



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA

**EFEITO DA ADIÇÃO DE NUTRIENTES NA QUALIDADE DA
SERAPILHEIRA E NA ATUAÇÃO DA MESOFAUNA DO SOLO NA
DECOMPOSIÇÃO EM UM CERRADO DO BRASIL CENTRAL**

ALEX ROSA CAMPANI

BRASÍLIA, DF
DEZEMBRO/2019



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
CENTRO DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL (CDS); DEPARTAMENTO
DE ECONOMIA (ECO); INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS (IB);
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS (IG) E; INSTITUTO DE QUÍMICA (IQ)
CURSO DE BACHARELADO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

**EFEITO DA ADIÇÃO DE NUTRIENTES NA QUALIDADE DA
SERAPILHEIRA E NA ATUAÇÃO DA MESOFAUNA DO SOLO NA
DECOMPOSIÇÃO EM UM CERRADO DO BRASIL CENTRAL**

ALEX ROSA CAMPANI

BRASÍLIA, DF
DEZEMBRO/2019

ALEX ROSA CAMPANI

**EFEITO DA ADIÇÃO DE NUTRIENTES NA QUALIDADE DA
SERAPILHEIRA E NA ATUAÇÃO DA MESOFAUNA DO SOLO NA
DECOMPOSIÇÃO EM UM CERRADO DO BRASIL CENTRAL**

Trabalho de conclusão de curso apresentado ao Curso de Graduação em Ciências Ambientais da Universidade de Brasília, como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Ciências Ambientais.

Orientadora: Prof. Dra. Gabriela Bielefeld Nardoto.

Coorientador: Prof. Me. Vinicius Tirelli Pompermaier.

BRASÍLIA, DF
DEZEMBRO/2019

Ficha catalográfica elaborada automaticamente,
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

CAL384e Campani, Alex Rosa
Efeito da Adição de Nutrientes na Qualidade da Serapilheira e na Atuação da Mesofauna do Solo na Decomposição em um Cerrado do Brasil Central / Alex Rosa Campani; orientador Gabriela Bielefeld Nardoto; co orientador Vinicius Tirelli Pompermaier. -- Brasília, 2019. 76 p.

Monografia (Graduação - Ciências Ambientais) -- Universidade de Brasília, 2019.

1. fertilização. 2. lignina/celulose. 3. polifenóis. 4. litter bags. 5. fauna do solo. I. Nardoto, Gabriela Bielefeld, orient. II. Pompermaier, Vinicius Tirelli, co orient. III. Título.



Universidade de Brasília

Curso de Graduação em Ciências Ambientais / IB / IG / IQ / FACE-ECO / CDS

ATA APRESENTAÇÃO DE TRABALHO INTERDISCIPLINAR INTEGRADO DE CONCLUSÃO DE CURSO 2019/2

Estudante: Alex Rosa Campani Matrícula: 14/0098097

Professora Orientadora: Gabriela Bielefeld Nardoto Matrícula: 1044993

Banca Examinadora: Professora Dra. Gabriela Bielefeld Nardoto (ECL/IB)

Professor Dr. Pedro Henrique Brum Togni (ECL/IB)

Ms. Vinicius Tirelli Pompermaier (PPG/ECL)

Dra. Luciana Della Coletta (UNICAMP)

Título: EFEITO DA ADIÇÃO DE NUTRIENTES NA QUALIDADE DA SERAPILHEIRA E NA ATUAÇÃO DA MESOFAUNA DO SOLO NA DECOMPOSIÇÃO EM UM CERRADO DO BRASIL CENTRAL.

Local: Auditório do Instituto de Ciências Biológicas (IB)

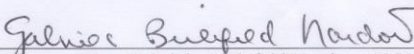
Data: 06/12/2019 Horário: 14h30

Trabalho Interdisciplinar Integrado de Conclusão de curso:

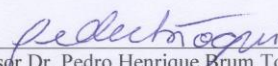
Aprovado Aprovado com modificações Reprovado

Menção: SS

Assinaturas dos membros da banca examinadora:



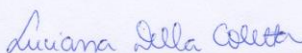
Professora Dra. Gabriela Bielefeld Nardoto (ECL/IB)



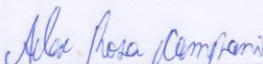
Professor Dr. Pedro Henrique Brum Togni (ECL/IB)



Ms. Vinicius Tirelli Pompermaier (PPG/ECL)



Dra. Luciana Della Coletta (UNICAMP)



Formando Alex Rosa Campani

A instituição família opera dicotomicamente, ora com afagos, ora com malogrados, de qualquer forma, os encontros e desencontros familiares tendem a se imiscuir numa síntese comum, na singela aquiescência de que o próximo passo só é possível quando alicerçado no cuidar do outro. Este trabalho é inefavelmente dedicado à mamãe, Domingas Rosa Sudre, ao meu irmão, Alexandre Rosa Campani (*in memoriam*) e nossas eternas filhas e sobrinhas, Nicole de Alvarenga Rosa e Kethely Vitoria Rosa.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, gostaria de agradecer a classe trabalhadora, decerto à mantenedora deste trabalho de conclusão de curso, que por meio dos impostos impelidos colabora socialmente para as pesquisas científicas desta Universidade – UnB, mesmo quando esta mesma classe trabalhadora é restringida a frequentar o ensino superior em decorrência da expropriação ao qual é acometida diuturnamente.

A família pelo apoio e condições mais do que imprescindíveis para a conclusão de um curso de graduação.

A professora doutora Gabriela Bielefeld Nardoto, minha orientadora, que gentilmente fomentou o aprendizado deste que vos fala, inicialmente pela disciplina de “solos e vegetação”, posteriormente como créditos de estágio em ecologia e, como etapa transitória, a iniciação científica que originou este trabalho de conclusão de curso.

Ao Professor Mestre (já... já... Doutor) Vinicius Tirelli Pompermaier, meu coorientador, dentre várias habilidades, cabe ressaltar a de musicista, ecólogo e artista. Igualmente responsável pela minha iniciação científica, na qual auxiliou intrepidamente em todas as etapas do PIBIC, bem como neste trabalho de conclusão de curso.

