. Anova one-way ($F_{(11,36)} = 2.723$, $p < 0.05$) com mediana e com diferença significativa Tukey HSD, em que as letras agrupam ou separam as espécies de acordo com a diferença significativa entre elas.....	38
Figura 14: Gráfico boxplot da variação de $SUVA_{(250)}$ em $Lmg^{-1}m^{-1}$ dos tratamentos do lixiviado das folhas das 12 espécies de árvores plantadas no experimento BEF-Atlantic, após a decomposição bacteriana. Anova one-way ($F_{(11,25)} = 2.948$, $p < 0.05$) com mediana e com diferença significativa Tukey HSD, em que as letras agrupam ou separam as espécies de acordo com a diferença significativa entre elas.....	39

Figura 15: Gráfico boxplot variação do tamanho molecular relativo da matéria orgânica dissolvida $\alpha_{250}/\alpha_{365}$ (TMR) do lixiviado das combinações de 3 espécies de folhas de árvores, representada pelas letras maiúsculas de acordo com a tabela 1, plantadas no BEF-Atlantic, após a decomposição bacteriana . Anova one-way ($F_{(7,24)} = 3.64$; $p < 0.05$) com mediana e com diferença significativa Tukey HSD, em que as letras minúsculas agrupam ou separam as combinações de acordo com a diferença significativa entre elas.40

Figura 16: Gráfico boxplot da variação relativa da cor da água (α_{430}) m^{-1} do lixiviado das combinações de 3 espécies de folhas de árvores plantadas no BEF-Atlantic, após a decomposição bacteriana, representada pelas letras maiúsculas de acordo com a tabela 1. Anova one-way ($F_{(7,24)} = 2.70$; $p < 0.05$), com mediana e com diferença significativa Tukey HSD, em que as letras minúsculas agrupam ou separam as combinações de acordo com a diferença significativa entre elas.41

Figura 17: Gráfico boxplot da variação do $SUVA_{(250)}$ em $Lmg^{-1}m^{-1}$ do lixiviado das combinações de 3 espécies de folhas de árvores plantadas no BEF-Atlantic, após a decomposição bacteriana, representada pelas letras maiúsculas de acordo com a tabela 1. Anova one-way ($F_{(7,20)} = 2.948$; $p < 0.05$), com mediana e com diferença significativa Tukey HSD, em que as letras minúsculas agrupam ou separam as combinações de acordo com a diferença significativa entre elas.42

Figura 18: Gráfico boxplot da variação do tamanho molecular relativo da matéria orgânica dissolvida $\alpha_{250}/\alpha_{365}$ (TMR) do lixiviado das combinações de 6 espécies de folhas de árvores, após a decomposição bacteriana representada pelas letras maiúsculas de acordo com a tabela 1, plantadas no BEF-Atlantic. Anova one-way ($F_{(7,24)} = 9.2$; $p < 0.05$), com mediana e com diferença significativa Tukey HSD, em que as letras minúsculas agrupam ou separam as combinações de acordo com a diferença significativa entre elas.43

Figura 19: Gráfico boxplot variação da cor da água (α_{430}) do lixiviado das combinações de 6 espécies de folhas de árvores plantadas no BEF-Atlantic, após a respiração bacteriana, representada pelas letras maiúsculas de acordo com a tabela 1. Anova one-way ($F_{(7,24)} = 2.76$; $p < 0.005$), com mediana e com diferença significativa Tukey HSD, em que as letras maiúsculas agrupam ou separam as combinações de acordo com a diferença significativa entre elas.44

Figura 20: Gráfico de dispersão com a regressão gerada através do Modelo misto generalizado GLMM, feito entre a riqueza de espécies e a respiração bacteriana do lixiviado (reta da regressão: $10 - 0.4754x$, $R^2 = 0.38$, $p < 0,001$).45

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Listagem das 12 espécies de árvores utilizadas no plantio BEF-Atlantic com sua codificação de A-L, nome científico e com nome popular.....	21
Tabela 2: Combinações sorteadas para os tratamentos com 3 e 6 espécies. Letras correspondentes aos códigos atribuídos as 12 espécies de árvores utilizadas no plantio BEF-Atlantic com sua codificação de A-L. (Ver tabela 1). As espécies de árvore estão distribuídas da seguinte maneira: 8 combinações de 3 espécies, 8 combinações de 6 espécies, que foram sorteadas utilizando “random partition design”.....	22
Tabela 3: Características químicas dos lixiviados das folhas das 12 espécies de árvores utilizadas no experimento, representadas pelos valores médios Carbono orgânico dissolvido mgL^{-1} (COD), valor médio Nitrogênio dissolvido mgL^{-1} (ND), Tamanho molecular relativo $\alpha_{250}/\alpha_{365}$ (TMR), Cor da água $\alpha_{430} \text{ m}^{-1}$ e $\text{SUVA}_{(250)}$ ($\text{Lmg}^{-1} \text{ m}^{-1}$).....	27
Tabela 4: Sumário dos resultados da ANOVA comparando a mineralização do lixiviado das 12 espécies utilizadas no experimento BEF-Atlantic a respeito das seguintes variáveis: respiração, variação do tamanho molecular relativo da matéria orgânica $\alpha_{250}/\alpha_{365}$ (TMR), variação de cor da água (α_{430}), variação do $\text{SUVA}_{(250)}$, biodisponibilidade, carbono orgânico dissolvido (COD) e nitrogênio dissolvido (ND). As variáveis com * apresentam significância $p < 0,05$, signif. codes: 0‘***’, 0.001‘**’, 0.01‘*’.....	34
Tabela 5: Sumário dos resultados das regressões lineares, com as seguintes variáveis: carbono orgânico (COD), variação do Tamanho molecular relativo da matéria orgânica dissolvida $\alpha_{250}/\alpha_{365}$ (TMR), variação da cor da água (α_{430}), variação $\text{SUVA}_{(250)}$, nitrogênio dissolvido (ND), biodisponibilidade e Respiração bacteriana. Signif. codes: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’.....	44

LISTA DE ABREVIATURA E SIGLAS

BEF	Funcionamento do ecossistema e biodiversidade
C	Carbono
$\alpha 430$	Cor da água $\alpha 430$
CID	Carbono inorgânico dissolvido
COD	Carbono orgânico dissolvido
CV	Coefficiente de variação
MOD	Matéria orgânica dissolvida
N	Nitrogênio
ND	Nitrogênio dissolvido
OD	Oxigênio dissolvido
RB	Respiração Bacteriana
TMR	Tamanho molecular relativo da matéria orgânica dissolvida $\alpha 250/\alpha 365$

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	15
1.1 Importância dos experimento de biodiversidade no funcionamento dos ecossistemas (BEF)	16
1.2 Os ecossistemas de água doce e a perda da biodiversidade.....	17
1.3 O efeito da biodiversidade no processo de decomposição.....	18
1.4 Etapas da Decomposição	19
2. OBJETIVO	20
3. MATERIAL E MÉTODOS	20
3.1 Área de trabalho.....	22
3.2 Experimento de lixiviação	23
3.3 Experimento de mineralização.....	24
3.4 Procedimentos analíticos	24
3.5 Análises estatísticas	26
4. RESULTADOS	26
4.1 Experimento de mineralização bacteriana	34
4.2 Gradiente de diversidade	44
5. DISCUSSÃO	45
5.1 Efeito do gradiente de diversidade sobre a decomposição	46
5.2 Efeitos dependentes da composição das comunidades	48
5.3 Resposta individual das espécies	49
6. CONCLUSÃO	50
7. REFERÊNCIAS	51

1. INTRODUÇÃO

Com o aumento do impacto das atividades antrópicas sobre os recursos naturais, a perda excessiva de espécies nos últimos anos se tornou cada vez mais preocupante (Cardinale *et al.*, 2011; Ceballos *et al.*, 2015; Ceballos *et al.*, 2017; Lama, 2020). Em decorrência dessa diminuição, surge a preocupação acerca dos efeitos da perda de biodiversidade para o funcionamento dos ecossistemas (Isbell *et al.*, 2011; Cardinale *et al.*, 2012; Meyer *et al.*, 2016; Weisser *et al.*, 2017). A primeira *Cúpula da Terra*, celebrada em 1992, traz essa preocupação em pauta (Cardinale *et al.*, 2012), o que gerou uma nova linha de pesquisa denominada “biodiversidade e funcionamento do ecossistema” ou BEF, sigla do inglês “Biodiversity and Ecosystems Functioning” (Schulze & Mooney, 1993), com diversos estudos qualitativos e quantitativos explorando como a perda de biodiversidade afeta processos ecossistêmicos.

Os processos ecossistêmicos referem-se às interações biológicas, físicas e químicas que ocorrem nos ecossistemas e afetam a sustentabilidade e a funcionalidade dessas complexas redes ecológicas. Esses processos incluem ciclos de nutrientes, produção primária, decomposição, polinização, predação, entre outros. Ao considerar os processos ecossistêmicos, os estudos de BEF exploram como as espécies interagem e afetam o funcionamento do ecossistema. Além dos estudos sobre a biodiversidade e o funcionamento dos ecossistemas, projetos BEF também podem ter como objetivo a restauração de áreas degradadas, aplicando as perspectivas trabalhadas no BEF com o intuito de acelerar o processo de recuperação ecológica dessas áreas (Naeem, 2006; Wright *et al.*, 2009; Aerts & Honnay, 2011).

O processo de restauração ecológica de ecossistemas terrestres através do plantio de árvores é uma das práticas mais comumente aplicadas na recuperação de áreas degradadas (Hector, 1998). Contudo, a baixa disponibilidade de diferentes espécies resulta no plantio de florestas com baixa diversidade, o que pode impactar na magnitude dos processos ecológicos em geral, assim como em ecossistemas aquáticos adjacentes (López-Rojo *et al.*, 2020). Dentre os principais processos ecológicos nesses ecossistemas, encontra-se a decomposição da matéria orgânica vegetal alóctone, que pode afetar o fluxo de energia e matéria pela teia trófica aquática (e.g. Azam *et al.*, 1983). Áreas degradadas, áreas de pastagens ou plantações monodominantes, podem afetar as vias metabólicas heterotróficas de ecossistemas aquáticos adjacentes a esses ambientes, já que reduzem a diversidade do aporte de matéria orgânica (Farjalla *et al.* 2009, Fonte *et al.* 2013). Por isso, esse processo de ciclagem de matéria é utilizado como indicador de funcionamento desses ecossistemas, possuindo grande importância por ser responsável por

reintroduzir nutrientes para o ecossistema, subsidiando assim a produção primária e outros processos, como a quimiossíntese (Odum, 1985, Gartner & Cardon, 2004).

Um estudo global recente, demonstrou que a diversidade de detritívoros afeta positivamente a decomposição da matéria orgânica em riachos, especialmente em ambientes na região tropical (Boyero et al. 2021), onde sabidamente as taxas de mineralização da matéria orgânica são mais elevadas (Amado et al. 2013). A diversidade química e física associada ao folhicho é altamente relevante tanto para decompositores microbianos quanto detritívoros. Ambos tendem a preferir recursos ricos em compostos e nutrientes lábeis (Gessner *et al.*, 2010). Contudo, existem poucos estudos que buscam entender o efeito da biodiversidade da matéria orgânica alóctone no processo de decomposição em ambientes aquáticos (Dangles & Malmqvist, 2004; Gartner & Cardon, 2004; Boyero *et al.*, 2006; Gimenes *et al.*, 2010; Fonte et al. 2013; Boyero *et al.*, 2021). O estudo de Fonte *et al.* (2013) demonstrou o efeito da diversidade de fontes da matéria orgânica dissolvida para decomposição (MOD), um importante componente do metabolismo aquático (e.g. Cole 1999; Cole et al. 2006).

1.1 Importância dos experimentos de biodiversidade no funcionamento dos ecossistemas (BEF)

Os experimentos com BEF forneceram fortes evidências de que a perda de biodiversidade reduz a eficiência do ecossistema e altera os processos ecológicos. De acordo com Jochum *et al.* (2020), tais estudos geralmente evidenciam efeitos positivos da riqueza de espécies para diversos processos ecológicos, tais como: produção primária (Hooper & Vitousek, 1997; Tilman *et al.*, 1997a; Hector, 1998), ciclagem de nutrientes (Hooper & Vitousek, 1998), decomposição (Hector *et al.*, 2000; Gartner & Cardon, 2004), estabilidade (McGrady-Steed *et al.*, 1997; Tilman, 1999) e confiabilidade (Naeem & Li, 1997). Esses efeitos podem estar relacionados a dois mecanismos: os efeitos de amostragem (do inglês, sampling or selection effects) e os efeitos de complementaridade (Tilman et al. 1997b; Hector, 1998; Loreau & Hector, 2001; Špaèková & Lepš, 2001).

Os efeitos de amostragem sugerem que quanto maior a riqueza de espécies, maior a probabilidade de a comunidade conter uma espécie (ou combinação de espécies) com forte efeito sobre o processo ecológico de interesse (Loreau & Hector, 2001; Špaèková & Lepš, 2001). Entende-se que esse efeito é devido à existência de uma (ou mais) espécie(s) dominantes que resulta em uma mudança no desempenho intrínseco do conjunto de espécies sobre o processo em questão. Já os efeitos de complementaridade são causados por alterações do

desempenho intrínseco de cada espécie através de mecanismos como o uso mais eficiente dos recursos pelos organismos devido à partição de nichos ou facilitação, e também estão relacionados às diferenças funcionais entre as espécies (Tilman, 1999; Loreau & Hector, 2001; Cardinale *et al.*, 2002). Logo, o conjunto de espécies melhoraria a eficiência no uso dos recursos, aumentando a eficiência do conjunto no processo do que o desempenho de cada espécie de forma isolada.

1.2 Os ecossistemas de água doce e a perda da biodiversidade

Ecossistemas de água doce provêm uma grande variedade de serviços ecossistêmicos, como o fornecimento de água, energia e alimentação, além de contribuírem para a regularização do clima e para a ciclagem de nutrientes (Assessment, 2005; Castello & Macedo, 2016). Esses ecossistemas estão sofrendo com os impactos de diversas ações antrópicas que resultam na redução da sua biodiversidade, através de atividades como: poluição (devido ao despejo e sanitários); modificação do fluxo e extração excessiva de água; destruição ou degradação do habitat; superexploração de peixes e herpetofauna, além de impactos decorrentes da introdução de espécies exóticas (Collier *et al.*, 2019, Irfan & Alatawi, 2019). Esses ambientes sofrem também com a destruição e alteração das matas ao redor desses corpos hídricos, também chamadas de matas ciliares, aumentando o assoreamento e alterando o aporte de matéria orgânica alóctone, tanto em quantidade quanto em qualidade.

Segundo Ricciardi & Rasmussen (1999), as taxas de extinção de espécies animais em ambientes de água doce da América do Norte chegam a ser 5 vezes maiores que as encontradas para a fauna terrestre. Apesar disso, existem poucos estudos sobre o efeito dessa perda para o funcionamento desses ecossistemas em comparação com ambientes terrestres (Petchev *et al.*, 2002; Giller *et al.*, 2004, Gonzalez *et al.*, 2020). Alguns exemplos de trabalhos encontrados em ambientes aquáticos buscam analisar esses efeitos nos seguintes aspectos: produtividade primária de algas perifíticas (Engelhardt & Ritchie, 2002; Hillebrand & Cardinale, 2004); retenção de fósforo por macrófitas aquáticas (Engelhardt & Ritchie, 2002); captura de partículas por insetos aquáticos (Cardinale *et al.*, 2002), bioturbação por invertebrados bentônicos (Caliman *et al.*, 2007), dentre outros.

1.3 O efeito da biodiversidade no processo de decomposição

A decomposição envolve múltiplas interações biológicas em diferentes níveis tróficos. Sendo assim, é muito importante compreender quais etapas e fatores envolvidos no processo de decomposição sofrem efeito de alterações na diversidade de espécies (Gessner *et al.*, 2010). Estudos revelam que variações na riqueza de espécie podem alterar o processo de decomposição tanto na identidade e diversidade da folhiço (López-Rojo *et al.*, 2020), quanto também na diversidade de decompositores microbianos (Santschi *et al.*, 2017) e de organismos detritívoros (Boyero *et al.*, 2014).

O processo de decomposição da serrapilheira é um componente chave do funcionamento acoplado entre ecossistemas terrestres e aquáticos. Esse processo é frequentemente usado como indicador da integridade de tais ecossistemas (Gessner & Chauvet, 2002), e é relevante para os ciclos biogeoquímicos globais (Boyero *et al.*, 2011; Handa *et al.*, 2014). A composição física e química resultante da associação das folhas na serrapilheira importa tanto para os decompositores microbianos quanto para os detritívoros. Esses grupos de decompositores preferem compostos ricos em nutrientes lábeis, por maximizar sua ingestão líquida de energia (Gessner *et al.*, 2010). Logo, as composições de folhas ricas em nutrientes e carbono lábil (biodisponível) tendem a maximizar o processo de decomposição em comparação com conjuntos de folhas pobres em nutrientes ou que contém altas concentrações de compostos como a lignina, que são resistentes à degradação (carbono recalcitrante) (Gartner & Cardon, 2004).

Portanto, mudanças na composição e proporção das espécies na serrapilheira fornecida aos solos e córregos por florestas adjacentes devem implicar em alterações profundas nos padrões e taxas de lixiviação dessa matéria orgânica e sua decomposição, que é majoritariamente realizada por organismos decompositores, microbianos e detritívoros. Estudos em ambientes terrestres mostram que a alteração na diversidade do folhiço pode influenciar na sua decomposição (Gartner & Cardon, 2004; Hättenschwiler *et al.*, 2005). Por exemplo, a maior decomposição do folhiço nas misturas (maior diversidade) pode ocorrer devido à presença de uma planta com maior disponibilidade de nutrientes (McTiernan *et al.*, 1997; Hector *et al.*, 2000; Madritch & Hunter, 2003), enquanto que um retardo na decomposição também pode ocorrer na presença de espécies com compostos inibidores desse processo, como lignina (Chapman *et al.*, 1988; Wardle *et al.*, 1997; Salamanca *et al.*, 1998; Bardgett & Shine, 1999).