A Universidade de Brasília – UnB, pelo programa de iniciação científica aprovado com o título de “Efeito da Adição de Nutrientes Para o Processo de Decomposição da Serapilheira em um Cerrado do Brasil Central”, no qual foi a base para o presente trabalho de conclusão de curso.

A bolsa concedida pelo CNPQ durante a iniciação científica.

Ao Matheus vitoriano mesquita da costa, que auxiliou no primeiro momento do PIBIC, bem como a Ellen Arcanjo Dourado, que assumiu as tarefas com afinco do PIBIC, meu singelo agradecimento aos dois.

A Mestre Giovanna Gomes Cordeiro e a Mestre Jéssica Airisse Guimarães Sampaio, pela gentil colaboração nas saídas de campo.

As reuniões da terça-feira, do *Environmental Isotope Studies* (EIS), momento profícuo de aprendizado e troca de experiências. Muito deste trabalho de conclusão de curso é devedor destas reuniões, na sua ausência poderia incorrer em algumas digressões.

Ao Prof. Dr. Pedro Henrique Zuchi da Conceição, pelo inestimável acolhimento, numa UnB que à primeira vista se comportava taciturnamente, no entanto, paulatinamente foi demonstrando-me os potenciais de uma universidade plural e amorosa.

Por fim, não menos importante, aos que indiretamente contribuíram num simples gesto de carinho e até mesmo de críticas veementes, mesmo sem ter o devido acesso ao manuscrito do TCC.

[...] a burguesia conquistara o poder político. A partir de então, a luta de classes assumiu, teórica e praticamente, formas cada vez mais acentuadas e ameaçadoras. Ela fez soar o dobre fúnebre pela economia científica burguesa. Não se tratava mais de saber se este ou aquele teorema era verdadeiro, mas se, para o capital, ele era útil ou prejudicial, cômodo ou incômodo, se contrariava ou não as ordens policiais. O lugar da investigação desinteressada foi ocupado pelos espadachins a soldo, e a má consciência e as más intenções da apologética substituíram a investigação científica imparcial.

“Marx, Karl. O Capital: crítica da economia política: livro 1: o processo de produção do capital. São Paulo: Boitempo, 2013, p. 86”.

[...] Mais pessoas exigem seus direitos, os quais incluem, de maneira muito central, o direito ao seu pedaço do bolo. Porém, para grande parte da população mundial, um pedaço do bolo significa necessariamente mais produção, isto sem mencionar o fato de que o tamanho real da população mundial continua a expandir. Assim, não são apenas os capitalistas que desejam a expansão, mas também a gente comum. Mas isso não impede que muitas dessas pessoas comuns também queiram diminuir o ritmo da degradação do ambiente mundial, o que apenas prova que estamos envolvidos em mais uma contradição do sistema histórico. Ou seja, muitas pessoas querem desfrutar tanto de mais árvores como de mais bens materiais, e grande parte delas simplesmente separa as duas reivindicações em suas mentes. *“Wallerstein, I. M. O Fim do Mundo Como o Concebemos: ciência social para o século XXI. Rio de Janeiro: Revan, 2002, p. 114”.*

RESUMO

A alteração do uso e ocupação do solo, aliada a outras atividades humanas que alteram os ciclos biogeoquímicos, pode resultar em perturbações e alterações dos processos ecossistêmicos. Estudos globais evidenciam que a deposição de nitrogênio afeta processos ecossistêmicos relacionados a decomposição. Quando se tratando do Cerrado, experimentos realizados evidenciam que o nitrogênio e o fósforo, quando adicionados juntos, tendem a afetar a biodiversidade vegetal, alteram a qualidade da serapilheira e consequentemente o processo de decomposição. No entanto, ainda não está claro como os diferentes compostos que conferem a qualidade da serapilheira respondem a adição de nutrientes, e como a fauna do solo interage com a adição de nutrientes e atua na degradação desses compostos e afeta o processo de decomposição. O objetivo do presente estudo foi analisar os efeitos da fertilização (adição de nitrogênio, fósforo, nitrogênio e fósforo combinados e calagem) na concentração dos compostos estruturais (lignina e celulose) e secundários (polifenóis totais) da serapilheira e na atuação da fauna do solo na degradação desses compostos e na taxa de decomposição. O estudo foi desenvolvido na Reserva Ecológica do Roncador do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (RECOR/IBGE) em Brasília, Distrito Federal. Para tal, determinou-se a qualidade do mix foliar da serapilheira (C/N e lignina/N) antes do experimento. As concentrações de lignina, celulose e polifenóis foram analisadas na serapilheira de parcelas fertilizadas (3 réplicas de cada tratamento) e parcelas controle antes e após 90, 180 e 270 dias de exposição de bolsas de decomposição (*litter bags*) com malhas para excluir (0,3 mm) e permitir (2 mm) o acesso da mesofauna do solo. Para a análise da decomposição da serapilheira acondicionada nas *litter bags*, procedeu-se com a coleta mensal ao longo do experimento (totalizando 330 dias), na qual foram pesadas para aferir a massa remanescente, bem como determinar a taxa de decomposição (k) e o tempo de meia vida ($t_{0,5}$). Os resultados indicaram que a adição de nutrientes não afetou significativamente a qualidade do mix foliar da serapilheira inicial tal como observado pelas razões C/N e lignina/N, embora uma maior qualidade da serapilheira foi percebida nos tratamentos com adição de +N e +NP combinados. Menores concentrações de polifenóis totais no mix foliar foram encontradas nas parcelas de aplicação de calagem, principalmente quando a fauna foi excluída. A celulose foi sendo degradada naturalmente ao longo do tempo, mas não foi afetada pela fertilização e, embora não de forma significativa a fauna promoveu a degradação de celulose em parcelas com adição de +NP combinados, ao passo que os microrganismos promoveram essa degradação no tratamento com adição de +N. A adição de +NP combinados acelerou a taxa de decomposição do mix foliar que, embora não significativamente, foi estimulada pela fauna do solo. Conclui-se que, principalmente a adição de +NP combinados afetam a qualidade do mix foliar da serapilheira e sua taxa de decomposição, que parece ser estimulada pela fauna do solo ao degradar celulose, mas não polifenóis totais. Esses resultados trazem novas evidências de como os processos ecossistêmicos e a biota do solo de vegetações de cerrado podem responder a mudanças ambientais relacionadas a adição de nutrientes limitantes.

Palavras-chave: fertilização, lignina/celulose, polifenóis, *litter bags*, fauna do solo.

ABSTRACT

Land-use change and occupation, coupled with other human activities that alter biogeochemical cycles, can result in disruption and alteration of ecosystem processes. Global studies show that nitrogen deposition affects decomposition-related ecosystem processes. When dealing with the Cerrado, experiments show that nitrogen and phosphorus, when added together, tend to change plant biodiversity, alter litter quality, and consequently the decomposition process. However, it is unclear how the different compounds that confer litter quality respond to nutrient addition, and how soil fauna interacts with nutrient addition and acts on the degradation of these compounds, affecting the decomposition process. The present study's aim was to analyze the effects of fertilization (nitrogen, phosphorus, nitrogen plus phosphorus, and liming) on the concentration of structural (lignin and cellulose) and secondary (total polyphenols) litter compounds and soil fauna activity on compounds degradation and litter decomposition rates. The study was developed at the Reserva Ecológica do Roncador do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (RECOR / IBGE) in Brasília, Federal District. For this, the leaf litter quality (C/N and lignin/N) was determined before the experiment. Lignin, cellulose, and polyphenol concentrations were analyzed in the leaf litter of fertilized plots (3 replicates of each treatment) and control plots before and after 90, 180 and 270 days of exposure of litter bags with mesh to exclude (0.3 mm) and allow (2 mm) the soil mesofauna access. To analyze the leaf litter decomposition, litter bags were monthly collected throughout the experiment (totaling 330 days), and leaf litter were weighed to measure the remaining mass, as well as to determine the decomposition rate (k) and the half-life. The results indicated that nutrient addition did not significantly affect the quality of the initial leaf litter as observed by the C/N and lignin/N ratios, although higher litter quality was observed in the treatments with N and N plus P addition. Lower concentrations of total polyphenols in the leaf litter were found in the liming plots, notably when the fauna was excluded. Cellulose was naturally degraded over time but was not affected by fertilization. Although not significantly, the fauna promoted cellulose degradation in N plus P addition plots, while microorganisms promoted this degradation in the N addition plots. The addition of N and P combined accelerated the leaf litter decomposition rate, which, although not significantly, was stimulated by soil fauna. It is concluded that mainly the addition of combined N and P affects the leaf litter quality and its decomposition rate, which seems to be stimulated by soil fauna when degrading cellulose, but not total polyphenols. These results provide new evidence of how ecosystem processes and soil biota of cerrado vegetation can respond to environmental changes related to the addition of limiting nutrients.

Keywords: fertilization, lignin/cellulose, polyphenols, litter bags, soil fauna.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1.** Localização das parcelas do experimento de fertilização implementado em um cerrado sentido restrito da RECOR-IBGE, Brasília, DF.....33
- Figura 2.** Precipitação total e temperaturas (máxima, mínima e média) ao longo do período de novembro de 2018 a outubro de 2019 em Brasília, DF. Dados obtidos no banco de dados BDMEP do INMET.....34
- Figura 3.** Coleta da serapilheira no experimento de fertilização implementado em um cerrado sentido restrito da RECOR-IBGE, Brasília, DF.....36
- Figura 4.** Triagem da serapilheira e confecção das bolsas de decomposição (*litter bags*).....37
- Figura 5.** Distribuição das *litter bags* nas parcelas do experimento de fertilização implementado em um cerrado sentido restrito da RECOR-IBGE, Brasília, DF.....38
- Figura 6.** Boxplot da distribuição dos valores da razão estequiométrica carbono/nitrogênio (C/N) do mix foliar inicial, de cada tratamento e controle, em um experimento de fertilização implementado em um cerrado sentido restrito da RECOR-IBGE, Brasília, DF. Os resultados do modelo linear generalizado (GLM) testou o efeito dos tratamentos nos valores da razão C/N no mix foliar e o quanto desviou negativamente ou positivamente do controle. O intervalo de confiança é de 95% de cada termo da GLM. Sendo: ‘*’ $p < 0.05$; ‘**’ $p < 0.01$; ‘***’ $p < 0.001$41
- Figura 7.** Boxplot da distribuição dos valores da razão estequiométrica lignina/N do mix foliar inicial, de cada tratamento e controle, em um experimento de fertilização implementado em um cerrado sentido restrito da RECOR-IBGE, Brasília, DF. Os resultados do modelo linear generalizado (GLM) testou o efeito dos tratamentos nos valores da razão lignina/N do mix foliar e o quanto desviou negativamente ou positivamente do controle. O intervalo de confiança é de 95% de cada termo da GLM. Sendo: ‘*’ $p < 0.05$; ‘**’ $p < 0.01$; ‘***’ $p < 0.001$42
- Figura 8.** Peso remanescente do mix foliar entre Novembro de 2018 (inicial) a Outubro de 2019 (330 dias) para cada tratamento e controle, com acesso (acima) e restrição (abaixo) da fauna, em um experimento de fertilização implementado em um cerrado sentido restrito da RECOR-IBGE, Brasília, DF. O modelo linear generalizado (GLM) foi aplicada para detectar diferenças nos pesos remanescentes entre tratamentos e controle ao longo do tempo para cada tamanho de malha separadamente. Os tratamentos que obtiveram resultado significativo foram representados no gráfico mostrando em qual tempo a massa remanescente desviou negativamente ou positivamente do controle. O intervalo de confiança é de 95% de cada termo da GLM. ‘*’ $p < 0.05$; ‘**’ $p < 0.01$; ‘***’ $p < 0.001$43
- Figura 9.** Boxplot da distribuição dos valores da taxa de decomposição (k) do mix foliar para cada tratamento e em cada tamanho de malha (acesso e restrição da fauna), em um experimento de fertilização implementado em um cerrado sentido restrito da RECOR-IBGE, Brasília, DF. O efeito dos tratamentos e do tamanho das malhas na taxa de decomposição foi testado pelo modelo linear generalizado (GLM). O intervalo de

confiança é de 95% de cada termo da GLM. ‘*’ $p < 0.05$; ‘**’ $p < 0.01$; ‘***’ $p < 0.001$44