1.4 Etapas da Decomposição

A decomposição da matéria orgânica é a consequência da interação de fatores físicos, químicos e biológicos que leva à sua conversão final em CO₂ e nutrientes inorgânicos (Chapin III *et al.*, 2011), e é regulada por fatores ambientais, como a disponibilidade de oxigênio dissolvido na água (OD), temperatura, pH e composição química da matéria orgânica (e.g. Carbono (C), Nitrogênio (N), Fósforo (P), teor de lignina etc. (Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2006). É caracterizada por três fases: lixiviação, condicionamento e fragmentação (Gessner *et al.*, 1999; Bitar *et al.*, 2002).

A lixiviação é a troca das partículas hidrossolúveis do material em decomposição para a água. Esses compostos dissolvidos na água podem ser imediatamente consumidos pelos microorganismos. A fragmentação é a fase de quebra dessa matéria orgânica em partes menores, realizada tanto pelos detritívoros quanto por choques físicos, o que possibilita uma maior superfície de contato, aumentando o acesso para a colonização e degradação microbiana. Já o condicionamento trata-se de alterações químicas do material em decomposição resultando na oxidação total ou parcial convertendo-os em liberação de CO₂, CH₄, gases nitrogenados, nutrientes minerais, água e compostos recalcitrantes mais complexos, diminuindo gradativamente sua massa. São consequências principalmente da atividade de bactérias e fungos (Chapin III *et al.*, 2011).

O principal composto liberado pela lixiviação é o carbono orgânico dissolvido (COD), elemento importante no estoque de carbono total em ecossistemas aquáticos, que sustenta o metabolismo dos microorganismos aquáticos (Wetzel, 2001). A decomposição do COD pode resultar na sua mineralização total (e.g. CO₂), transformados e incorporados na biomassa microbiana (produção secundária) e/ou podem ser convertidos em compostos orgânicos não celulares, tais como produtos de excreção e substâncias húmicas, como ácidos húmicos, ácidos fúlvicos e humina (Wetzel, 2001).

O Bacterioplâncton é um dos principais componentes que atuam na decomposição de matéria orgânica na água através de duas vias principais: (1) mineralização em COD (liberação de CO₂) via respiração bacteriana e, (2) via incorporação de biomassa, *i.e.* produção da biomassa bacteriana. De acordo com Farjalla *et al.* (2009), vários fatores influenciam no processamento da matéria orgânica dissolvida (MOD), determinando se essa matéria será mineralizada ou incorporada em biomassa, como por exemplo a qualidade e quantidade da

matéria orgânica e fatores relacionados ao ambiente. Um dos fatores de maior impacto nesse processo é a composição química e estrutural da matéria orgânica. A grande quantidade de matéria orgânica lábil, geralmente composta por moléculas mais simples e de mais fácil degradação leva o bacterioplâncton à maior proporção de incorporação de carbono na biomassa em detrimento da respiração, resultando em maior eficiência de crescimento bacteriano (BGE, sigla do inglês “Bacterial Growth Efficiency”). Em ambientes estressantes e, cujas moléculas orgânicas apresentam alta complexidade química, uma maior fração da energia é investida na respiração e na produção de compostos para quebra dessa matéria. De acordo com Fonte *et al.* (2013), existe um efeito da diversidade de fontes de matéria orgânica dissolvida sobre os processos de decomposição, como a respiração bacteriana e o crescimento bacteriano. Quanto maior a diversidade de fontes de MOD, maior o BGE, resultante da ocorrência de vias de degradação complementares. Portanto, a diversidade de fontes de MOD pode representar um importante mecanismo para o papel microbiano no fluxo de carbono em ecossistemas aquáticos.

O presente estudo pretende testar o efeito da diversidade de plantas nativas da Mata Atlântica sobre o processo de decomposição da matéria orgânica pela comunidade microbiana aquática. Este estudo está integrado a um experimento de restauração da Mata Atlântica em larga escala para recuperar uma área degradada ao redor de uma represa na cidade de Ewbank da Câmara, MG - Brasil (Projeto BEF-Atlantic).

2. OBJETIVO

O presente estudo tem como objetivo avaliar o efeito da diversidade de espécies de folhas de árvores na liberação de nutrientes e decomposição da MOD no reservatório da Represa de Chapéu D’uvas.

3. MATERIAL E MÉTODOS

Foi desenvolvido um experimento em microescala que visa avaliar o efeito da diversidade de espécies e simular o processo inicial de decomposição de folhas das árvores plantadas no experimento de restauração ecológica, BEF-Atlantic (<https://bef-atlantic.netlify.app/>), na água do reservatório da Represa de Chapéu D’uvas. Para isso, esse experimento foi realizado em duas fases, sendo a primeira o processo de lixiviação das folhas

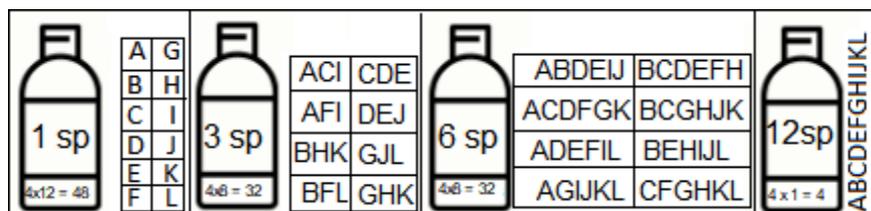
de 12 espécies (lista de espécies disponível na Tabela 1) de plantas utilizadas no experimento de restauração BEF-Atlantic; e a segunda sendo a decomposição (mineralização) bacteriana da matéria orgânica dissolvida (MOD) lixiviada das folhas das árvores, na água do reservatório.

Para avaliar o efeito da riqueza de espécies, foram estabelecidos tratamentos com folhas de uma, três, seis e doze espécies combinadas. Nesse sentido, 12 microcosmos continham uma espécie de planta (monoculturas), oito microcosmos possuíam combinações de três espécies de plantas (espelhando as combinações do experimento BEF-Atlantic), oito microcosmos com combinações de seis espécies e um microcosmo com a combinação das 12 espécies de plantas ou policultura (Figura 1; Tabela 2). Todos os tratamentos manipulando os diferentes níveis de riqueza de espécies foram replicados quatro vezes.

Tabela 1: Listagem das 12 espécies de árvores utilizadas no plantio BEF-Atlantic com sua codificação de A-L, nome científico e com nome popular.

Código	Nome científico das espécies	Nome popular
A	<i>Anadenanthera colubrina</i>	Angico-branco
B	<i>Schinus terebinthifolia</i>	Aroeira-pimenta
C	<i>Croton urucurana</i>	Sangra-d'água
D	<i>Handroanthus chrysotrichus</i>	Ipê-amarelo
E	<i>Handroanthus heptaphyllus</i>	Ipê-roxo
F	<i>Stryphnodendron polyphyllum</i>	Barbatimão
G	<i>Cariniana estrellensis</i>	Jequitibá-rosa
H	<i>Ceiba speciosa</i>	Paineira
I	<i>Piptadenia gonoacantha</i>	Pau-jacaré
J	<i>Myrsine coriacea</i>	Pororoca
K	<i>Pleroma granulosum</i>	Quaresmeira
L	<i>Citharexylum myrianthum</i>	Pau-de-viola

Fonte: Elaborado pela autora (2023).



Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Figura 1: Ilustração do desenho amostral do experimento de gradiente de diversidade. No primeiro quadro estão as monoculturas com as espécies de A-L (tabela 1). No segundo, as combinações de 3 espécies, no terceiro as de 6 espécies (tabela 2) e no último quadro a policultura. Todas foram replicadas 4 vezes.

Tabela 2: Combinações sorteadas para os tratamentos com 3 e 6 espécies. Letras correspondentes aos códigos atribuídos as 12 espécies de árvores utilizadas no plantio BEF-Atlantic com sua codificação de A-L. (Ver tabela 1). As espécies de árvore estão distribuídas da seguinte maneira: 8 combinações de 3 espécies, 8 combinações de 6 espécies, que foram sorteadas utilizando “random partition design”.

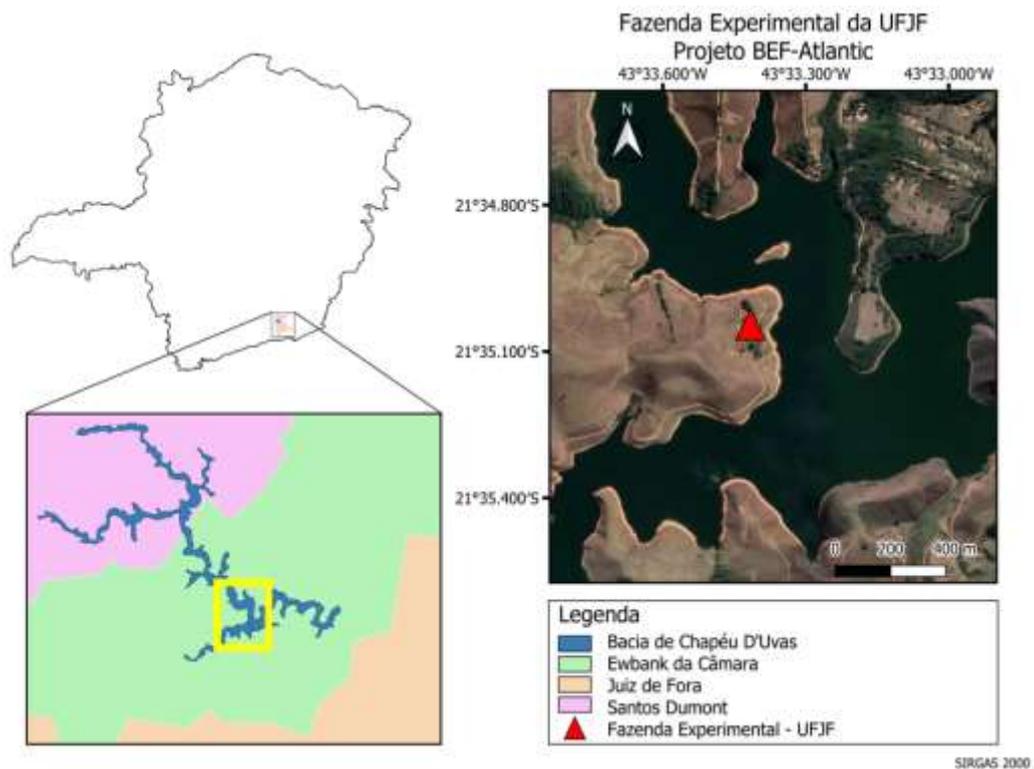
Combinações 3 espécies	Combinações 6 espécies
ACI	ABDEIJ
AFI	ACDFGK
BHK	ADEFIL
BFL	AGIJKL
CDE	BCDEFH
DEJ	BCGHJK
GJL	BEHIJL
GHK	CFGHKL

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

3.1 Área de trabalho

Para a realização dos experimentos, foram coletados 35 litros de água do reservatório de Chapéu D’uvas, situado a 50 km da nascente do Rio Paraibuna, no município de Ewbank da Câmara, na Zona da Mata Mineira (Figura 2). A barragem chega a ter 12 km² de espelho d’água e um volume de 146 milhões de metros cúbicos (CESAMA, 2020). Primeiramente, toda a água do reservatório foi filtrada com filtros de fibra de vidro 1,6µm (GF/A Whatman) para a exclusão de organismos de maior tamanho, como protozoários. Dois litros dessa água filtrada foram reservados para ser utilizado como inóculo bacteriano para o experimento de mineralização (armazenado na geladeira, no escuro, por 72 horas). O restante da água foi filtrado em membrana estéril de polietersulfona 0,2µm (VacuCap®90; Pall) para a eliminação da maior parte dos microrganismos e utilização no experimento de lixiviação (Atlas, 1997; Gasol & Morán, 1999). Foram coletadas folhas com sinais de senescência das mudas jovens plantadas há 1 ano e 6 meses, nas 12 parcelas de monocultura do primeiro bloco experimental do projeto

BEF-Atlantic e armazenadas em sacos de papel. Posteriormente, as folhas foram secas em estufa à 60 °C por três dias até obtenção de peso constante (Tedesco *et al.*, 1995). As folhas secas foram moídas, para maior eficiência do experimento de lixiviação (Gimenes *et al.*, 2010) e preservadas em frascos plásticos lacrados para evitar reabsorção de umidade.



Fonte: Elaborada pela autora (2023)

Figura 2: Mapa de Minas Gerais, com foco nas regiões próximas ao município de Juiz de Fora, do qual se encontra a bacia hidrográfica que abastece o reservatório de Chapéu d'Uvas, onde foi realizado a coleta de água. O triângulo em vermelho marca a localização do experimento de restauração BEF-Atlantic, local onde foram plantadas as árvores do experimento.

3.2 Experimento de lixiviação

A etapa de lixiviação foi realizada em garrafas de 210 ml previamente lavadas com HCl (10%) e rinsadas com água ultrapura. Em cada garrafa foram adicionados 42 mg das folhas de cada espécie de planta (de acordo com cada tratamento experimental) e adicionadas a água do reservatório filtradas em 0,2, para atingir uma concentração final de 200 mg.L⁻¹. Nos tratamentos com três, seis e 12 espécies, foram adicionadas quantidades iguais de cada espécie, completando 42 mg. Assim, foram estabelecidas 12 monoculturas (Tabela 1); uma amostra de cada espécie de árvore, oito combinações de três espécies e oito combinações de seis espécies,

que foram sorteadas utilizando “random partition design” e uma policultura com as 12 espécies utilizadas (Tabela 2) (Figura 1). Além disso, também foram preparados quatro frascos contendo somente água do reservatório para estabelecer o tratamento controle, totalizando assim 120 frascos compondo o experimento em microcosmos.

Todos os frascos foram incubados no escuro e em temperatura ambiente (c.a. 20 °C) constante durante três dias (72h). Em cada frasco, foram avaliadas as concentrações de nutrientes (COD, N total dissolvido) inicial e final, as características ópticas da MOD na água inicial e final (absorbância 250, 365 e 430 nm).

3.3 Experimento de mineralização

Para o estabelecimento do experimento de mineralização, foram combinadas nove partes de cada amostra de água com o lixiviado (previamente filtrada em filtro de fibra de vidro com porosidade 0,7 µm (GF/F; Whatman) para remoção da maior parte das bactérias (Ferguson et al., 1984; Gasol & Morán, 1999)) com uma parte do inóculo (amostra do reservatório de Chapéu D'uvas filtrado em 1,6 µm); 27mL lixiviado + 3 mL de inóculo. Cada amostra foi acondicionada em frascos de 30 mL com septos de borracha que foram fechados sem atmosfera interna e incubados no escuro e em temperatura constante por 72 horas. No início e após a incubação, foram medidas a concentração de Carbono inorgânico dissolvido (CID) como estimativa das concentrações CO₂, para a avaliação das taxas de respiração bacteriana (RB). Ainda, foram medidas as concentrações de nutrientes (C, N dissolvidos) e as características ópticas da água inicial e final (absorbância 250, 365 e 430 nm). A respiração bacteriana (RB) foi então estimada pela diferença nas concentrações de CO₂ dissolvido, inicial e final dividido pelo tempo de incubação. Utilizamos a riqueza de espécies com proxy de diversidade.

3.4 Procedimentos analíticos

As concentrações de Carbono orgânico dissolvido COD (mgL⁻¹) e Nitrogênio total dissolvido ND (mgL⁻¹) foram estimadas através de um equipamento analisador de carbono (TOC-V 5000 Shimadzu). O COD foi analisado através do método de detecção por infravermelho após combustão a 680 °C e o ND, por quimiluminescência (Tomé & Forti, 2013).

A qualidade da matéria orgânica dissolvida (MOD) foi estimada pelas características ópticas da MOD através da absorbância da mesma. A absorbância em 430 nm representa um

indicativo da coloração da água pela presença de MOD ($\alpha 430$) pertencente ao grupo das substâncias húmicas, estimada através da equação abaixo, de acordo com Hu *et al.* (2022):

$$a\lambda = \frac{A\lambda \times 2,303}{L},$$

onde: $A\lambda$ é a absorvância em um determinado comprimento de onda λ , e L é o caminho óptico (cubeta de quartzo) em metros, representada por m^{-1} .

O $SUVA_{(250)}$, um parâmetro de absorvância normalizado pelo COD utilizada para relacionar a aromaticidade e as ligações duplas das substâncias húmicas, foi calculado dividindo-se a absorvância de UV a 250 nm (cm^{-1}) pelo COD, carbono orgânico dissolvido (mg/L) de uma amostra de água, expresso em unidades de $L \cdot mg^{-1} \cdot m^{-1}$ (Thompson & Cotner, 2018).

$$SUVA = \frac{a\lambda}{COD}$$

A razão entre as absorvâncias $\alpha 250$ e $\alpha 365$ nm, foi utilizada como estimativa de tamanho molecular relativo da MOD ($\alpha 250/\alpha 365$ ou TMR). Um aumento da razão indica um aumento proporcional das moléculas menores, ou, ainda, uma diminuição na proporção das moléculas maiores e mais complexas (Granéli *et al.*, 1998). Essas medidas foram realizadas em espectrofotômetro PerkinElmer – Lambda 365, utilizando cubetas de quartzo de 1cm de caminho óptico e água ultrapura como referência (Worsfold *et al.*, 2016).

Para verificar a variação da qualidade da matéria orgânica após a decomposição bacteriana do lixiviado das folhas, foi realizada a diferença entre os valores iniciais do experimento e os valores finais do experimento de mineralização ($\Delta = (\text{Inicial} - \text{Final})$), para variáveis: $\alpha 250/\alpha 365$, $\alpha 430$ e $SUVA_{(250)}$. Em relação a $\alpha 430$ os valores positivos são indicativos que a água clareou e os negativos que cor da água escureceu. Para $\alpha 250/\alpha 365$ os valores positivos mostram que diminuíram a razão entre partículas grandes e pequenas, e os negativos é que aumentarão. Já para $SUVA_{(250)}$ os valores positivos relatam que os compostos aromáticos diminuíram e os negativos que aumentaram.