Figura 10. Boxplot da distribuição dos valores de polifenóis totais do mix foliar inicial e ao longo do tempo para cada tratamento e controle, com acesso (acima) e restrição (abaixo) da fauna, em um experimento de fertilização implementado em um cerrado sentido restrito da RECOR-IBGE, Brasília, DF. Os resultados do modelo linear generalizado (GLM) testou o efeito dos tratamentos nos valores da concentração dos polifenóis no mix foliar e o quanto desviou negativamente ou positivamente do controle. O intervalo de confiança é de 95% de cada termo da GLM. Sendo: ‘*’ $p < 0.05$; ‘**’ $p < 0.01$; ‘***’ $p < 0.001$46

Figura 11. Boxplot da distribuição da razão estequiométrica lignina/celulose do mix foliar inicial e ao longo do tempo para cada tratamento e controle, com acesso (acima) e restrição (abaixo) da fauna, em um experimento de fertilização implementado em um cerrado sentido restrito da RECOR-IBGE, Brasília, DF. Os resultados do modelo linear generalizado (GLM) testou o efeito dos tratamentos nos valores da razão lignina/celulose no mix foliar e o quanto desviou negativamente ou positivamente do controle. Sendo: ‘*’ $p < 0.05$; ‘**’ $p < 0.01$; ‘***’ $p < 0.001$48

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Os tipos de processos responsáveis pela decomposição.....	21
Tabela 2. Classificação da fauna de solo baseada no comprimento e suas funções no processo de decomposição.....	26
Tabela 3. Quantificação dos estudos que foram conduzidos no experimento de fertilização implementado em um cerrado sentido restrito da RECOR-IBGE, Brasília, DF. Neste lacônico histórico logrou identificar os principais efeitos advindos da aplicação de nutrientes para subsidiar o presente trabalho.....	28
Tabela 4. Efeito dos tratamentos e do tamanho da malha (restrição e permissão do acesso da mesofauna do solo) na taxa de decomposição do mix foliar, independentemente do tempo, em um experimento de fertilização implementado em um cerrado sentido restrito da RECOR-IBGE, Brasília, DF.....	44
Tabela 5. Efeito acumulado dos tratamentos e do tamanho da malha (restrição e permissão do acesso da mesofauna do solo) nas concentrações de polifenóis totais do mix foliar em um experimento de fertilização implementado em um cerrado sentido restrito da RECOR-IBGE, Brasília, DF.....	45
Tabela 6. Efeito acumulado dos tratamentos e do tamanho da malha (restrição e permissão do acesso da mesofauna do solo) na razão estequiométrica lignina/celulose do mix foliar em um experimento de fertilização implementado em um cerrado sentido restrito da RECOR-IBGE, Brasília, DF.....	47
Tabela 7. Valores da razão C/N para cada tratamento e controle em demais estudos que foram realizados no experimento de fertilização implementado em um cerrado sentido restrito da RECOR-IBGE, Brasília, DF.....	49
Tabela 8. Comparação dos valores da taxa de decomposição (k) do presente estudo com o de experimentos anteriores nas parcelas fertilizadas em um cerrado sentido restrito da RECOR/IBGE, Brasília, DF.....	52
Tabela 9. Valores da concentração em percentagem dos compostos estruturais (celulose e lignina), compostos de defesa (Polifenóis), do carbono e do nitrogênio do mix foliar da serapilheira inicial para cada tratamento e controle em um experimento de fertilização implementado em um cerrado sentido restrito da RECOR-IBGE, Brasília, DF.....	67
Tabela 10. Valores da concentração em percentagem dos polifenóis totais do mix foliar da serapilheira ao longo do tempo para cada tratamento e controle, com acesso e restrição da fauna, em um experimento de fertilização implementado em um cerrado sentido restrito da RECOR-IBGE, Brasília, DF.....	68
Tabela 11. Valores da concentração em percentagem da Celulose do mix foliar da serapilheira ao longo do tempo para cada tratamento e controle, com acesso e restrição da fauna, em um experimento de fertilização implementado em um cerrado sentido restrito da RECOR-IBGE, Brasília, DF.....	69

Tabela 12. Valores da concentração em porcentagem da Lignina do mix foliar da serapilheira ao longo do tempo para cada tratamento e controle, com acesso e restrição da fauna, em um experimento de fertilização implementado em um cerrado sentido restrito da RECOR-IBGE, Brasília, DF.....70

SUMÁRIO

RESUMO	9
ABSTRACT	10
LISTA DE ILUSTRAÇÕES.....	11
LISTA DE TABELAS.....	13
1. INTRODUÇÃO	17
2. OBJETIVO	20
3. REVISÃO DE LITERATURA	20
3.1. A decomposição em ecossistemas terrestres	21
3.2. Qualidade da serapilheira: um dos fatores determinantes na decomposição	22
3.3. A fauna do solo no processo de decomposição.....	25
3.4. Experimentos de adição de nutrientes no Cerrado	27
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	33
4.1. Descrição da área de estudo	33
4.2. Experimento de fertilização.....	34
4.3. Delineamento amostral da coleta de serapilheira.....	35
4.4. Triagem da serapilheira e confecção das bolsas de decomposição (<i>litter bags</i>)	36
4.5. Distribuição e coleta das <i>litter bags</i> nas parcelas	37
4.6. Análises químicas da serapilheira.....	38
4.7. Análise de dados	39
5. RESULTADOS.....	40
5.1. Qualidade inicial da serapilheira	40
5.2. Efeito dos tratamentos e da fauna na decomposição do mix foliar	42
5.2.1. Massa remanescente.....	42
5.2.2. Taxa de decomposição	43
5.3. Efeito dos tratamentos e da fauna na concentração dos compostos do mix foliar	45
5.3.1. Polifenóis Totais	45
5.3.2. Razão lignina/celulose	46
6. DISCUSSÃO	48
7. CONCLUSÃO	53
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	54
APÊNDICE A – Dados brutos da qualidade inicial da serapilheira	67
APÊNDICE B – Dados brutos da concentração de polifenóis totais na serapilheira.....	68
APÊNDICE C – Dados brutos da concentração de celulose na serapilheira.....	69