Para a analisar o Carbono inorgânico dissolvido (CID), que aqui utilizamos como uma medida de CO_2 para estimar as taxas de mineralização da MOD pela respiração bacteriana, as amostras foram acidificadas com ácido fosfórico (25%) transformando todo o CID em CO_2 . Este, por sua vez, foi quantificado através de um detector infra-vermelho em um aparelho analisador de carbono TOC-V 5000 Shimadzu (Granéli *et al.*, 1998). A solução padrão foi feita com carbonato de sódio e hidrogenocarbonato de sódio (Na_2CO_3 e $NaHCO_3$, respectivamente)

e foram utilizadas as concentrações de 0, 1, 2 e 5 mg C l⁻¹ nas curvas padrão. Além das variáveis observadas, também geramos a variável de biodisponibilidade da MOD lixiviada dos tratamentos, através da razão entre (COD do lixiviado pelo CID detectado após a mineralização) x100.

3.5 Análises estatísticas

Para melhor visualização dos dados quando plotados em gráficos, as espécies foram codificadas de A-L (Tabela 1). Para verificar diferenças das variáveis de qualidade MOD, COD, ND, respiração e biodisponibilidade entre as espécies e entre combinações, foram realizados testes usando ANOVA one-way, e teste *post hoc* de Tukey. Também foi utilizado ANOVA one-way para comparação entre os grupos de riqueza de espécies (1, 3, 6 e 12) para as variáveis observadas (por exemplo, COD). Aplicamos modelos mistos generalizados (GLMM) para investigar as relações entre riqueza de espécies e as variáveis estudadas (por exemplo, COD, ND, Respiração), com fator randômico no intercepto para a identidade das espécies presentes nas combinações. As análises estatísticas foram feitas no software R versão 4.1.1 (R Core Team, 2022). Para todos os testes foi adotado nível de significância de 95%, para valor de $p \leq 0,05$.

4. RESULTADOS

Os lixiviados das espécies de árvores estudadas no experimento apresentaram características químicas bastante homogêneas para as seguintes variáveis: Nitrogênio dissolvido (ND), tamanho molecular relativo da matéria orgânica dissolvida, $\alpha_{250}/\alpha_{365}$ (TMR) e cor da água (α_{430}), não apresentando diferença significativa entre as espécies (Tabela 3). Contudo, houve diferença significativa nas concentrações de COD lixiviados para a água pelas entre as espécies ($F_{(11,36)} = 27,95$; $p = 2.33e^{-14}$), assim como houve diferença significativa na liberação de compostos aromáticos na água, $SUVA_{(250)}$ ($F_{(11,36)} = 52.86$; $p = 2e^{-16}$).

Tabela 3: Características químicas dos lixiviados das folhas das 12 espécies de árvores utilizadas no experimento, representadas pelos valores médios Carbono orgânico dissolvido mgL^{-1} (COD), valor médio Nitrogênio dissolvido mgL^{-1} (ND), Tamanho molecular relativo $\alpha 250/\alpha 365$ (TMR), Cor da água $\alpha 430 \text{ m}^{-1}$ e $\text{SUVA}_{(250)}$ ($\text{Lmg}^{-1} \text{ m}^{-1}$)

Espécies	COD	ND	$\alpha 250/\alpha 365$	$\alpha 430$	$\text{SUVA}_{(250)}$
<i>Anadenanthera colubrina</i>	18.37	-0.08	3.4	0.034	5.354
<i>Schinus terebinthifolia</i>	15.5	0.03	3.8	0.037	7.325
<i>Croton urucurana</i>	16.82	-0.21	4.92	0.034	5.858
<i>Handroanthus chrysotrichus</i>	11.62	0.12	4.21	0.027	6.195
<i>Handroanthus heptaphyllus</i>	14.18	-0.07	3.85	0.031	8.207
<i>Stryphnodendron polyphyllum</i>	15.75	-0.03	4.53	0.037	10.652
<i>Cariniana estrellensis</i>	15.51	0.03	5.18	0.04	10.802
<i>Ceiba speciosa</i>	9.09	-0.02	4.19	0.026	6.200
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	12.78	0.14	3.66	0.031	8.731
<i>Myrsine coriacea</i>	17.28	0.09	5.09	0.029	7.163
<i>Pleroma granulosum</i>	8.79	-0.12	6.92	0.021	9.539
<i>Citharexylum myrianthum</i>	15	-0.04	3.43	0.025	6.557

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Os lixiviados das folhas das espécies de árvores que apresentaram as menores concentrações de COD foram *Pleroma granulosum* e *Ceiba speciosa*, com valores médios de 8.79 mgL^{-1} e 9.09 mgL^{-1} . Sete espécies liberaram em média mais de 15 mgL^{-1} de COD: *Anadenanthera colubrina*, *Cariniana estrellensis*, *Citharexylum myrianthum*; *Croton urucurana*, *Myrsine coriacea*, *Stryphnodendron polyphyllum*, *Schinus therebinthifolia*, e três espécies, *Handroanthus chrysotrichus*, *Handroanthus heptaphyllus* e *Piptadenia gonoacantha* apresentaram valores médios intermediários, $10 - 15 \text{ mgL}^{-1}$. (Figura 3).

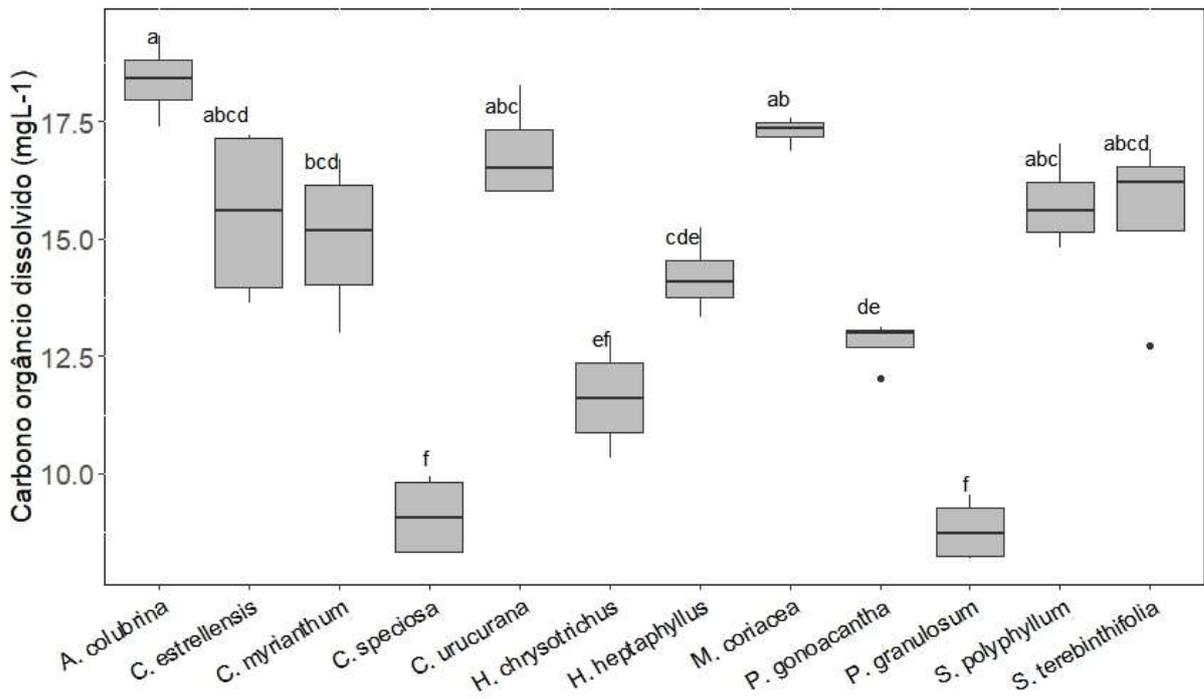


Figura 3: Gráfico boxplot da quantidade de carbono orgânico dissolvido (mgL^{-1}) no lixiviado das folhas das 12 espécies de árvores plantadas no BEF-Atlantic. Anova one-way ($F_{(11,36)} = 27,95$; $p < 0,05$) com valores da mediana, com diferença significativa Tukey HSD, em que as letras separam as espécies diferentes das iguais.

Os lixiviados das folhas das espécies de árvores que apresentaram os menores valores de $\text{SUVA}_{(250)}$ foram *C. estrellensis* e *S. polyphyllum* com valores médios de $10,8 \text{ Lmg}^{-1}\text{m}^{-1}$ e $10,65 \text{ Lmg}^{-1}\text{m}^{-1}$ e a espécie que apresentou o menor valor foi a *A. colubrina*, com valores médios de $5,35 \text{ Lmg}^{-1}\text{m}^{-1}$. Seis espécies tiveram $\text{SUVA}_{(250)}$ entre $5,5 - 8 \text{ Lmg}^{-1}\text{m}^{-1}$: *C. myrianthum*, *C. speciosa*, *C. urucurana*, *H. chrysotrichus*, *M. coriacea* e *S. therebinthifolia* e três espécies, *H. heptaphyllus*, *P. gonoacantha* e *P. granulosum* apresentaram valores médios, $8 - 10 \text{ Lmg}^{-1}\text{m}^{-1}$ (Figura 4).

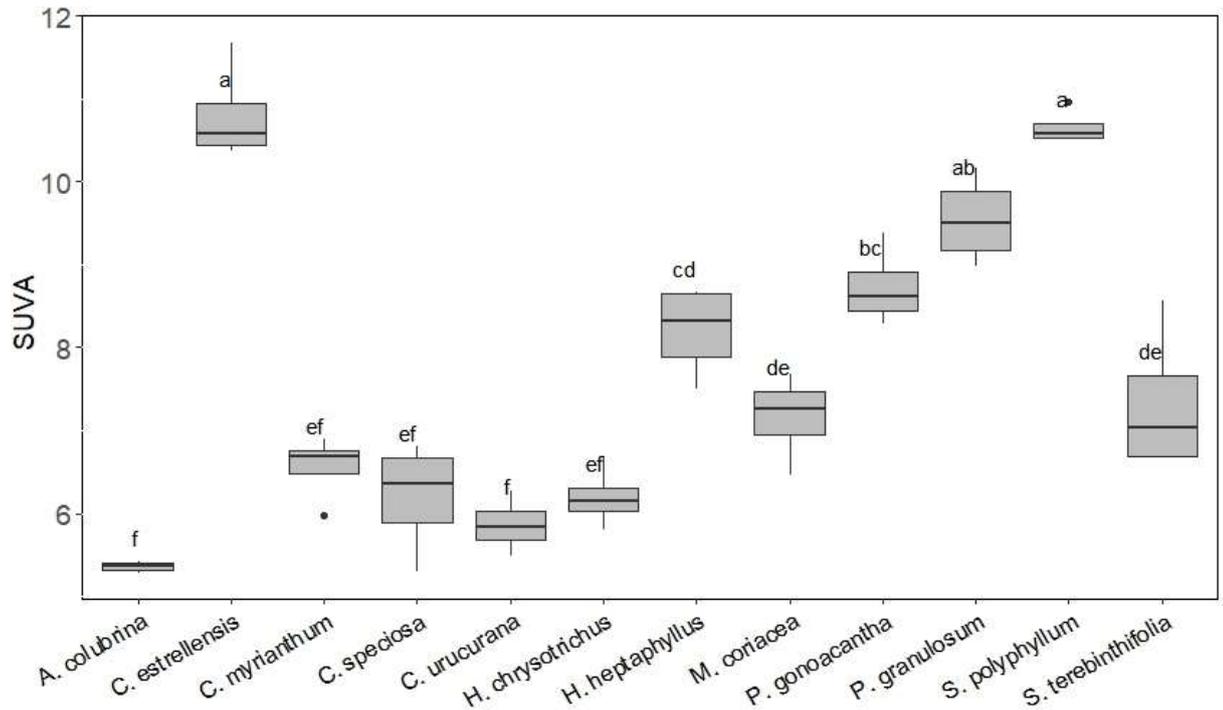


Figura 4 Gráfico boxplot do $SUVA_{(250)}$ ($Lmg^{-1}m^{-1}$) no lixiviado das folhas das 12 espécies de árvores plantadas no BEF-Atlantic. Anova one-way ($F_{(11,36)} = 52.86$; $p < 0,05$) com valores de medianos, com diferença significativa Tukey HSD, em que as letras separam as espécies diferentes das iguais.

Os lixiviados das combinações de três espécies apresentaram características químicas homogêneas para as seguintes variáveis: nitrogênio dissolvido (ND), tamanho molecular relativo $\alpha 250/\alpha 365$ (TMR) e cor da água ($\alpha 430$), não apresentando diferença significativa entre elas. Porém, as concentrações de COD nos lixiviados e os valores de $SUVA_{(250)}$, apresentaram diferença significativa ($F_{(7, 24)} = 20.43$; $p = 1.14e^{-08}$) e ($F_{(7,24)} = 27.66$, $p = 5.21e^{-10}$), sendo que para COD que as combinações BHK (*S. terebinthifolia*, *P. granulosum* e *C. speciosa*.) e GKH (*C. estrellensis*, *P. granulosum* e *C. speciosa*) foram significativamente menores que as demais. Essas combinações apresentam no conjunto das espécies *P. granulosum* e *C. speciosa* (Figura 5), que foram espécies que apresentaram a menor lixiviação de COD nas monoculturas, como visto anteriormente na figura 3.

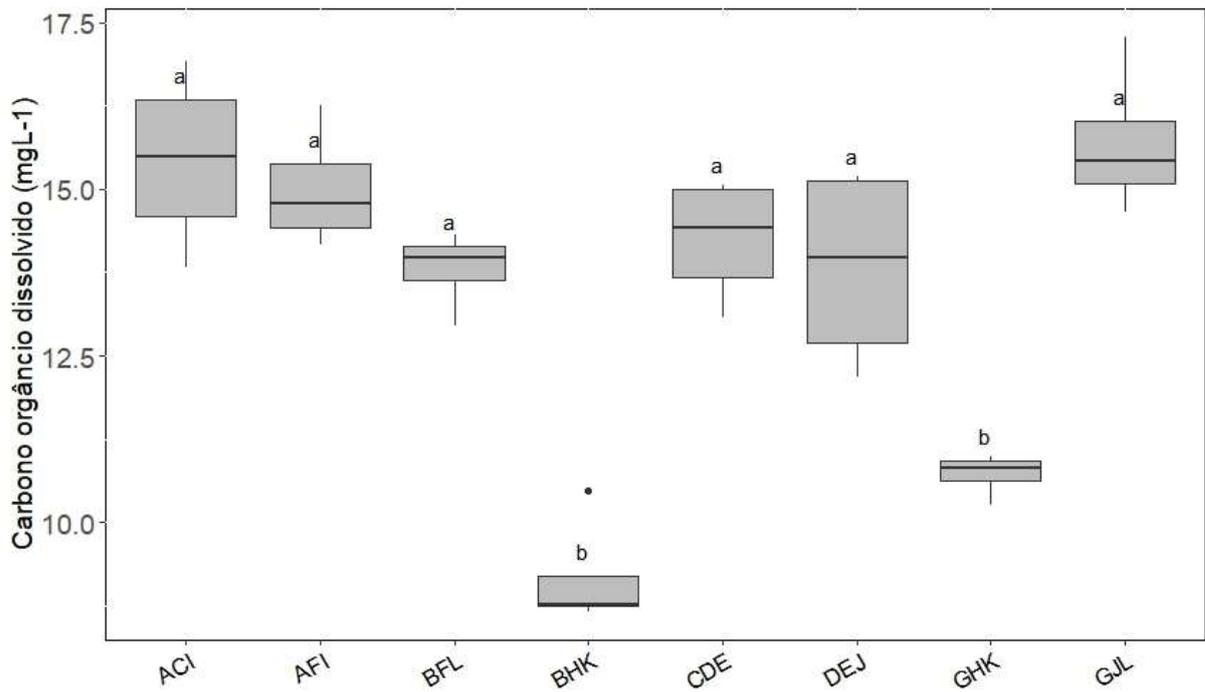


Figura 5 Gráfico boxplot da quantidade de carbono orgânico dissolvido (mgL⁻¹) no lixiviado das combinações de 3 espécies de folhas de árvores, representada pelas letras maiúsculas de acordo com a tabela 1, plantadas no BEF-Atlantic. Anova one-way ($F_{(7, 24)} = 20.43$; $p < 0.05$), com mediana e com diferença significativa Tukey HSD, em que as letras minúsculas agrupam ou separam as combinações de acordo com a diferença significativa entre elas.

SUVA₍₂₅₀₎ variou entre 6 – 11 Lmg⁻¹m⁻¹ e, a combinação que se destacou com os maiores valores foi GHK (*C. estrellensis*, *P. granulatum* e *C. speciosa*) e as que se destacaram com os menores valores foram ACI (*A. colubrina*, *P. gonoacantha* e *S. polyphyllum*) e CDE (*C. urucurana*, *H. chrysotrichus* e *H. heptaphyllum*) (Figura 6).