APÊNDICE D – Dados brutos da concentração de lignina na serapilheira	70
ANEXO A – Protocolo determinação de celulose e lignina	71
ANEXO B – Protocolo determinação de polifenóis totais	75

1. INTRODUÇÃO

A intensificação das atividades humanas tem dobrado a quantidade de nitrogênio (N) fixado nos ecossistemas terrestres. A principal causa é o aumento das emissões de N devido à queima de combustíveis fósseis e biomassa vegetal e a aplicação de fertilizantes em grande escala que podem alterar a ciclagem de N (SUTTON et al., 2011). Estimativas globais da deposição atmosférica de N indicam que a região geográfica do bioma Cerrado atualmente recebe deposições de N que variam entre 1-10 kg N ha⁻² ano⁻¹ (DENTENER et al., 2006). Entretanto, prevê-se que este valor irá aumentar para até 50 kg N ha⁻² ano⁻¹ por volta do ano 2050 (GALLOWAY et al., 2004, 2008). Atualmente, 40% das aplicações globais de fertilizantes ocorrem nas regiões tropicais e subtropicais. Com isso, a avaliação das consequências da deposição de N sobre os ecossistemas tropicais é considerada prioritária pela comunidade científica (BUSTAMANTE et al., 2012), especialmente considerando a importância desses ecossistemas como reservatórios de biodiversidade (MITTERMEIER et al., 2011).

Entre os efeitos relatados pelo aumento da disponibilidade de N em savanas estão a acidificação do solo e perda de biodiversidade vegetal (FYNN; O'CONNOR, 2005; BUSTAMANTE et al., 2012). Por outro lado, assim como outras regiões tropicais, muitas vegetações do Cerrado se encontram em solos antigos e bem intemperizados, onde o fósforo (P) é tido como o elemento limitante mais importante (VITOUSEK et al., 2010) e as respostas da vegetação e dos processos ecossistêmicos para o aumento de N podem estar ligadas a interação entre N e P (ELSER et al., 2007). Nesse sentido, experimentos com adição de nutrientes no solo se revelam de suma importância para elucidarmos como os processos ecossistêmicos, e os organismos que os executam, são limitados pelos nutrientes e como respondem a perturbações antrópicas relacionadas a entrada de nutrientes nos ecossistemas.

Estudos com adições experimentais de N, P e aplicação de calagem, iniciadas em 1998 em um cerrado sentido restrito do Brasil Central, vem demonstrando que a adição desses nutrientes podem levar ao aumento de fluxo de óxido nítrico (NO) do solo e diminuição da diversidade de espécies vegetais (JACOBSON et al., 2011; BUSTAMANTE et al., 2012). Esses e outros efeitos, no entanto, parecem ser colimitados por N e P (BUSTAMANTE et al., 2012). Os efeitos da calagem são mais desconhecidos, mas sua aplicação parece afetar a composição de espécies herbáceas (BUSTAMANTE et al., 2012). Com a concentração de estudos do compartimento acima do solo, ainda pouco se sabe como a adição de nutrientes afetam o compartimento abaixo do solo. Estudos

evidenciam que a adição de P e, principalmente a combinação de N e P, ocasionam um aumento da qualidade da serapilheira e conseqüentemente aumenta as taxas de decomposição (KOZOVITS et al., 2007; JACOBSON, 2009). No entanto, não é claro ainda como a adição desses nutrientes afeta a concentração de compostos estruturais e compostos secundários (compostos de defesa) que conferem a qualidade da serapilheira e controlam o processo de decomposição. Outra lacuna é compreender como a adição de nutrientes e os decompositores interagem para degradar esses compostos.

Entre os compostos estruturais das plantas, a lignina é considerada um composto recalcitrante que quando disponibilizado na forma de serapilheira exerce um considerável controle sobre as taxas de decomposição da serapilheira (MELILLO et al., 1982). A celulose, outro composto estrutural, é considerado o biopolímero e polissacarídeo mais abundante da serapilheira e constitui de 20 a 30% da massa da serapilheira (BERG; LASKOWSKI, 2005). A degradação de lignina e celulose é um processo altamente dinâmico e crítico para a ciclagem de nutrientes em ecossistemas terrestres (KLOTZBÜCHER et al., 2011). Outros compostos que potencialmente influenciam o processo de decomposição e estão diretamente ligados às defesas das plantas contra herbivoria são os polifenóis totais (HÄTTENSCHWILER; VITOUSEK, 2000). Juntos, esses compostos configuram a qualidade da serapilheira, um dos mais importantes fatores que controlam a decomposição da serapilheira.

Os compostos secundários estão relacionados a evolução e genética de cada espécie, sendo um grupo funcional diverso, dentre o qual cabe destacar os compostos fenólicos (TAIZ et al., 2017). Esses compostos secundários, que a princípio funcionam como uma defesa contra a herbivoria, influenciam diretamente a qualidade da serapilheira mediante a forma em que se encontram no tecido foliar (BERG; MCCLAUGHERTY, 2014; CRONAN, 2018; KÖGEL-KNABNER, 2002), principalmente o grupo funcional dos compostos fenólicos (CHOMEL et al., 2016; HÄTTENSCHWILER; VITOUSEK, 2000). Essa qualidade da serapilheira regula a composição da biota do solo (SAUVADET et al., 2017), sendo os compostos fenólicos normalmente acessados por diferentes grupos da fauna do solo (FROUZ, 2018; HÄTTENSCHWILER; TIUNOV; SCHEU, 2005; HÄTTENSCHWILER; VITOUSEK, 2000), uma vez que a seleção do material foliar está associada a toxicidade (TAIZ et al., 2017) e/ou até mesmo a própria palatabilidade (CHOMEL et al., 2016; RISTOK et al., 2019), de qualquer forma, os compostos secundários tendem a regular sobremaneira o processo de decomposição.