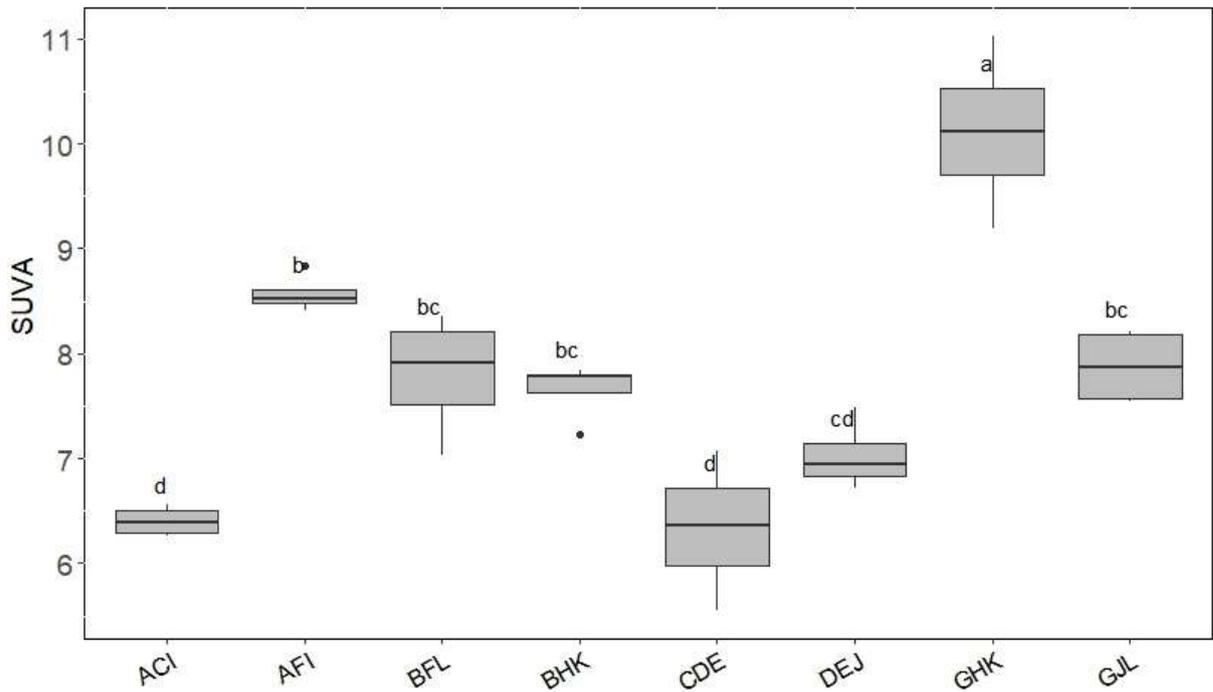


Figura 6: Gráfico boxplot das concentrações de $SUVA_{(250)}$ ($Lmg^{-1}m^{-1}$) no lixiviado das combinações de 3 espécies de folhas de árvores, representada pelas letras maiúsculas de acordo com a tabela 1, plantadas no BEF-Atlantic. Anova one-way ($F_{(7,24)} = 27.66$; $p < 0.05$), com mediana e com diferença significativa Tukey HSD, em que as letras minúsculas agrupam ou separam as combinações de acordo com a diferença significativa entre elas.

As combinações de 6 espécies apresentaram uma distribuição homogêneas para as variáveis: COD E ND e apresentaram diferença significativa para as seguintes variáveis: $\alpha_{250}/\alpha_{365}$ ($F_{(7,24)} = 4.45$; $p = 0.00271$), α_{430} ($F_{(7,24)} = 3.69$; $p = 0.0076$) e $SUVA_{(250)}$ ($F_{(7,24)} = 8.988$; $p = 1.98e^{-05}$). O $\alpha_{250}/\alpha_{365}$ variou entre 3.5 e 5.0, com ABDEIJ (*S. terebinthifolia*, *H. heptaphyllus*, *C. speciosa*, *P. gonoacantha*, *M. coriacea* e *P. granulatum*) tendo o menor valor médio, e BEHIJK (*S. terebinthifolia*, *H. heptaphyllus*, *C. speciosa*, *M. coriacea*, *P. gonoacantha*, *C. myrianthum*) o maior valor médio. As combinações ADEFIL, AGIJKL, BCDEFH e BCGHJK não apresentaram diferença significativa entre elas. (Figura 7).

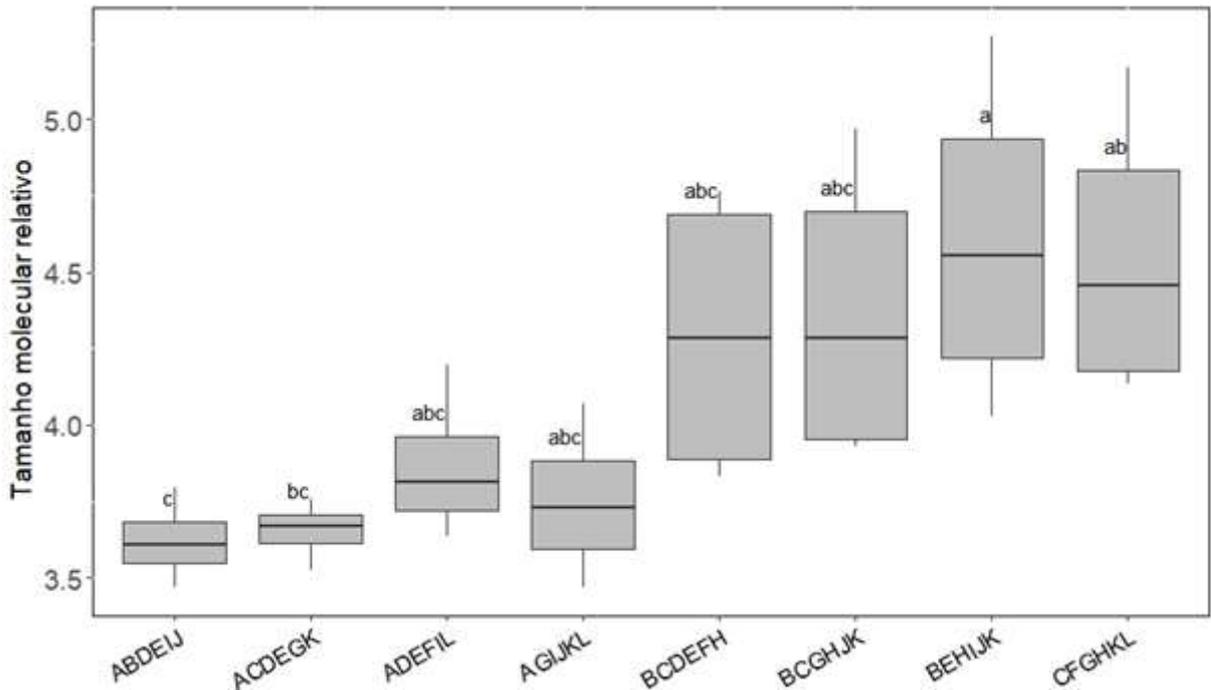


Figura 7 : Gráfico boxplot do tamanho molecular relativo da matéria orgânica dissolvida $\alpha_{250}/\alpha_{365}$ (TMR) do lixiviado das combinações de 6 espécies de folhas de árvores, representada pelas letras maiúsculas de acordo com a tabela 1, plantadas no BEF-Atlantic. Anova one-way ($F_{(7,24)} = 4.45$; $p < 0.05$), com a mediana e com diferença significativa Tukey HSD, em que as letras minúsculas agrupam ou separam as combinações de acordo com a diferença significativa entre elas.

A α_{430} das diferentes combinações de 6 espécies variou entre 5 e 7 m^{-1} , e a combinação AGIJKL (*A. colubrina*, *C. estrellensis*, *P. gonoacantha*, *M. coriacea*, *P. granulosum* e *C. myrianthum*) foi significativamente menor que a combinação BCDEFH (*S. terebinthifolia*, *C. urucurana*, *H. chrysotrichus*, *H. heptaphyllus*, *S. polyphyllum* e *C. speciosa*) (Figura 8).

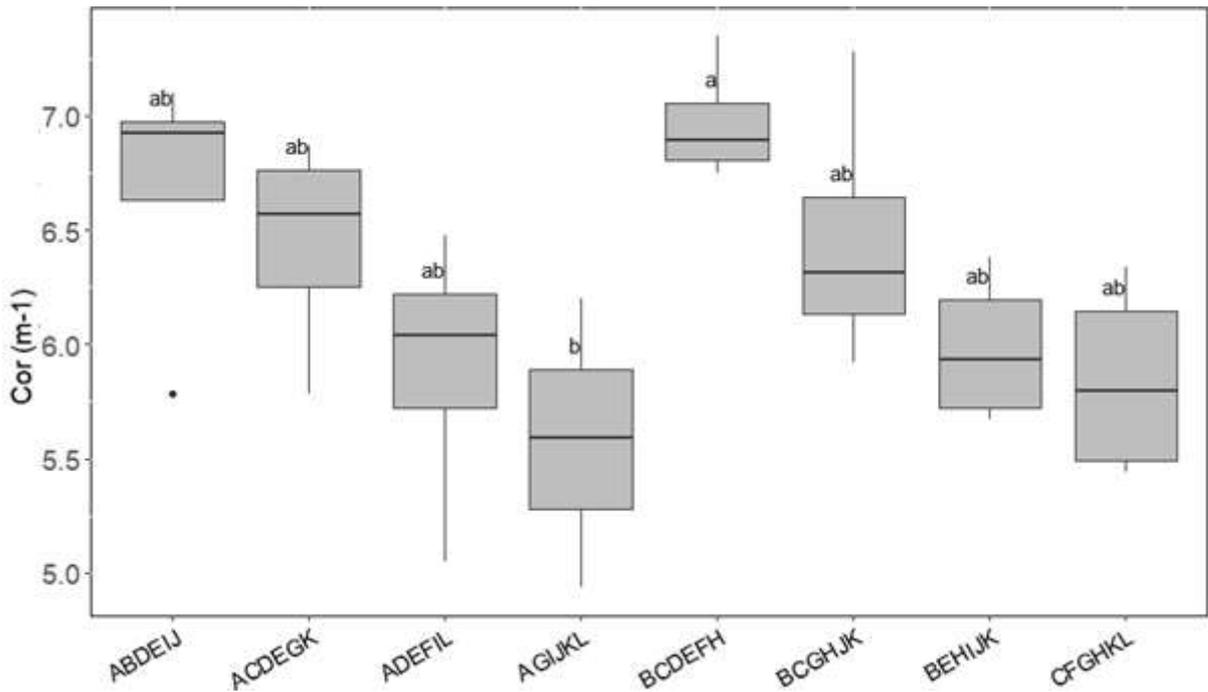


Figura 8: Gráfico boxplot da cor da água ($\alpha 430$) m^{-1} do lixiviado das combinações de 6 espécies de folhas de árvores, representada pelas letras maiúsculas de acordo com a tabela 1, plantadas no BEF-Atlantic. Anova one-way ($F_{(7,24)} = 3.69$; $p < 0.05$), com mediana e com diferença significativa Tukey HSD, em que as letras minúsculas agrupam ou separam as combinações de acordo com a diferença significativa entre elas.

O $SUVA_{(250)}$ das diferentes combinações de 6 espécies variou entre 6.5 e 10 $Lmg^{-1}m^{-1}$, em que as combinações ABDEIJ, BCDEFH e BEHIJK apresentaram os menores valores, abaixo de 7.5 $Lmg^{-1}m^{-1}$ (Figura 9).

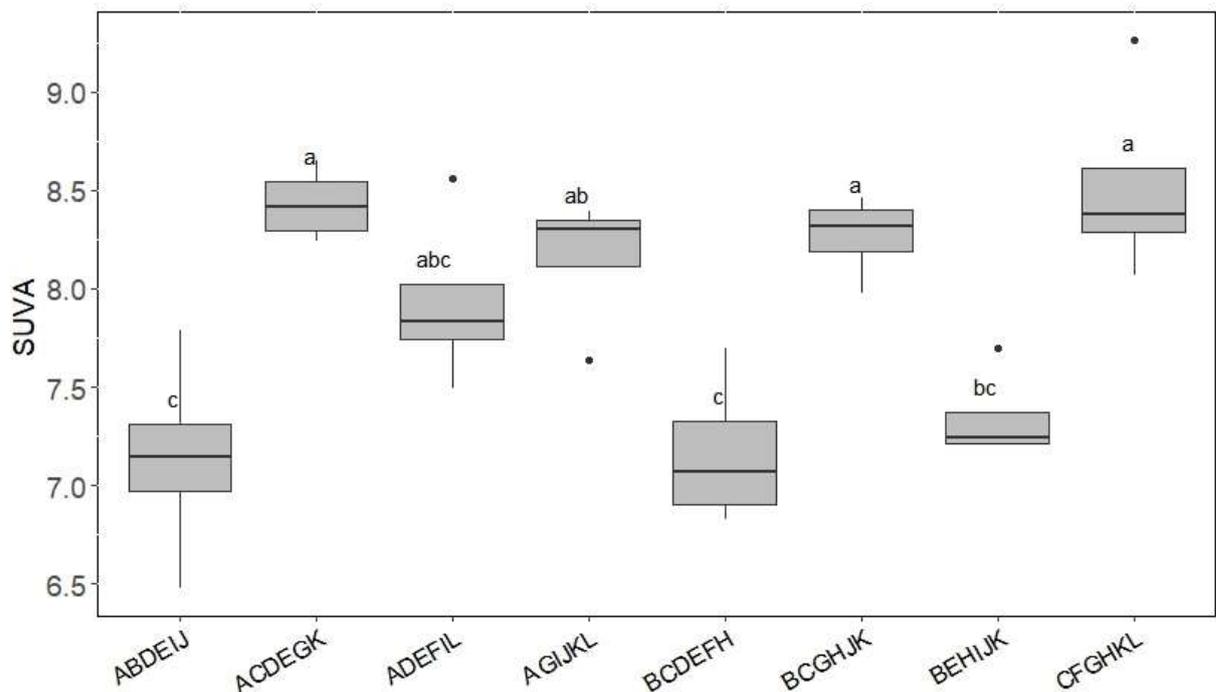


Figura 9: Gráfico boxplot da concentração de $SUVA_{(250)}$ ($Lmg^{-1}m^{-1}$) do lixiviado das combinações de 6 espécies de folhas de árvores, representada pelas letras maiúsculas de acordo com a tabela 1, plantadas no BEF-Atlantic. Anova one-way ($F_{(7,24)} = 8.988$; $p < 0.05$), com mediana e com diferença significativa Tukey HSD, em que as letras minúsculas agrupam ou separam as combinações de acordo com a diferença significativa entre elas.

4.1 Experimento de mineralização bacteriana

O processo de degradação microbiana para o lixiviado das espécies de plantas, resultou em alterações significativas para as seguintes variáveis: $\alpha 250/\alpha 365$ (TMR), $\alpha 430$, $SUVA_{(250)}$, Respiração e Biodisponibilidade, e não apresentaram diferença significativa para COD e ND (Tabela 4).

Tabela 4: Sumário dos resultados da ANOVA comparando a mineralização do lixiviado das 12 espécies utilizadas no experimento BEF-Atlantic a respeito das seguintes variáveis: respiração, variação do tamanho molecular relativo da matéria orgânica $\alpha 250/\alpha 365$ (TMR), variação de cor da água ($\alpha 430$), variação do $SUVA_{(250)}$, biodisponibilidade, carbono orgânico dissolvido (COD) e nitrogênio dissolvido (ND). As variáveis com * apresentam significância $p < 0,05$, signif. codes: 0 '***', 0.001 '**', 0.01 '*'.

ANOVA comparação da mineralização do lixiviado das 12 Espécies		
Variáveis	F valor	P
Varição de $\alpha 250/\alpha 365$	3.489	0.00219 **
Varição da $\alpha 430$	2.723	0.0115 *
Varição do $SUVA_{(250)}$	2.948	0.0122 *
Biodisponibilidade	3.621	0.00166 **
Respiração	4.184	0.000526***
COD	0.953	0.512
ND	0.954	0.514

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

A biodisponibilidade variou de 2,3% a 10%, sendo que a espécie *H. chrysotrichus* apresentou biodisponibilidade significativamente maior que *H. heptaphyllus* e *C. urucurana* (Figura 10). Dez espécies apresentaram valores de biodisponibilidade entre 5% e 10%, *A. colubrina*, *C. estrellensis*, *C. myranthum*, *C. speciosa*, *H. chrysotrichus*, *M. coriacea*, *P. gonoacoantha*, *P. granulosum*, *S. polyphillum*, *S. therebinthifolia*, e duas espécies, *C. urucurana* e *H. heptaphyllus* apresentaram valores médios menores que 5% de biodisponibilidade (Figura 10).

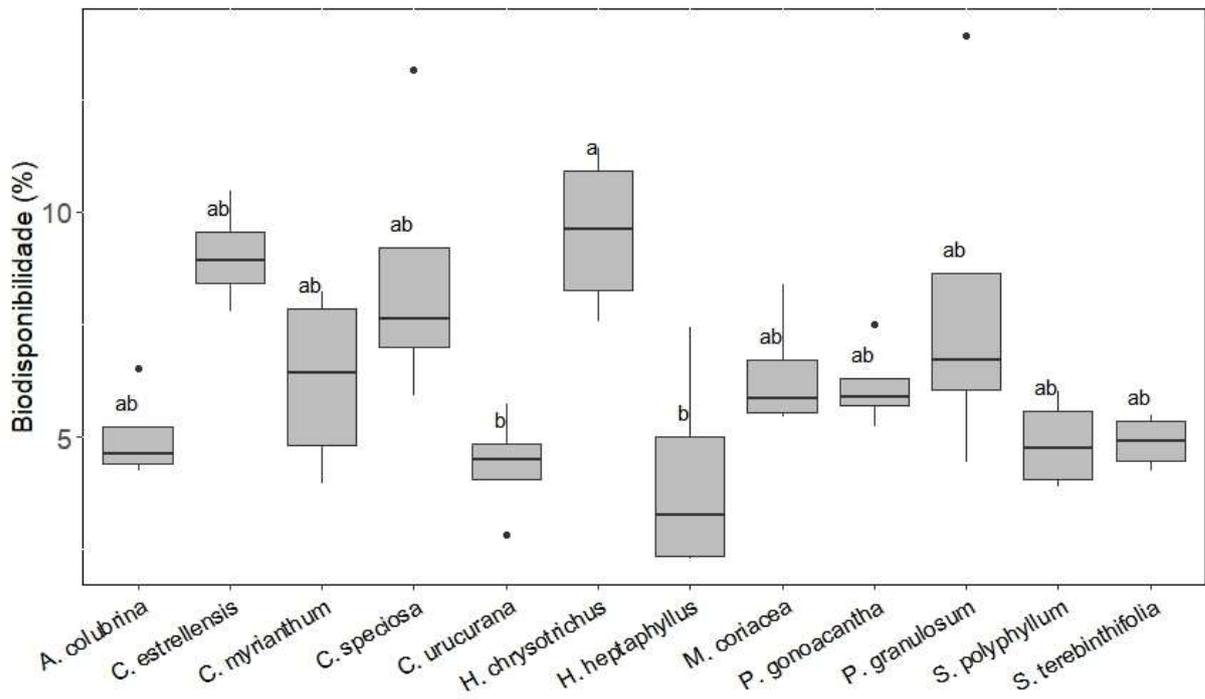


Figura 10: Gráfico do boxplot da biodisponibilidade da matéria orgânica dissolvida (%) do lixiviado das folhas das 12 espécies de árvores plantadas no experimento BEF-Atlantic. Anova one-way ($F_{(11,36)} = 3.62$; $p < 0.05$) com mediana e com diferença significativa Tukey HSD, onde as letras separam as espécies.

A respiração bacteriana variou entre 4 e 20 $\mu\text{g.L}^{-1}$ por hora, para *H. heptaphyllus* e *C. estrellensis*, respectivamente. Sete espécies apresentaram valores abaixo de 10 $\mu\text{g.L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$, *C. speciosa*, *C. urucurana*, *P. gonoacantha*, *P. granulosum*, *S. polyphyllum*, *S. terebinthifolia* e *H. heptaphyllus*. Quatro espécies apresentaram valores entre 10 $\mu\text{g.L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ e 15 $\mu\text{g.L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$, *A. colubrina*, *C. myrianthum*, *H. chrysotrichus* e *M. coriacea* (Figura 11).

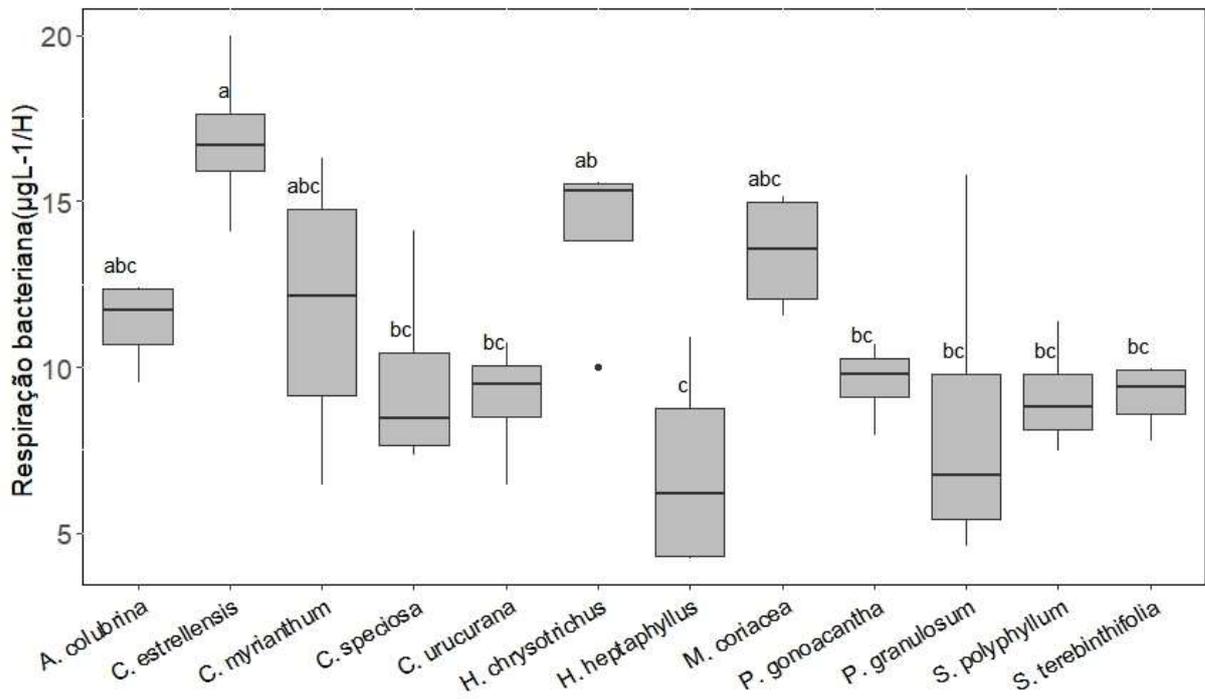


Figura 11: Gráfico boxplot da respiração bacteriana ($\mu\text{g L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$) dos tratamentos do lixiviado das folhas das 12 espécies de árvores plantadas no experimento BEF-Atlantic. Anova one-way ($F_{(11,36)} = 4.18$; $p < 0.05$) com mediana e com diferença significativa Tukey HSD, em que as letras agrupam ou separam as espécies de acordo com a diferença significativa entre elas.

Após a degradação bacteriana a taxa de alteração da $\alpha 250/\alpha 365$ da MOD variou entre -2,3 e 1,8 para *P. granulosum* e *H. chrysotrichus*, respectivamente. A variação da $\alpha 250/\alpha 365$ foi significativamente menor em *P. granulosum* em relação a outras 7 espécies. *C. myrianthum*, *C. speciosa*, *C. urucurana*, *H. heptaphyllus*, *P. gonoacantha* apresentaram variação significativa da $\alpha 250/\alpha 365$ após a degradação bacteriana (Figura 12).

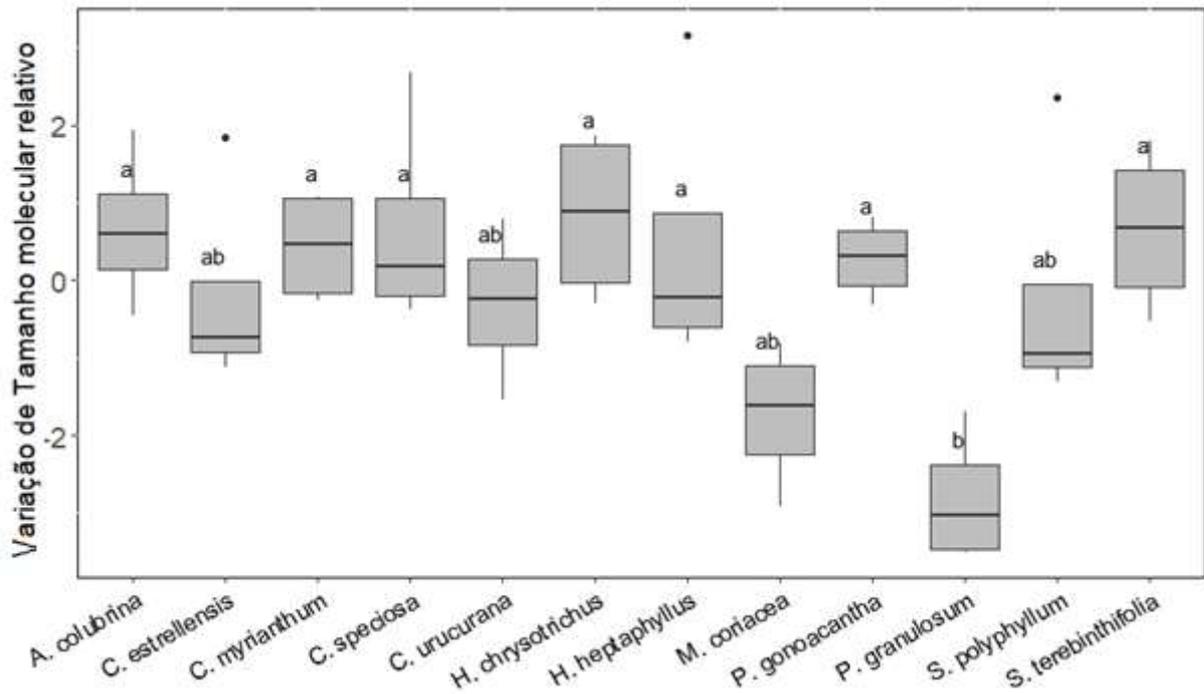


Figura 12: Gráfico de boxplot variação relativa do tamanho molecular relativo da matéria orgânica dissolvida $\alpha_{250}/\alpha_{365}$ (TMR) dos tratamentos do lixiviado das folhas das 12 espécies de árvores plantadas no experimento BEF-Atlantic, após a decomposição bacteriana. Anova one-way ($F_{(11,36)} = 3.49$; $p < 0.05$) com mediana e com diferença significativa Tukey HSD, em que as letras agrupam ou separam as espécies de acordo com a diferença significativa entre elas.

A α_{430} , após a decomposição apresentou variações de -4 a 3.7 m^{-1} , com espécies que apresentaram valores positivos (indicativo de que a cor da água clareou, resultando na diminuição das substâncias húmicas), como *P. granulolum*, que apresentou o maior valor médio positivo, e espécies com valores negativos (indicativo de que a água escureceu, aumentando a quantidade de substâncias húmicas), como *C. estrellensis* e *S. terebinthifolia*, que apresentaram os maiores valores médios negativos encontrados no estudo. Os números próximos a 0 indicam que não houve variação de cor, como os encontrados para as espécies *A. colubrina*, *C. speciosa*, *H. chrysotrichus* e *M. coriacea* (Figura 13).

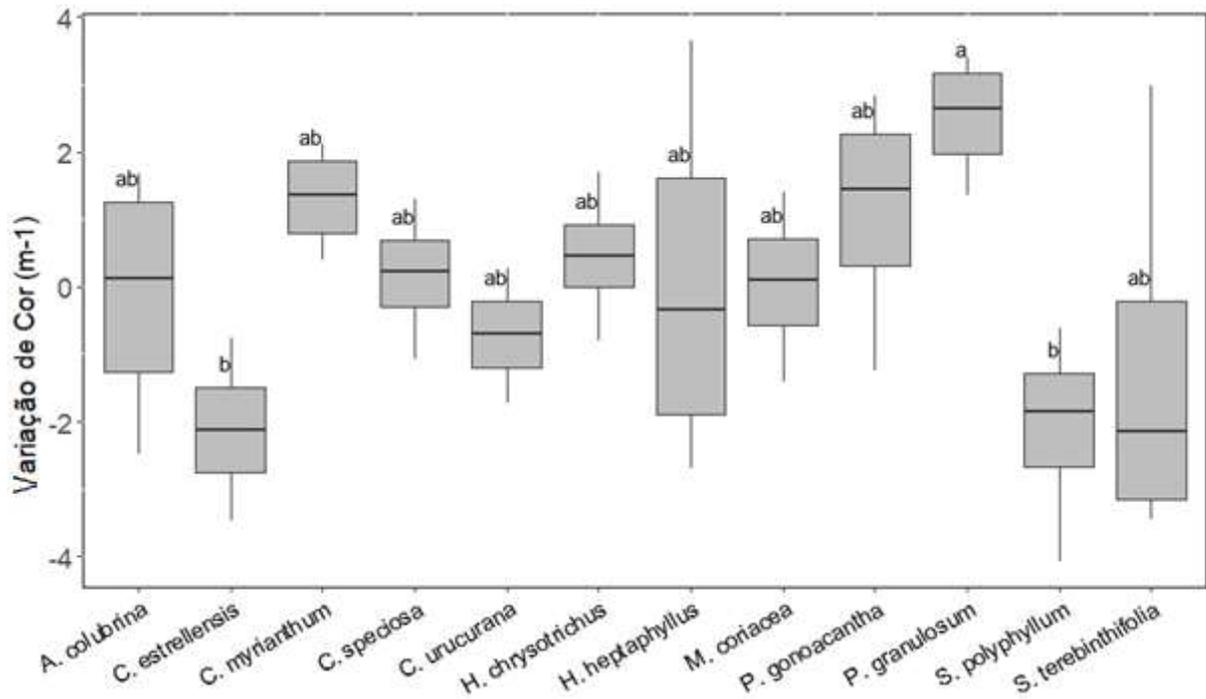


Figura 13: Gráfico boxplot da variação da cor da água (α_{430}) em m^{-1} dos tratamentos do lixiviado das folhas das 12 espécies de árvores plantadas no experimento BEF-Atlantic, após a decomposição bacteriana. Anova one-way ($F_{(11,36)} = 2.723$, $p < 0.05$) com mediana e com diferença significativa Tukey HSD, em que as letras agrupam ou separam as espécies de acordo com a diferença significativa entre elas.

Após a degradação microbiana, o $SUVA_{(250)}$ apresentou variações entre -12 a $2.5 \text{ Lmg}^{-1} \text{ m}^{-1}$, sendo que *C. speciosa*, que apresentou o maior aumento e *S. polyphyllum* que apresentou a maior redução. Os números próximos a 0 indicam que não houve variação (Figura 14).

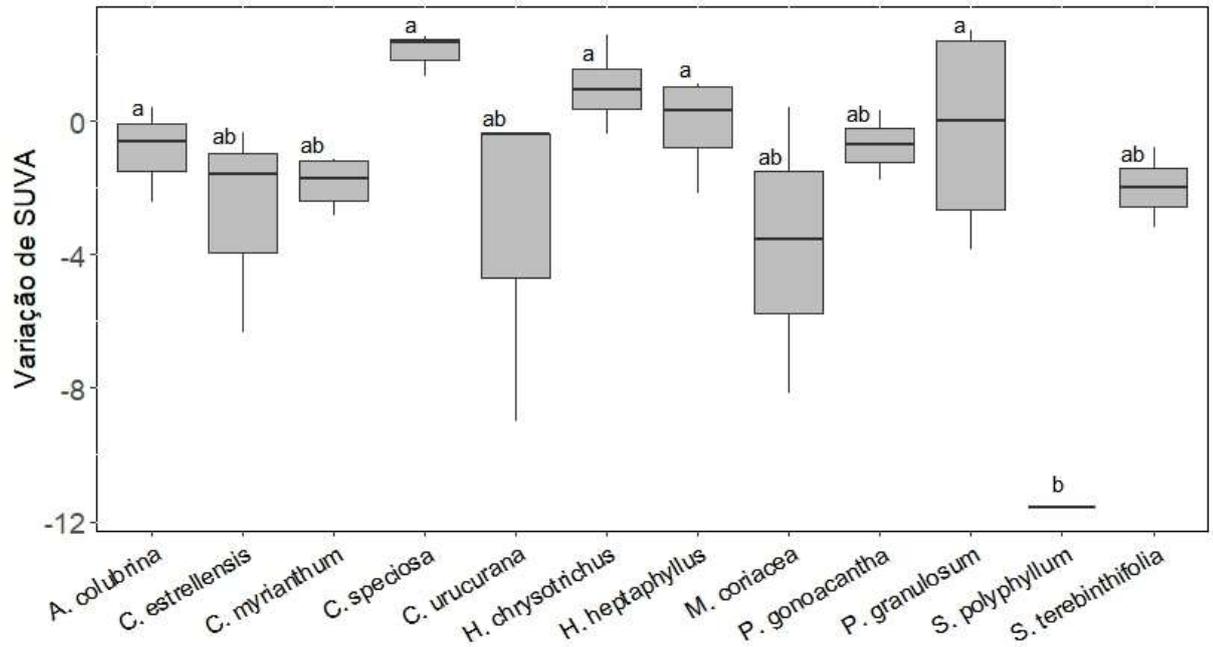


Figura 14: Gráfico boxplot da variação de $SUVA_{(250)}$ em $Lmg^{-1}m^{-1}$ dos tratamentos do lixiviado das folhas das 12 espécies de árvores plantadas no experimento BEF-Atlantic, após a decomposição bacteriana. Anova one-way ($F_{(11,25)} = 2.948$, $p < 0.05$) com mediana e com diferença significativa Tukey HSD, em que as letras agrupam ou separam as espécies de acordo com a diferença significativa entre elas.

As combinações de 3 espécies apresentaram diferença significativa para as seguintes variáveis: A variação de $\alpha_{250}/\alpha_{365}$ ($F_{(7,24)} = 3.64$; $p = 0.0081$), a variação de α_{430} ($F_{(7,24)} = 2.70$; $p = 0.0323$), variação de $SUVA_{(250)}$ ($F_{(7,20)} = 2.948$; $p = 0.0122$) (Figuras 14, 15 e 16). A variações de $\alpha_{250}/\alpha_{365}$ das combinações foram entre -2 a 2, com destaque para os agrupamentos BHK e GHK que apresentaram valores negativos. As demais combinações apresentaram a mediana próxima de 0, sem apresentar diferença da proporção de partículas grandes e pequenas após a decomposição bacteriana (Figura 15).

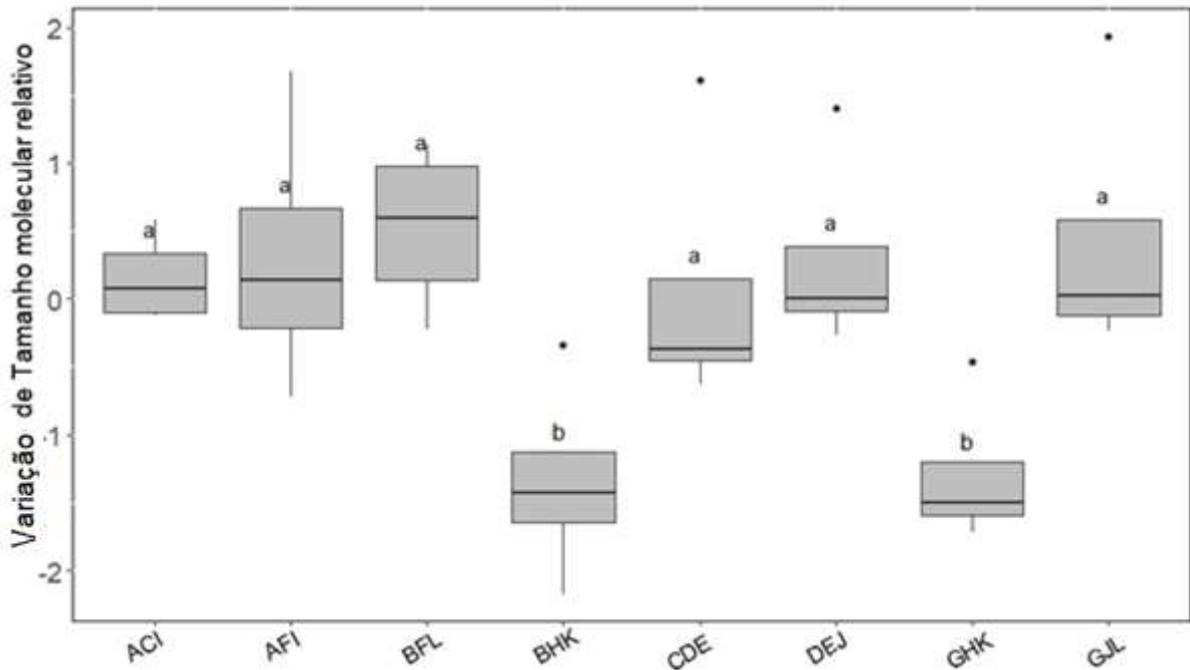


Figura 15: Gráfico boxplot variação do tamanho molecular relativo da matéria orgânica dissolvida $\alpha_{250}/\alpha_{365}$ (TMR) do lixiviado das combinações de 3 espécies de folhas de árvores, representada pelas letras maiúsculas de acordo com a tabela 1, plantadas no BEF-Atlantic, após a decomposição bacteriana. Anova one-way ($F_{(7,24)} = 3.64$; $p < 0.05$) com mediana e com diferença significativa Tukey HSD, em que as letras minúsculas agrupam ou separam as combinações de acordo com a diferença significativa entre elas.