Embora a decomposição seja, em sua maior parte, o resultado das atividades microbianas, a fauna de invertebrados do solo é importante no condicionamento da serapilheira, estimulando a atuação desses microrganismos. Experimentos envolvendo a exclusão de determinadas classes de tamanho da fauna do solo (micro, meso e macrofauna) vem demonstrando a importância da composição da comunidade de invertebrados como controladores da velocidade da decomposição da matéria orgânica (GONZÁLEZ; SEASTEDT, 2001; BRADFORD et al., 2002; VASCONCELOS; LAURANCE, 2005). Meta-análises mostram que a fauna do solo promove as taxas de decomposição em escala global e são moduladas pelo clima e pela qualidade da serapilheira (GARCÍA-PALACIOS et al., 2013). Simultaneamente, baixas razões C/N e baixas concentrações de polifenóis totais favorecem alguns decompositores invertebrados e aceleram a decomposição (HÄTTENSCHWILER; VITOUSEK, 2000; WANG, L. et al., 2018). No entanto, devido à falta de estudos, ainda não é claro qual é o efeito da fauna do solo para o processo de decomposição e como os diferentes compostos químicos da serapilheira influenciam e são influenciados por essa fauna em ecossistemas savânicos tropicais que, como outros ecossistemas, sofrem bastante pressão antrópica.

A deposição atmosférica de N é conhecida por alterar a quantidade e qualidade da serapilheira em alguns ecossistemas (VOURLITIS; FERNANDEZ, 2012; WANG, Q. et al., 2018), incluindo o cerrado típico (KOZOVITS et al., 2007), podendo influenciar a atividade dos micro-organismos e a atividade enzimática. Recentemente, estudos também mostram que a deposição de N afeta significativamente alguns grupos da fauna do solo (SIEPEL et al., 2018; XU et al., 2009), podendo até simplificar suas comunidades (EISENHAUER et al., 2012; NIJSSEN; WALLISDEVRIES; SIEPEL, 2017). Essa alteração na fauna do solo ocasionada pela deposição de N também pode refletir na alteração da microbiota do solo devido às interações entre esses organismos (WURST; DE DEYN; ORWIN, 2012), afetando, direta ou indiretamente, o processo de decomposição da serapilheira. As interações entre os diferentes componentes químicos que conferem a qualidade da serapilheira, o papel da fauna do solo e os efeitos interativos entre fauna e micro-organismos diante da deposição de nutrientes ainda não é bem compreendido, embora alguns esforços para isso já existam (JIA et al., 2019; ZHANG et al., 2016).

2. OBJETIVO

O presente estudo teve como o objetivo verificar o efeito da adição de nutrientes (nitrogênio, fósforo e a combinação de N e P) e da calagem no solo de uma área de cerrado sentido restrito com histórico de fertilização na concentração dos compostos estruturais (lignina e celulose) e de defesa (polifenóis totais) presentes na serapilheira, assim como o processo de decomposição. Além disso, verificou-se o efeito da fauna do solo sobre a degradação desses compostos na serapilheira e sua taxa de decomposição.

3. REVISÃO DE LITERATURA

A manutenção da complexidade sinérgica entre os componentes abióticos e bióticos passa pelo fluxo energético ao qual o sistema reciprocamente transforma matéria e energia (ODUM; BARRETT, 2015). Tal fluxo energético é distribuído assimetricamente nas diferentes latitudes, conferindo assim aos ecossistemas respostas regionais diferenciadas no que se refere a ciclagem de nutrientes (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007; RICKLEFS, 2011).

Grande parte da ciclagem de nutrientes nos ecossistemas terrestres perpassa pela produtividade primária e pelos processos fenológicos das plantas, que culmina no depósito de matéria orgânica morta sobre o solo, e, torna-se disponível para a biota decompositora (AGREN; ANDERSSON, 2012; CHAPIN III; MATSON; VITOUSEK, 2011). Como aproximadamente 90% da produção primária global das plantas terrestres entra nos solos como matéria orgânica morta, a decomposição e o sequestro de carbono em solos se destacam como processos centrais no funcionamento dos ecossistemas (GESSNER et al., 2010).

A decomposição dos detritos vegetais, no qual a serapilheira constitui o principal componente (BRAY; GORHAM, 1964; CRONAN, 2018; ZHANG et al., 2014), é determinada por um conjunto de fatores ambientais, como o clima (AERTS, 1997; KRISHNA; MOHAN, 2017), pela propriedades químicas das plantas, que confere a qualidade da serapilheira (KÖGEL-KNABNER, 2002; TALBOT; TRESEDER, 2012) e pela composição dos organismos do solo (GARCÍA-PALACIOS et al., 2013; VAN DER HEIJDEN; BARDGETT; VAN STRAALLEN, 2008). Nos tópicos seguintes, o processo de decomposição e alguns dos seus fatores determinantes serão abordados de forma mais específica.

3.1. A decomposição em ecossistemas terrestres

O verbete decomposição remonta etimologicamente ao latim, no qual o prefixo “*DES*” remete a separação, desfazer; já a palavra *COMPONERE* (*COM* = reunir, juntar, *PONERE* = colocar, dispor), ou seja, *DESCOMPONERE* significa desfazer o que está reunido. A decomposição na acepção da ecologia é empregada exatamente no mesmo significado, na qual a matéria é fragmentada em partículas menores cujas reações químicas provocam alterações nas suas propriedades, por conseguinte, transformando compostos complexos em compostos mais simples (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007; RICKLEFS, 2011).