A variação de α_{430} para as combinações de 3 espécies foi de -4 e 4 m^{-1} , com combinações que apresentaram valores médios positivos, como por exemplo as combinações BHK e GHK, sendo um indicativo de que a água clareou após a decomposição, e valores negativos, como a combinação AFI (*A. colubrina*, *P. gonoacantha* e *S. polyphyllum*). As demais combinações apresentaram valores próximos de zero (Figura 16).

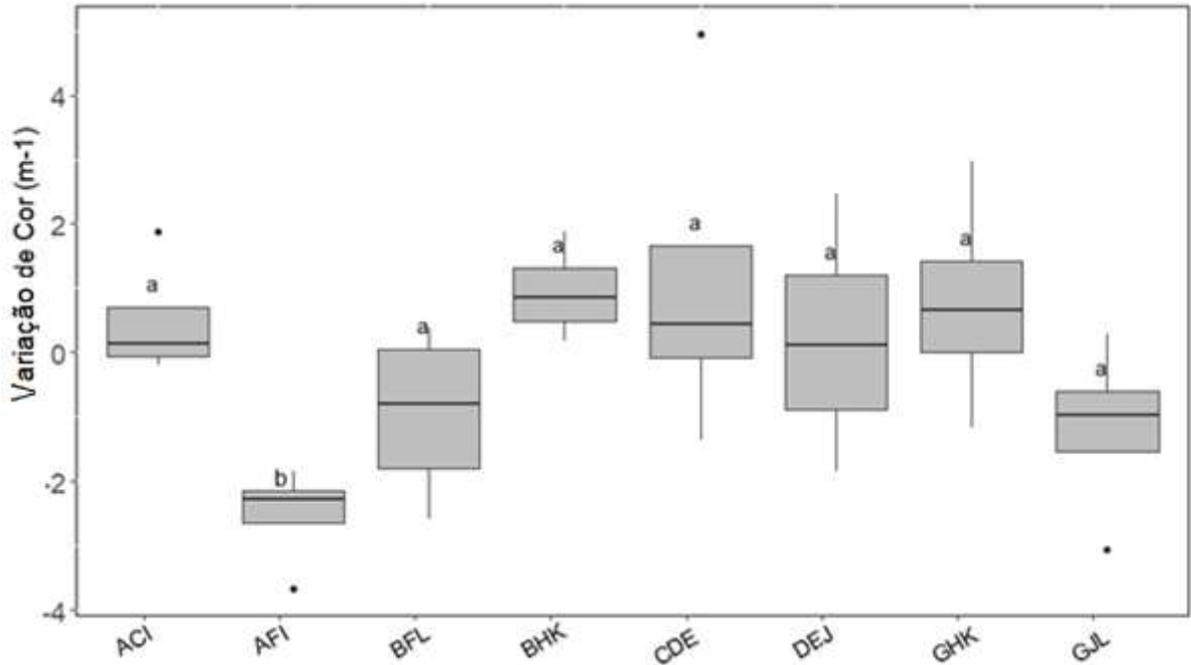


Figura 16: Gráfico boxplot da variação relativa da cor da água (α_{430}) m^{-1} do lixiviado das combinações de 3 espécies de folhas de árvores plantadas no BEF-Atlantic, após a decomposição bacteriana, representada pelas letras maiúsculas de acordo com a tabela 1. Anova one-way ($F_{(7,24)} = 2.70$; $p < 0.05$), com mediana e com diferença significativa Tukey HSD, em que as letras minúsculas agrupam ou separam as combinações de acordo com a diferença significativa entre elas.

A variação de $SUVA_{(250)}$ pela degradação bacteriana para as combinações de 3 espécies variou entre - 7 e 3 $Lmg^{-1}m^{-1}$, com combinações que apresentaram redução de $SUVA_{(250)}$, como por exemplo as combinações AFI, GJL e CDE, e combinações que apresentaram aumento de $SUVA_{(250)}$, como a combinação BHK. As demais combinações, que apresentaram valores medianos próximos de zero, representam combinações em que não houve alteração na $SUVA_{(250)}$ com a atividade de mineralização da MOD (Figura 17).

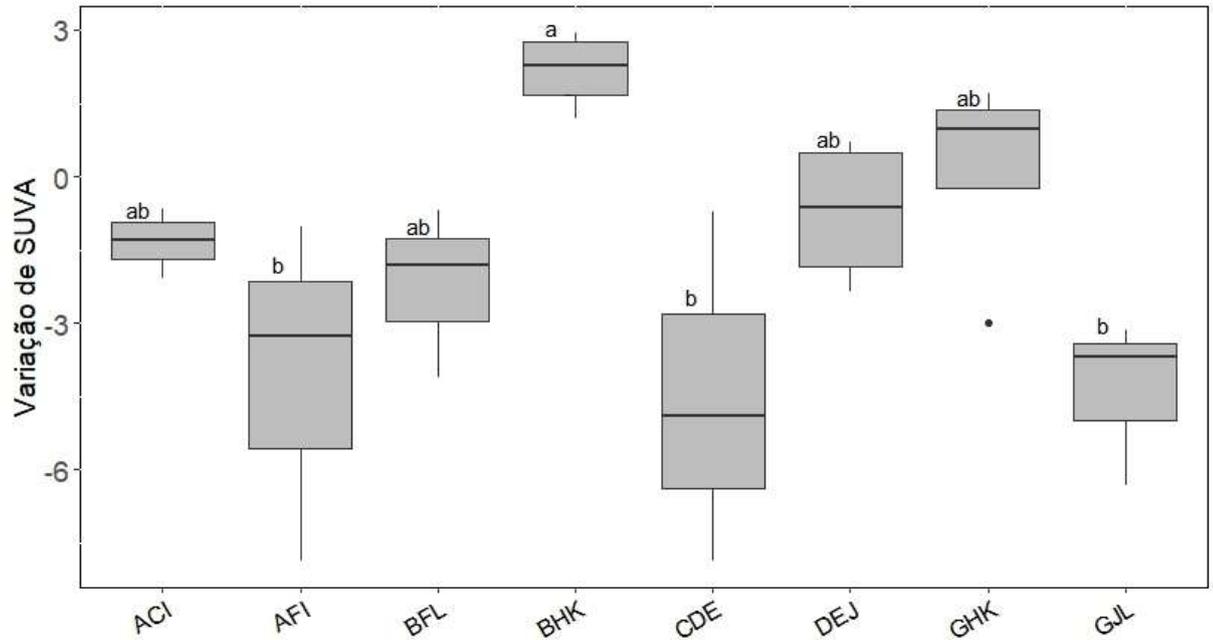


Figura 17: Gráfico boxplot da variação do $SUVA_{(250)}$ em $Lmg^{-1}m^{-1}$ do lixiviado das combinações de 3 espécies de folhas de árvores plantadas no BEF-Atlantic, após a decomposição bacteriana, representada pelas letras maiúsculas de acordo com a tabela 1. Anova one-way ($F_{(7,20)} = 2.948$; $p < 0.05$), com mediana e com diferença significativa Tukey HSD, em que as letras minúsculas agrupam ou separam as combinações de acordo com a diferença significativa entre elas.

As combinações de 6 espécies apresentaram diferenças significativas para as seguintes variáveis: De variação de $\alpha_{250}/\alpha_{365}$ ($F = 9.2$; $p = 1.64e^{-05}$) e de variação de α_{430} ($F = 2.76$; $p = 0.0298$). A variação de $\alpha_{250}/\alpha_{365}$ situou-se entre -1 e 1, com BEHIJK (*S. terebinthifolia*, *H. heptaphyllus*, *C. speciosa*, *M. coriacea*, *P. gonoacantha*, *C. myrianthum*) e CFGHKL (*C. urucurana*, *C. estrellensis*, *S. polyphyllum*, *C. speciosa*, *P. granulosum* e *C. myrianthum*) apresentando os maiores valores positivos. ACDEGK (*A. colubrina*, *C. urucurana*, *H. chrysotrichus*, *H. heptaphyllus*, *C. estrellensis* e *P. granulosum*) apresentou os menores valores negativos. Duas combinações não apresentaram diferença na variação de $\alpha_{250}/\alpha_{365}$ após mineralização bacteriana: ADEFIL e BCDEFH (Figura 18).

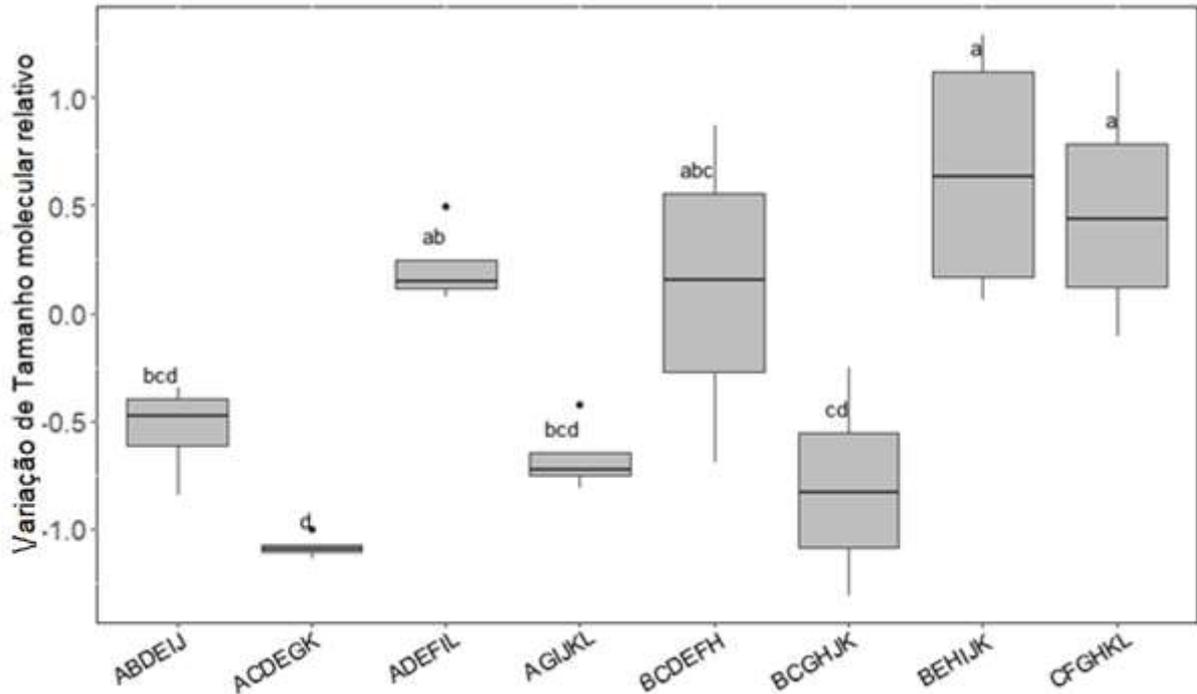


Figura 18: Gráfico boxplot da variação do tamanho molecular relativo da matéria orgânica dissolvida $\alpha_{250}/\alpha_{365}$ (TMR) do lixiviado das combinações de 6 espécies de folhas de árvores, após a decomposição bacteriana representada pelas letras maiúsculas de acordo com a tabela 1, plantadas no BEF-Atlantic. Anova one-way ($F_{(7,24)} = 9.2$; $p < 0.05$), com mediana e com diferença significativa Tukey HSD, em que as letras minúsculas agrupam ou separam as combinações de acordo com a diferença significativa entre elas.

A variação da α_{430} situou-se entre 1 a -2. AGIJKL (*A. colubrina*, *C. estrellensis*, *P. gonoacantha*, *M. coriacea*, *P. granulosum* e *C. myrianthum*) e ADEFIL apresentaram menores valores médios que os demais (Figura 19).

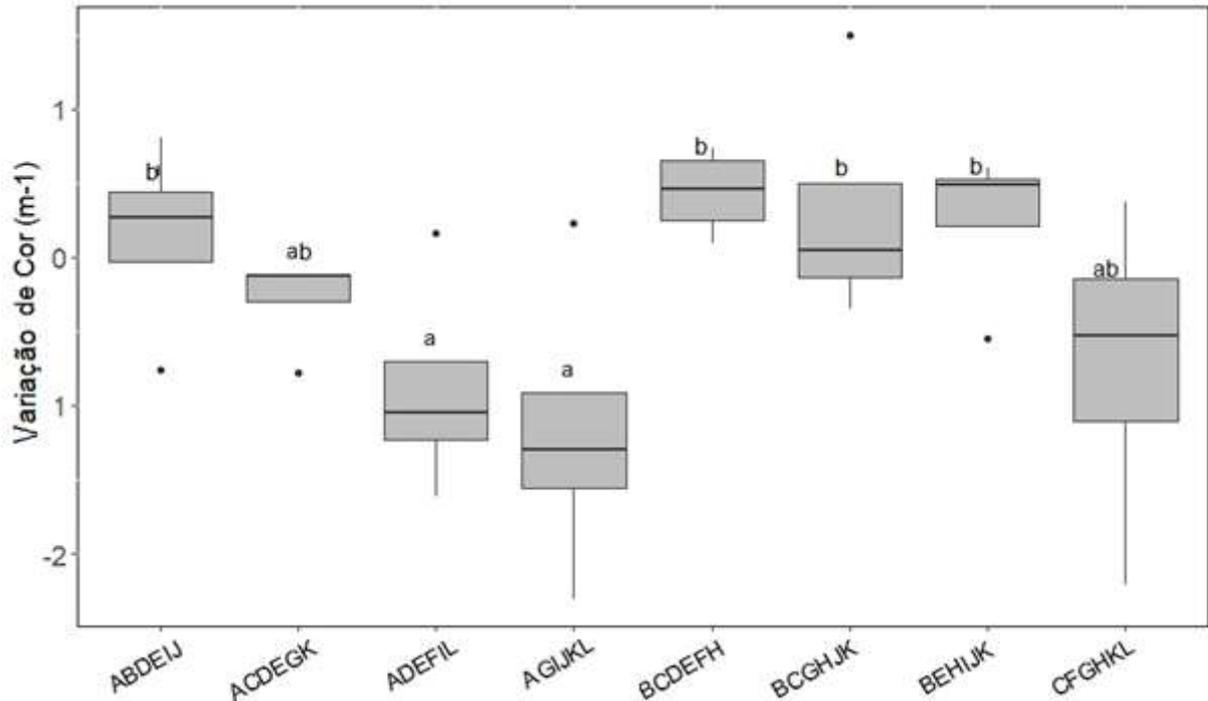


Figura 19: Gráfico boxplot variação da cor da água (α_{430}) do lixiviado das combinações de 6 espécies de folhas de árvores plantadas no BEF-Atlantic, após a respiração bacteriana, representada pelas letras maiúsculas de acordo com a tabela 1. Anova one-way ($F_{(7,24)} = 2.76$; $p < 0.005$), com mediana e com diferença significativa Tukey HSD, em que as letras maiúsculas agrupam ou separam as combinações de acordo com a diferença significativa entre elas.

4.2 Gradiente de diversidade

As variáveis do lixiviado: COD, ND, $\alpha_{250}/\alpha_{365}$, α_{430} , $SUVA_{(250)}$ não apresentaram correlação significativa com a riqueza de espécies (1, 3, 6 e 12 espécies). Após a decomposição bacteriana, COD, ND, variação de $\alpha_{250}/\alpha_{365}$, variação de CA, variação de $SUVA_{(250)}$ biodisponibilidade, não apresentaram correlação significativa com o gradiente de diversidade. A respiração bacteriana apresentou correlação significativa negativa com a riqueza de espécies (1, 3, 6 e 12 espécies; $F_{(1,114)} = 10.48$; $p = 3.96 \times 10^{-6}$). O intercepto foi em torno de $10 \mu\text{g l}^{-1}$ (Figura 20) e, a cada acréscimo de uma espécie, a respiração diminui em torno de $0.4754 \mu\text{g L}^{-1}$ por hora.

Em relação às regressões (GLMM), a respiração foi a única variável que apresentou alguma tendência em relação ao gradiente de diversidade, já as demais variáveis observadas não apresentaram nenhuma relação (Tabela 5).

Tabela 5: Sumário dos resultados das regressões lineares, com as seguintes variáveis: carbono orgânico (COD), variação do Tamanho molecular relativo da matéria orgânica dissolvida $\alpha_{250}/\alpha_{365}$

(TMR), variação da cor da água ($\alpha 430$), variação $SUVA_{(250)}$, nitrogênio dissolvido (ND), biodisponibilidade e Respiração bacteriana. Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*'.

Variável (GLMM)	Estimates	z value	P > 0.001
COD	-0.1643	-1.569	0.117
Varição de $\alpha 250/\alpha 365$	-0.3018	-1.285	0.1989
ND	0.08851	0.584	0.559
Varição de $SUVA_{(250)}$	-0.4606	-0.351	0.7257
Varição de $\alpha 430$	-0.2325	-0.40	0.688
Biodisponibilidade	-0.07138	-1.398	0.162
Respiração	-4.754	-3.849	0.000118 ***

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

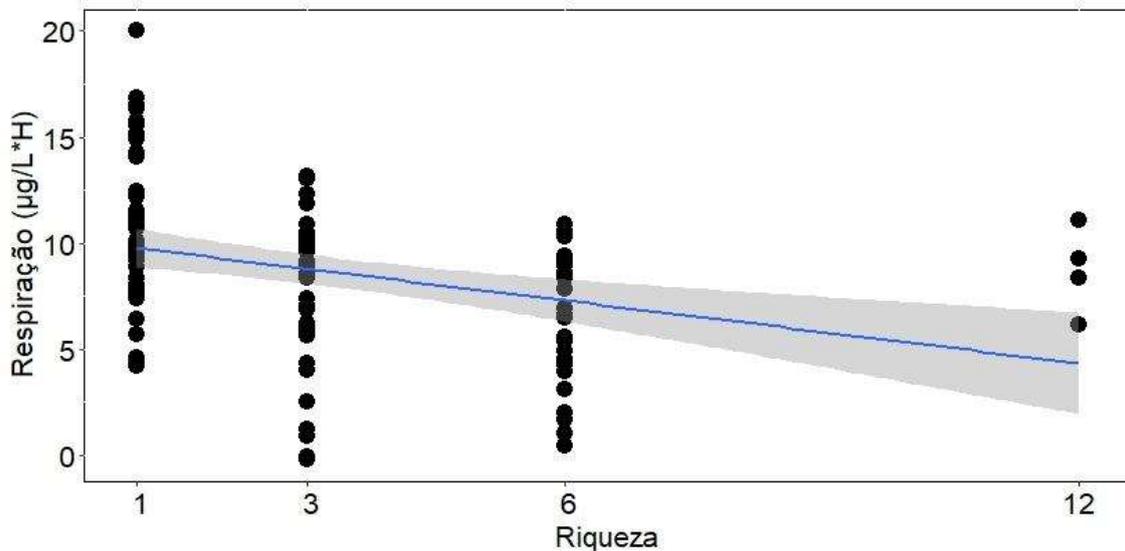


Figura 20: Gráfico de dispersão com a regressão gerada através do Modelo misto generalizado GLMM, feito entre a riqueza de espécies e a respiração bacteriana do lixiviado (reta da regressão: $10 - 0.4754x$, $R^2 = 0.38$, $p < 0,001$).

5. DISCUSSÃO

Este estudo teve como objetivo verificar se a diversidade de folhas de árvores afeta a decomposição e liberação de nutrientes do ecossistema terrestre para o ambiente aquático, utilizando o reservatório da Represa de Chapéu D'uvas como modelo. Considerando que a disponibilidade e diversidade da matéria orgânica são fatores que afetam o processo de decomposição, diferenças na riqueza de espécies do ecossistema podem influenciar o processo de respiração bacteriana. Os resultados mostraram que quanto maior a diversidade de espécies

de árvores, menores as taxas de respiração bacteriana, de forma que a respiração bacteriana no tratamento com maior diversidade foi cerca de 50% menor que a média das respirações nas monoculturas. Esse resultado reforça que ambientes terrestres mais diversos devem influenciar em menores taxas relativas de mineralização de matéria orgânica nos ecossistemas aquáticos adjacentes. Além disso, foi evidenciado que diferentes combinações de espécies afetam de forma diferente a lixiviação de MOD e a decomposição da MOD.

5.1 Efeito do gradiente de diversidade sobre a decomposição

Foi encontrada uma correlação negativa entre o gradiente de diversidade e a taxa de respiração bacteriana, ou seja, quanto maior a diversidade, menor a produção de CO₂ via respiração. Esses resultados evidenciam o potencial da interação de diferentes fontes de matéria orgânica para a decomposição, em detrimento da sua concentração. O estudo de Fonte *et al.* (2013) corroboram os resultados encontrados neste trabalho, e relatam que o acréscimo de diferentes fontes de MOD no ambiente diminuem a respiração bacteriana, o que pode ser explicado por dois mecanismos: (1) uma maior riqueza de espécies pode alterar a composição da comunidade bacteriana e (2) devido a um possível co-metabolismo, em que os compostos presentes nas misturas podem gerar uma maior eficiência no metabolismo bacteriano (Fonte *et al.*, 2013).

A respiração bacteriana é uma das vias metabólicas da decomposição bacteriana, em que o COD é degradado e mineralizado até a forma de CO₂. A regulação dessa via está relacionada diretamente com os compostos orgânicos e químicos do MOD, que podem facilitar ou dificultar o processamento bacteriano dessa matéria (Farjalla *et al.*, 2009). Logo, de acordo com o COD absorvido, o bacterioplâncton pode destiná-lo para a respiração ou para o crescimento bacteriano. Em ambientes com baixa limitação de nutrientes, com abundância de COD e MOD mais biodisponíveis, o metabolismo bacteriano investe na incorporação da biomassa. Já em ambientes com escassez, com limitação de nutrientes e MOD mais complexas, investe-se em sobrevivência, aumentando assim a mineralização da matéria orgânica (Farjalla *et al.*, 2002a).

Sendo assim, a redução da respiração microbiana, juntamente com o aumento da riqueza de espécies de árvores, pode indicar uma menor liberação de CO₂ em decorrência de uma maior eficiência do metabolismo microbiano. Isto representa uma maior fração de MOD incorporada

e, conseqüentemente, uma menor dissipação de CO₂ pela respiração (Del Giorgio & Cole, 1998; Farjalla *et al.*, 2006). Este fato se mostra bastante relevante no contexto deste estudo e também para o contexto de restauração de florestas degradadas próximas a corpos d'água utilizando-se uma maior diversidade de árvores nas atividades de reflorestamento, visto que represas e lagos são reconhecidos como importantes fontes de dióxido de carbono (CO₂) para a atmosfera através da decomposição de matéria orgânica terrestre (Cole *et al.*, 1994). Dessa forma, a restauração de áreas degradadas, com o estabelecimento de florestas com maior diversidade biológica nas bacias de drenagem, pode representar um importante mecanismo para reestabelecer o funcionamento de ecossistemas aquáticos e sua relação com o ciclo global do carbono.

Apesar de muitos trabalhos de BEF apresentarem uma relação crescente entre riqueza de espécies e processos ecossistêmicos, para o processo de decomposição de folhas essa relação não se apresenta sempre dessa forma, podendo existir relações positivas, negativas ou neutras, devido, sobretudo, à complexidade do processo de decomposição, que envolve inúmeras etapas (Engelhardt & Ritchie, 2001; Tilman *et al.*, 2001; Hector & Hooper, 2002; Hector *et al.*, 2002). Alguns estudos evidenciam efeitos de complementaridade, em que combinações de espécies plantas podem apresentar algumas particularidades que as fazem decompor mais rápida ou lentamente quando combinadas do que quando isoladas (Chapman *et al.*, 1988; Wardle *et al.*, 1997; Hector *et al.*, 2000; Swan & Palmer, 2004; Hättenschwiler *et al.*, 2005; Swan & Palmer, 2006; Moore & Fairweather, 2006). Por exemplo, em misturas com maior diversidade, a maior variedade de moléculas com características estruturais e químicas distintas (oriundas das diferentes espécies) podem favorecer degradação mais eficiente da MOD por estimular a ocorrência de grupos microbianos distintos que atuam em compostos complementares (efeito de complementariedade) nas suas vias metabólicas. Em contrapartida, podem haver misturas com espécies que apresentam compostos inibidores do processo de decomposição foliar, como a lignina (Gartner & Cardon, 2004; Hättenschwiler *et al.*, 2005) e, portanto, este fato resultaria na redução da decomposição da MOD.

No presente estudo, a menor respiração bacteriana nos tratamentos de maior diversidade de espécies vegetais pode dever-se à presença predominante de plantas de rápida decomposição e alto valor nutricional. A diminuição da limitação por nutrientes e/ou COD de alta qualidade nutricional poderia levar ao aumento da eficiência na incorporação da matéria orgânica, em que esse carbono disponível é destinado principalmente para biomassa bacteriana, em vez de ser destinada a via da respiração (Farjalla *et al.*, 2002^a; Farjalla *et al.*, 2002b).

Loroy *et al.* (2006) relatam que esses efeitos dependem tanto da identidade das espécies quanto do ambiente no qual tais espécies se encontram inseridas. Tanto a biodisponibilidade da MOD quanto a disponibilidade de nutrientes podem ser determinantes para a maior respiração ou produção de biomassa (del Giorgio & Cole 1998; Berggren *et al.* 2010). Isso indica que a qualidade da MOD é uma questão crucial para a mineralização bacteriana. A qualidade da MOD está relacionada com características químicas das plantas, como a concentração e estequiometria dos nutrientes (Farjalla *et al.*, 1999; Brum & Esteves, 2001; Bianchini, 2006). Alguns tipos de folhas são mais ricas em nutrientes e compostos orgânicos que podem ser facilmente utilizados (*i.e.* carbono lábil), enquanto outras são pobres em nutrientes e/ou contém altas concentrações de compostos orgânicos complexos, como a lignina, que são resistentes à degradação (*i.e.* carbono recalcitrante) (Gartner & Cardon, 2004; Hättenschwiler *et al.*, 2005).

5.2 Efeitos dependentes da composição das comunidades

A composição das folhas utilizadas nesse estudo afetou de maneira significativa as variáveis de $\alpha_{250}/\alpha_{365}$, α_{430} e $SUVA_{(250)}$ que quantificam a qualidade da MOD, demonstrando que a composição de espécies altera a qualidade da MOD. Além disso, as combinações das espécies tiveram comportamentos distintos em relação às características de cada espécie combinada. Um exemplo disso é a combinação AFI (*A. colubrina*, *P. gonoacantha* e *S. polyphyllum*), em que, se analisadas individualmente, as espécies *A. colubrina* e *P. gonoacantha* apresentaram diminuições nas suas concentrações de substâncias húmicas, tendo apresentado água mais clara após a decomposição bacteriana. Quando analisadas em comunidade, nesta combinação em particular, foi observado o efeito inverso, isto é, água mais escura após a decomposição bacteriana, indicativo de aumento de compostos húmicos. Assim, cada combinação apresenta uma identidade única, indicando que os padrões observados podem não resultar apenas da soma do efeito de cada espécie combinada, mas sim de uma possível interação entre as próprias espécies e o ambiente. Isto ocorre pois a diversidade química resultante da composição das folhas afeta a qualidade da MOD lixiviada, e, com isso, alterando a eficiência metabólica bacteriana, podendo ser explicado pelo mecanismo de complementariedade (Kaneko & Salamanca, 1999; Hector *et al.*, 2000; Gartner & Cardon, 2004; Gessner *et al.*, 2010). Além disso, o fato das composições não apresentarem diferença significativa na lixiviação do COD pode estar relacionado à diluição das condições específicas

de cada espécie, indicando que as combinações se diferenciam pela qualidade da MOD, em detrimento da quantidade de COD.

5.3 Resposta individual das espécies

As folhas das árvores apresentaram uma estequiometria única com diferentes concentrações de COD e ND na matéria lixiviada. Em geral, a estequiometria foliar varia em decorrência da identidade de cada espécie, grupo filogenético, estágio sucessional, estrutura e hábito foliar, nutrientes disponíveis no solo e grau de senescência (Lecerf *et al.*, 2011). No presente estudo, todas as folhas utilizadas foram coletadas em mudas recém-plantadas, mas que apresentavam algum sinal de senescência. Sendo assim, todas encontravam-se nas mesmas condições e estado fisiológico semelhante. Portanto, os resultados obtidos em relação à lixiviação devem estar mais relacionados às diferentes características intrínsecas entre as espécies utilizadas, como, por exemplo, as concentrações de carbono e nitrogênio que lixivia das folhas para a água.

A espécie *P. granulatum* foi uma das espécies que se destacou no presente trabalho, principalmente pela baixa taxa de lixiviação de COD, e por apresentar grande variação na qualidade da MOD após a decomposição bacteriana em relação às demais espécies. *P. granulatum* é uma espécie pioneira, de hábito foliar semi-decidual, de folha simples com textura foliar coriácea (Lorenzi, 1992). Essas características, especialmente a sua textura foliar mais complexa (devido ao fato dessa espécie apresentar folhas coriáceas), pode explicar a baixa liberação de COD. Contudo, a baixa quantidade de COD lixiviado foi rapidamente decomposta, aumentando a proporção do tamanho das moléculas, evidenciado também pelo clareamento da água após a degradação microbiana, apresentando uma MOD mais biodisponível.

Outra espécie que apresentou baixa lixiviação de COD foi a *C. speciosa*, espécie secundária tardia, decidual, de folha composta digitada e membranácea (Lorenzi, 1992). Isso pode ter ocorrido pelo fato de que plantas decíduas apresentam uma estratégia de translocação de nutrientes, representada pela transferência de nutrientes das folhas para o caule durante a senescência da folha e antes de sua abscisão (Knowles & Watkin, 1931). Essa espécie não apresentou variação na qualidade de MOD após a degradação bacteriana, o que indica que a baixa respiração pode estar relacionada tanto com a qualidade da MOD quanto com a quantidade de COD. Enquanto isso, a espécie *A. colubrina* tem como característica suas folhas

simples recortadas e bipinadas (4 - 6 mm), além de ser uma espécie pioneira, de mata secundária, que ajuda a estruturar o solo com grande aporte de carbono (Lorenzi, 1992). Essa espécie foi a que apresentou maior taxa de lixiviação de COD, porém baixa biodisponibilidade. Para a espécie em questão, a respiração se apresentou mais relacionada às variáveis de qualidade da MOD.

As espécies do gênero *Handroanthus spp.*, apresentaram taxas de lixiviação de COD muito semelhantes, porém a decomposição bacteriana de seus lixiviados evidenciou comportamentos distintos. *H. chrysotrichus* se destacou por apresentar as maiores taxas de respiração e biodisponibilidade, enquanto *H. heptaphyllus* apresentou as menores taxas de respiração e biodisponibilidade. A diferença entre essas duas espécies de árvores está relacionada principalmente ao estágio sucessional em que ocorrem em áreas de Floresta Atlântica; o *H. chrysotrichus* é uma espécie pioneira, enquanto que *H. heptaphyllus* é uma planta secundária tardia (Lorenzi, 1992), de crescimento mais lento, o que pode alterar a qualidade da sua matéria orgânica e, por consequência, a qualidade da MOD.

6. CONCLUSÃO

Os resultados apresentados mostram que quanto maior a diversidade de espécies, menores as taxas de respiração bacteriana da MOD. Além disso, foi possível constatar que a qualidade da MOD tem mais influência na mineralização bacteriana do que a quantidade de COD lixiviado. Portanto, concluímos que o reflorestamento de áreas degradadas através do plantio de uma maior diversidade de espécies de árvores deve representar um importante efeito positivo na ciclagem de matéria orgânica em ecossistemas aquáticos e, conseqüentemente, na restauração dos processos ecológicos em tais ambientes.

7. REFERÊNCIAS

- AERTS R, HONNAY O. Forest restoration, biodiversity and ecosystem functioning. **BMC Ecol** 11, 29, 2011. <https://doi.org/10.1186/1472-6785-11-29>
- ATLAS RM. **Principles of Microbiology**, second ed., Brown, Boston, 1997.
- ASSESSMENT, Millennium Ecosystem. Ecosystems and human well-being: wetlands and water. **World Resources Institute**, 2005.
- ATTERMEYER, K., HORNICK, T., KAYLER, ZE, BAHR, A., ZWIRNMANN, E., GROSSART, H.-P., E PREMKE, K, Enhanced bacterial decomposition with increasing addition of autochthonous to allochthonous carbon without any effect on bacterial community composition, **Biogeosciences**, 11, 1479–1489, 2014. <https://doi.org/10.5194/bg-11-1479-2014>.
- AZAM, F.; FENCHEL, T.; FIELD, J. G.; GRAY, J. S.; MEYER-REIL, L. A.; THINGSTAD, F. The Ecological Role of Water-Column Microbes in the Sea. **Marine Ecology Progress Series**. 10. 257-263, 1983.
- BARDGETT, R.D. & SHINE, A. Linkages between plant litter diversity, soil microbial biomass and ecosystem function in temperate grasslands. **Soil Biology & Biochemistry**, 31:317-321. 1999.
- BERGGREN, M., LAUDON, H., JONSSON, A. *et al.* Nutrient Constraints on Metabolism Affect the Temperature Regulation of Aquatic Bacterial Growth Efficiency. **Microb Ecol** 60, 894-902. 2010. <https://doi.org/10.1007/s00248-010-9751-1>
- BIANCHINI I, PERET AM & CUNHA-SANTINO MB. A mesocosm study of aerobic mineralization of seven aquatic macrophytes. **Aquatic Botany**, 85:163-167, 2006.
- BITAR, AL, ANTONIO RM E BIANCHINI JRI. Degradação anaeróbia de folhas e galhos, cascas e serrapilheira. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 14: 17-26, 2002.

BOYERO L, PEARSON RG, CAMACHO R. Leaf breakdown in tropical streams: the role of different species in ecosystem functioning. **Archiv für Hydrobiologie** 166:453-466, 2006.

BOYERO, L., R. G. PEARSON, M. O. GESSNER, L. A. BARMUTA, *et al.* West. A global experiment suggests climate warming will not accelerate litter decomposition in streams but may reduce carbon sequestration. **Ecology Letters** 14: 289–294, 2001.

BOYERO L, CARDINALE BJ, BASTIAN M, PEARSON RG Biotic vs. Abiotic Control of Decomposition: A Comparison of the Effects of Simulated Extinctions and Changes in Temperature. **PLoS ONE** 9(1): e87426, 2014 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0087426>

BOYERO L, PEREZ J, LOPEZ-ROJO N, TONIN AM, CORREA-ARANEDA F, PEARSON RG, BOSCH J, ALBARINO RJ, ANBALAGAN S, BARMUTA, LA, *et al.* Latitude Dictates Plant Diversity Effects on Instream Decomposition. **Sci. Adv**, 7. 2021

BRUM, P.R. & ESTEVES, F.A. Dry weight loss and chemical changes in the detritus of three tropical aquatic macrophytes species (*Eleocharis interstincta*, *Nymphaea ampla* and *Potamogeton stenostachys*) during decomposition. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 13:61-73, 2001

CARDINALE, B., DUFFY, J., GONZALEZ, A. *et al.* Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature** 486, 59–67, 2012 <https://doi.org/10.1038/nature11148>

CARDINALE BJ, MATULICH KL, HOOPER DU, BYRNES JE, DUFFY E, GAMFELDT L, BALVANERA P, O'CONNOR MI, GONZALEZ A. The functional role of producer diversity in ecosystems. **Am J Bot.** 98(3):572-92, 2011 doi: 10.3732/ajb.1000364.