O processo de decomposição em ecossistemas terrestres ocorre principalmente na serapilheira, que é formada através da senescência ou de outros processos fenológicos das plantas, e, que tem sua produção variável na medida em que se desloca das baixas para as altas latitudes (CRONAN, 2018; RENGEL, 2007). A decomposição de uma forma geral, consiste na redução da massa da serapilheira através da fragmentação dos detritos vegetais e da sua conversão em outros compostos orgânicos e inorgânicos (CHAPIN III; MATSON; VITOUSEK, 2011). Especificamente, a decomposição é resultado da combinação e interação de diversos processos, os quais a depender da latitude do ecossistema, podem se comportar diferentemente (CHAPIN III; MATSON; VITOUSEK, 2011; ODUM; BARRET, 2015). A Tabela 1 sumariza as características dos processos responsáveis pela decomposição em ecossistemas terrestres.

Tabela 1. Os tipos de processos responsáveis pela decomposição

Processo	Características
Lixiviação ^{(1) (2)}	Perda de compostos solúveis pela água.
Fragmentação ^{(1) (2)}	Formação de particulados por ação física e biológica.
Alteração Química ⁽¹⁾	Fungos e bactérias são os principais decompositores, embora ocorra reações químicas no solo sem a devida mediação dos micro-organismos.
Produção ⁽²⁾	Formação de húmus e liberação de compostos orgânicos solúveis.
Mineralização ⁽²⁾	Disponibilização de nutrientes na forma inorgânica para as plantas e organismos do solo.

Fonte: Extraído de Chapin III, Matson e Vitousek (2011, p. 184-187); Odum e Barret (2015, p. 54-56).

(1) O estudo de Chapin III, Matson e Vitousek (2011) considera três tipos de processos.

(2) O estudo de Odum e Barret (2015) considera quatro estágios.

Cada um dos processos descritos acima possui mecanismos que são conduzidos por distintos componentes, que tornam a decomposição um processo dinâmico e complexo (BERG; MCCLAUGHERTY, 2014). Esses componentes são representados por fatores bióticos e abióticos, que controlam o processo, e são importantes na compreensão de possíveis tendências e até mesmo de padrões gerais ao entendimento da ciclagem de nutrientes advindos do processo de decomposição.

O processo de decomposição resulta basicamente na disponibilização de nutrientes (via mineralização da matéria orgânica) para suprir as demandas energéticas dos organismos decompositores e das plantas (CHAPIN III; MATSON; VITOUSEK, 2011) e, na transformação em matéria orgânica resistente (fração estável) pela ação dos organismos decompositores ao longo do processo (BERG; MCCLAUGHERTY, 2014).

A fração estável remanescente ao processo de decomposição da serapilheira (BERG, 2018), assim como a mineralização dos nutrientes (ODUM; BARRETT, 2015), são comumente favorecidos ou interrompidos por controles abióticos (AGREN; ANDERSSON, 2012; CRONAN, 2018), dentre os quais se destaca a temperatura e precipitação (CHAPIN III; MATSON; VITOUSEK, 2011), e pelos controles bióticos, que passam pela qualidade da serapilheira e pela atuação da biota do solo (BRADFORD et al., 2002; FROUZ et al., 2015).

3.2. Qualidade da serapilheira: um dos fatores determinantes na decomposição

A fotossíntese realizada por organismos produtores é sobremaneira o processo de maior importância biológica (ODUM; BARRETT, 2015), haja vista a capacidade de converter energia solar em compostos carbonados complexos (TAIZ et al., 2017), ou seja, fonte de energia para impulsionar o metabolismo celular no caso das plantas. Na planta o principal órgão fotossintetizante é a folha, na qual é responsável por interceptar a luz, promover trocas gasosas com a atmosfera, dissipar calor e se defender de herbívoros e patógenos (TAIZ et al., 2017).

As folhas possuem mecanismos de remobilização de nutrientes para as partes da planta em crescimento antes de perder as folhas em diversas situações (TAIZ et al., 2017). A perda de folhas, ou abscisão foliar, é o resultado de fatores relacionados a senescência e estratégias de vida ligadas às condições ambientais (bióticas e abióticas) como a sazonalidade climática e a herbivoria (TAIZ et al., 2017). A abscisão foliar, perda da folha, ocorre durante a etapa denominada como a fase degenerativa da senescência foliar

(TAIZ et al., 2017), uma vez que os nutrientes orgânicos são remobilizados (TAIZ et al., 2017), enquanto outros compostos da planta são praticamente imóveis (CRONAN, 2018).

As folhas, galhos, frutos e partes reprodutivas, quando depositados no solo, no caso de ecossistemas terrestres, forma uma camada denominada serapilheira (BRAY; GORHAM, 1964; CRONAN, 2018), na qual é a principal via de transferência de nutrientes para o sistema solo-planta (AGREN; ANDERSSON, 2012; CRONAN, 2018). Normalmente, essa serapilheira de é formada por diferentes espécies de planta, que apresentam propriedades químicas que regulam a decomposição (BERG; MCCLAUGHERTY, 2014), ou seja, conferem qualidade quanto a palatabilidade para a ação dos organismos do solo (GARCÍA-PALACIOS et al., 2013; VAN DER HEIJDEN; BARDGETT; VAN STRAALLEN, 2008).