CARDINALE BJ, WRIGHT JP, CADOTTE MW, CARROLL IT, HECTOR A, SRIVASTAVA DS, LOREAU M, WEIS JJ. Impacts of plant diversity on biomass production increase through time because of species complementarity. **Proc Natl Acad Sci USA.** 104 (46): 18123-18128, 2007.

CARDINALE, B.J.; PALMER, M.A. & COLLINS, S.L. Species diversity enhances ecosystem functioning through interspecific facilitation. **Nature**, 415:426-429, 2002.

CALIMAN, A.; LEAL, J.J.F.; ESTEVES, F.A.; CARNEIRO, L.S.; BOZELLI, R.L. & FARJALLA, V.F. Functional bioturbator diversity enhances benthic-pelagic processes and

properties in experimental microcosms. **Journal of North American Benthological Society**. 26(3), 450-459, 2007 doi: <https://doi.org/10.1899/06-050.1>

CASTELLO, L. & MACEDO, M.N. Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. **Global change biology**, v. 22, n. 3, p. 990-1007, 2016.

CEBALLOS G, EHRLICH PR, & DIRZO R. Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. **Biological sciences**. vol. 114, no. 30. 2017 <https://doi.org/10.1073/pnas.1704949114>

CEBALLOS G, EHRLICH PR, BARNOSKY AD, GARCÍA A, PRINGLE RM, PALMER TM. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. **Sci. Adv.** 1, e1400253, 2015.

CESAMA, COMPANHIA DE SAMEAMENTO MUNICIPAL DE JUIZ DE FORA. **Níveis Chapéu D’Uvas – histórico**. Planilha eletrônica. Juiz de Fora, 2022. <https://www.cesama.com.br/mananciais/barragem-de-chapeu-d-uvas-2>

CHAPMAN, K.; WHITTAKER, J.B. & HEAL, O.W. Metabolic and Faunal Activity in Litters of Tree Mixtures Compared with Pure Stands. **Agriculture Ecosystems & Environment**, 24:33-40, 1988.

CHAPIN, F.S., PICKETT, S.T.A., POWER, M.E. *et al.* Earth stewardship: a strategy for social–ecological transformation to reverse planetary degradation. **J Environ Stud Sci** 1, 44–53, 2011. <https://doi.org/10.1007/s13412-011-0010-7>

COLE, J.J., *et al.* Bacterial production in fresh and saltwater ecosystems: a cross-system overview. **Marine ecology progress series**. Oldendorf, v. 43, n. 1, p. 1-10, 1988.

COLE, J.J. **Ecosystems** 2: 215–225. 1999

COLE, J.J *et al.* **Ecology Letters**, 9: 558–568, 2006 doi: 10.1111/j.1461-0248.2006.00898.x

COLLIER, CA, *et al.* Effects of anthropic actions and forest areas on a neotropical aquatic ecosystem. **Science of the total environment**, 691, 367-377, 2019.

CUNHA-SANTINO MB E BIANCHINI JRI. Modelos matemáticos aplicados aos estudos de decomposição de macrófitas aquáticas. **Oecologia Brasiliensis**, 10: 154-164, 2006.

DANGLES O, MALMQVIST B. Species richness-decomposition relationships depend on species dominance. **Ecology Letters**, 7:395-402, 2004.

- DEL GIORGIO, P.A.; COLE, J.J. Bacterial growth efficiency in natural aquatic systems. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 29, n. 1, p. 503-541, 1998.
- ENGELHARDT, K.A.M. & RITCHIE, M. 2002. The effect of aquatic plant species richness on wetland ecosystem processes. **Ecology**, 83:2911-2924, 2002.
- ENGELHARDT, K.A.M. & RITCHIE, M.E. Effects of macrophyte species richness on wetland ecosystem functioning and services. **Nature**, 411:687-689, 2001.
- FARJALLA VF, MARINHO CC E ESTEVES FA. Uptake of oxygen in the initial stages of decomposition of aquatic macrophytes and detritus from terrestrial vegetation in a tropical coastal lagoon. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 11:185-193, 1999.
- FARJALLA, V.F.; ESTEVES, F.A.; BOZELLI, R.L. & ROLAND, F. Nutrient limitation of bacterial production in clear water Amazonian ecosystems. **Hydrobiologia**, 489:197-205, 2002a
- FARJALLA, V.F.; FARIA, B.M. & ESTEVES, F.A. The relationship between DOC and planktonic bacteria in tropical coastal lagoons. **Archiv für Hydrobiologie**, 156:97-119. 2002b
- FARJALLA, V. F. *et al.* Influence of hydrological pulse on bacterial growth and DOC uptake in a clear-water Amazonian lake. **Microbial Ecology**, v. 52, n. 2, p. 334-344, 2006.
- FARJALLA, VF, MARINHO CC, FARIA BM, AMADO AM, ESTEVES FA, BOZELLI RL, E GIROLDO D. Synergy of fresh and accumulated organic matter to bacterial growth. **Microbiology of aquatic ecosystems**. 54: 657– 666, 2009.
- FERGUSON RL, BUCKLEY EM & PALUMBO AV. Response of marine bacterioplankton to differential filtration and confinement. **Appl. Environ. Microbiol.**, 47(1), 49–55. 1984
- FONTE ES, AMADO AM, MEIRELLES-PEREIRA F, ESTEVES FA, ROSADO AS E FARJALLA VF. The combination of different carbon sources enhances bacterial growth efficiency in aquatic ecosystems. **Microb Ecol** 66:871–878, 2013.
- GARTNER TB & CARDON ZG. Decomposition dynamics in mixed-species leaf litter. **Oikos** 104:230–246, 2004

- GASOL J & MORÁN X. Effects of filtration on bacterial activity and picoplankton community structure as assessed by flow cytometry. **Aquat. Microb. Ecol.** 16, 251–264, 1999. doi:10.3354/ame016251.
- GILLER, P.S.; HILLEBRAND, H.; BERNINGER, U.G.; GESSNER, M.O.; HAWKINS, S.; INCHAUSTI, P.; INGLIS, C.; LESLIE, H.; MALMQVIST, B.; MONAGHAN, M.T.; MORIN, P.J. & O'MULLAN, G. **Biodiversity effects on ecosystem functioning**: 2004.
- GIMENES K, CUNHA-SANTINO M, BIANCHINI JR I. Decomposition of allochthonous and autochthonous organic matter in aquatic ecosystems. **Oecologia Australis**, 14(4), 1036-1073, 2010.
- GESSNER, MARK O., ERIC CHAUVET, AND MIKE DOBSON. A perspective on leaf litter breakdown in streams. **Oikos** 377-384. 1999.
- GESSNER, M & CHAUVET. A Case for Using Litter Breakdown to Assess Functional Stream Integrity. **Ecological Applications**. 12. 498-510. 10.2307/3060958. 2002.
- GESSNER MO, SWAN CM, DANG CK, MCKIE BG, BARDGETT RD, WALL DH, HÄTTENSCHWILER S. Diversity meets decomposition. **Trends Ecol Evol**. 25.6: 372-380, 2010. doi: 10.1016/j.tree.2010.01.010
- GONZALEZ, A., *et al.* Scaling-up biodiversity-ecosystem functioning research. **Ecology Letters**, v. 23, n. 4, p. 757-776, 2020.
- GRANÉLI W, LINDELL M, DE FARIA BM, ESTEVES FD. Photoproduction of dissolved inorganic carbon in temperate and tropical lakes—dependence on wavelength band and dissolved organic carbon concentration. **Biogeochemistry** 43:175–195, 1998.
- HANDA, I., AERTS, R., BERENDSE, F. *et al.*. Consequences of biodiversity loss for litter decomposition across biomes. **Nature** 509, 218–221, 2014
- 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. The effect of diversity on productivity: detecting the role of species complementarity. **Oikos**, 82:597-599, 1998.

- 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.
- HECTOR, A. & HOOPER, R. **Ecology** - Darwin and the first ecological experiment. *Science*, 295:639-640, 2002
- HECTOR, A.; LOREAU, M. & SCHMID, B. 2002. Biodiversity manipulation experiments: studies replicated at multiple sites. In Biodiversity and ecosystem functioning: synthesis and perspectives. **Ecology Letters**, 7:192-201, 2002
- HOOPER, D.U. & VITOUSEK, P.M. The effects of plant composition and diversity on ecosystem processes. **Science**, 277:1302-1305, 1997
- HOOPER, D.U. & VITOUSEK, P.M. Effects of plant composition and diversity on nutrient cycling. **Ecological Monographs**, 68:121-149, 1998.
- HU CM, MULLER-KARGER FE, ZEPP RG. Absorbance, absorption coefficient, and apparent quantum yield: a comment on common ambiguity in the use of these optical concepts. **Limnol Oceanogr** 47:1261–1267, 2002.
- IRFAN, S., & ALATAWI, AMM. Aquatic ecosystem and biodiversity: a review. **Open Journal of Ecology**, 9(1), 1-13, 2019.
- ISBELL F, CALCAGNO V, HECTOR A, CONNOLLY J, HARPOLE WS, REICH PB, SCHERER-LORENZEN M, SCHMID B, TILMAN D, RUIJVEN J, WEIGELT A, WILSEY BJ, ZAVALA ES, LOREAU M. High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. **Nature** 477:199–203, 2011.
- JOCHUM M, FISCHER M, ISBELL F, *et al.*. The results of biodiversity–ecosystem functioning experiments are realistic. **Nat Ecol Evol** 4,1485–1494, 2020.
- KANEKO, N., & SALAMANCA, E. Mixed leaf litter effects on decomposition rates and soil microarthropod communities in an oak–pine stand in Japan. **Ecological Research**, 14, 131-138, 1999.
- KENNEDY, T.A.; NAEEM, S.; HOWE, K.M.; KNOPS, J.M.H.; TILMAN, D. & REICH, P. Biodiversity as a barrier to ecological invasion. **Nature**, 417:636-638. 2002.

KNOWLES, F., & WATKIN, J. E. The assimilation and translocation of plant nutrients in wheat during growth. **The Journal of Agricultural Science**, 21(4), 612-637, 1931.

KOMINOSKI JS, SHAH JJF, CANHOTO C, FISCHER DG, GILING DP, GONZÁLEZ E, GRIFFITHS NA, LARRAÑAGA A, LEROY CJ, MINEAU MM, MCELARNEY YR, SHIRLEY SM, SWAN CM, TIEGS SD. Forecasting functional implications of global changes in riparian plant communities. **Front. Ecol. Environ.** 11, 423–432, 2013.

LAMA S, VELESCU A, LEIMER S, WEIGELT A, CHEN H, EISENHAUER N, SCHEU S, OELMANN Y, WILCKE W. Plant diversity influenced gross nitrogen mineralization, microbial ammonium consumption and gross inorganic N immobilization in a grassland experiment. **Oecologia**. Jul;193(3):731-748, 2020 doi: 10.1007/s00442-020-04717-6.

LECERF, A., MARIE, G., KOMINOSKI, J. S., LEROY, C. J., BERNADET, C., & SWAN, C. M. Incubation time, functional litter diversity, and habitat characteristics predict litter-mixing effects on decomposition. **Ecology**, 92(1), 160-169, 2011.

LEROY CJ, MARKS JC. Litter quality, stream characteristics and litter diversity influence decomposition rates and macroinvertebrates. **Freshw Biol** 51:605–617, 2006.

LÓPEZ-ROJO, N. *et al.* Effects of two measures of riverine plant biodiversity on litter transformation and associated processes in flow microcosms. **Scientific Reports** 10.1: 1-10, 2020.

LOREAU M, HECTOR A. Partitioning selection and complementarity in biodiversity experiments. **Nature**. J5;412(6842):72-6. 2001. doi: 10.1038/35083573

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação de plantas arbóreas nativas do Brasil**. Nova Odessa: Plantarum, 1992.

MEYER TS, EBELING A, EISENHAUER N, HERTZOG L, HILLEBRAND H, *et al.* Effects of biodiversity strengthen over time as ecosystem functioning declines at low and increases at high biodiversity. **Ecosphere** 7:1–14, 2016.

MADRITCH, MICHAEL D. & MARK D. HUNTER. Intraspecific litter diversity and nitrogen deposition affect nutrient dynamics and soil respiration. **Oecologia** 136: 124-128, 2003.

MCGRADY-STEED, J.; HARRIS, P.M. & MORIN, P.J. Biodiversity regulates ecosystem predictability. **Nature**, 390:162-165, 1997.

MCTIERNAN, K.B., INESON P, AND COWARD P.A. Respiration and nutrient release from tree leaf litter mixtures. **Oikos** 527-538, 1997.

MOORE, T. N., & FAIRWEATHER, P. G. Decay of multiple species of seagrass detritus is dominated by species identity, with an important influence of mixing litters. **Oikos**, 114(2), 329-337, 2006.

NAEEM, S. & LI, S.B. Biodiversity enhances ecosystem reliability. **Nature**, 390:507-509, 1997.

NAEEM S. Biodiversity and ecosystem functioning in restored ecosystems: extracting principles for a synthetic perspective. **Foundations of Restoration Ecology**. Edited by: Falk DA, Palmer MA, Zedler JB. Washington, D.C.: Society for Ecological Restoration International, Island press, 210-237, 2006.

ODUM, EP. **Ecologia**. Interamericana. 1985.

PETCHEY, O.L.; MORIN, P.J.; HULOT, F.D.; LOREAU, M.; MCGRADY-STEED, J. & NAEEM, S. Contributions of aquatic model systems to our understanding of biodiversity and ecosystem functioning. In **BIODIVERSITY AND ECOSYSTEM FUNCTIONING: SYNTHESIS AND PERSPECTIVES**. ed. loreau, m., naeem, s. & inchausti, p., pp. 125-138. **Oxford University Press**, Inc., NY. 2002.

R CORE TEAM 2022. R: A language and environment for statistical computing. **R Foundation for Statistical Computing**, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

RICCIARDI, A. & RASMUSSEN, J.B. Extinction rates of North American freshwater fauna. **Conservation Biology**, 13:1220-1222, 1999.

SALAMANCA, E.F.; KANEKO, N. & KATAGIRI, S. Effects of leaf litter mixtures on the decomposition of *Quercus serrata* and *Pinus densiflora* using field and laboratory microcosm methods. **Ecological Engineering**, 10:53-73, 1998

SANTSCHI, P. H., *et al.* Recent advances in the detection of specific natural organic compounds as carriers for radionuclides in soil and water environments, with examples of radioiodine and plutonium. **Journal of Environmental Radioactivity** 171: 226-233, 2017.

SCHULZE, E. D., & MOONEY, H. A. **Biodiversity and Ecosystem Function**. Berlin: Springer-Verlag. 1993.

ŠPAÈKOVÁ I & LEPŠ J. Procedure for separating the selection effect from other effects in diversity–productivity relationship. **Ecology letters** ed.6 v:4, 585-594, 2011
<https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2001.00277.x>

SWAN, C.M. & PALMER, M.A. Leaf diversity alters litter breakdown in a Piedmont stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 23:15-28, 2004.

SWAN, C.M. & PALMER, M.A. Composition of speciose leaf litter alters stream detritivore growth, feeding activity and leaf breakdown. **Oecologia**, 147:469-478, 2006.

TOMÉ VD & FORTI MC. Protocolo de análise de carbon dissolvido nos corpos de água superficiais e o princípio de funcionamento do TOC Shimadzu **TOC VCPH/CPN**. 2013.

TILMAN DP, REICH B, KNOPS J. Biodiversity and ecosystem stability in a decade-long grassland experiment. **Nature** 441:629–632, 2006.

TILMAN, D.; REICH, P.B.; KNOPS, J.; WEDIN, D.; MIELKE, T. & LEHMAN, C. Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. **Science**, 294:843-845, 2001.

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

TILMAN, D.; KNOPS, J.; WEDIN, D.; REICH, P.; RITCHIE, M. & SIEMANN, E. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. **Science**, 277:1300-1302, 1997a.

TILMAN, D.; LEHMAN, C.L. & THOMSON, K.T. Plant diversity and ecosystem productivity: Theoretical considerations. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, 94:1857-1861, 1997b.

TEDESCO MJ, GIANELLO C, BISSANI CA, BOHNEN H. & VOLKWEISS SJ. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2.ed. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 147p. (Boletim Técnico, 5), 1995.

THOMPSON, S.K.; COTNER, J.B. **Bioavailability of Dissolved Organic Phosphorus in Temperate Lakes**. *Frontiers in Environmental Science*, v. 6, p. 62, 2018.

van RUIJVEN J, BERENDSE F. Diversity–productivity relationships: initial effects, long-term patterns, and underlying mechanisms. **Proceedings of the National Academy of Sciences** 102:695–700, 2005.

WARDLE, D. A., BONNER K.I., & NICHOLSON K.S. Biodiversity and plant litter: experimental evidence which does not support the view that enhanced species richness improves ecosystem function. **Oikos** 247-258, 1997.

WAGENER SM, OSWOOD MW, SCHIMEL JP. Rivers and soils: parallels in carbon and nutrient processing. **BioScience** 48:104–108, 1998.

WEBSTER JR, E BENFIELD EF. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 17: 567-594, 1986.

WEISSER WW, ROSCHER C, MEYER ST, EBELING A, LUO G, ALLAN E *et al.* Biodiversity effects on ecosystem functioning in a 15-year grassland experiment: patterns, mechanisms, and open questions. **Basic Appl Ecol** 23:1–73, 2017.

WETZEL, R.G.& LIKENS G. **Limnological analyses**. Springer Science & Business Media, 2000.

WRIGHT JP, SYMSTAD AJ, BULLOCK JM, ENGELHARDT KAM, JACKSON LE, BERNHARDT ES, 2009. Restoring biodiversity and ecosystem function: will an integrated approach improve results?. **Biodiversity, ecosystem functioning, and human wellbeing**. Edited by:Naeem S, Bunker DE, Hector A, Loreau M, Perrings C, Oxford: Oxford University Press, 167-177, 2009.

WORSFOLD, P.; MCKELVIE, I.; MONBET, P. Determination of phosphorus in natural waters: a historical review. **Analytica Chimica Acta**, v. 918, p. 8-20, 2016.