A composição química da serapilheira influencia o curso da decomposição ao longo do tempo (BERG, 2000; BERG; MCCLAUGHERTY, 2014), bem como a formação de novos componentes (KÖGEL-KNABNER, 2002) que, porventura, exercem efeito reguladores (PRESCOTT, 2010). Essa composição química confere a serapilheira uma “qualidade”, que é determinada pelo teor dos nutrientes (BERG; MCCLAUGHERTY, 2014; CRONAN, 2018) e de uma gama diversa de compostos compreendidos como metabólitos primários e secundários (TAIZ et al., 2017). Dentre os metabólitos primários, cabe destacar a celulose e a lignina, formados no processo de crescimento e desenvolvimento da parede celular da planta (KÖGEL-KNABNER, 2002; TAIZ et al., 2017). Já os metabólitos secundários, relacionam-se a estratégia evolutiva de cada espécie, cabendo destacar os terpenos e os compostos fenólicos, incluído o grupo funcional dos polifenóis (CHOMEL et al., 2016; HÄTTENSCHWILER; VITOUSEK, 2000; TAIZ et al., 2017). Assim, a qualidade da serapilheira regula as taxas de decomposição devido as diferentes estequiométricas dos compostos químicos entre as espécies vegetais (CHAPIN III; MATSON; VITOUSEK, 2011; CORNWELL et al., 2008) e sua influência na composição e atuação da biota decompositora (HÄTTENSCHWILER; TIUNOV; SCHEU, 2005; SAUVADET et al., 2017).

A qualidade da serapilheira se altera ao longo do processo de decomposição, geralmente na seguinte ordem: celulose > lignina + polifenóis (AGREN; ANDERSSON, 2012; CHOMEL et al., 2016; CRONAN, 2018). A celulose, embora seja constituída por cadeias complexas de carbono (TAIZ et al., 2017), acaba por ser decomposta nos períodos iniciais comparado aos outros compostos (AGREN; ANDERSSON, 2012; CRONAN, 2018) e, por conseguinte, pode até ser utilizado como substrato para a degradação de

compostos mais resistentes (TALBOT; TRESEDER, 2012). Por outro lado, a lignina e os polifenóis apresentam uma taxa de decomposição lenta (AGREN; ANDERSSON, 2012; CRONAN, 2018), uma vez que a estrutura química das moléculas de lignina e polifenóis são mais resistentes a degradação dos micro-organismos (KÖGEL-KNABER, 2002).

A avaliação da qualidade da serapilheira através das análises de seus compostos químicos nos auxilia na interpretação tanto da perda de massa (LORANGER et al., 2002) quanto da mineralização ou imobilização dos nutrientes (CHAPIN III; MATSON; VITOUSEK, 2011). Dentre as variáveis preditoras relacionadas a qualidade da serapilheira (MAFONGOYA; GILLER; PALM, 1997) a razão C/N (carbono/nitrogênio) é a mais comumente analisada, podendo servir como um indicador da velocidade da decomposição (taxa) e da disponibilização dos nutrientes (CABRERA; KISSEL; VIGIL, 2005), pois quanto menor a razão, maior tende ser a taxa de decomposição. Entretanto, quando a razão é elevada, tal fato assinala que a estrutura do material foliar presente na serapilheira tende a apresentar compostos de carbono mais resistentes (KÖGEL-KNABNER, 2002), resultando assim, em baixa taxa de decomposição e menor disponibilização de nutrientes.

De fato, um dos padrões mais estabelecidos na ecologia de ecossistemas é que a taxa de decomposição se correlaciona com a razão C/N inicial (AERTS, 1997). No entanto, analisar apenas a razão C/N pode mascarar o fato de que, como descrito acima, os compostos de carbono possuem estruturas distintas e conseqüentemente decompõem em taxas distintas (AGREN; ANDERSSON, 2012; CRONAN, 2018). Sendo assim, a análise de outras variáveis, como a razão lignina/celulose e lignina/N da serapilheira, também é importante, pois essas razões são fortes preditores das taxas de decomposição (AERTS, 1997; ZHANG et al., 2008) e mensuram indiretamente a formação da matéria orgânica do solo globalmente (BERG, 2000; CABRERA; KISSEL; VIGIL, 2005; THEVENOT; DIGNAC; RUMPEL, 2010).

A qualidade da serapilheira é determinada tanto por fatores bióticos quanto abióticos (TAIZ et al., 2017). No tocante aos fatores abióticos, a depender da disponibilidade de nutrientes no solo (CHAPIN III; MATSON; VITOUSEK, 2011; DENT et al., 2006) a planta pode responder diferentemente à produção da celulose e lignina (KÖGEL-KNABNER, 2002; TAIZ et al., 2017), na produção dos polifenóis (HÄTTENSCHWILER; VITOUSEK, 2000; TAIZ et al., 2017); como também no transporte dos nutrientes durante o crescimento e desenvolvimento da planta (BRANT; CHEN, 2015; TAIZ et al., 2017). Nesse sentido, distúrbios naturais e antrópicos que

alterem o balanço de entrada e saída de nutrientes dos ecossistemas podem afetar os processos que os mantêm. Uma das crescentes preocupações gira em torno da deposição de nutrientes nos ecossistemas, principalmente do nitrogênio, que pode ocorrer de forma natural, mas que vem cada vez mais sendo induzido pelas atividades antrópicas (ELSER et al., 2007; LEBAUER; TRESEDER, 2008; MARKLEIN; HOULTON, 2012). As consequências diretas dessa deposição são percebidas por alterações na estrutura da comunidade vegetal e por suas diferentes respostas quanto a retranslocação de nutrientes durante processos fenológicos (HAN et al., 2013; REED et al., 2012; WRIGHT, 2019; YUAN; CHEN, 2015).

Diversos estudos avaliam as respostas dos ecossistemas a adição de nutrientes, principalmente nitrogênio (N) e fósforo (P) que, a depender do ecossistema, são os nutrientes mais limitantes dos processos ecossistêmicos (GRESS et al., 2007; GÜSEWELL, 2004; KNORR; FREY; CURTIS, 2005; LEBAUER; TRESEDER, 2008; VITOUSEK et al., 2010). Na medida em que a adição de nutrientes pode afetar a composição vegetal e a retranslocação de nutrientes, isso pode acarretar em mudanças na qualidade da serapilheira (BARBOSA et al., 2014; HOU et al., 2018; LIU et al., 2016; WRIGHT, 2019) que, conseqüentemente, afetam o processo de decomposição (BONANOMI et al., 2017; ZHANG et al., 2018).

3.3. A fauna do solo no processo de decomposição

Embora o processo de decomposição da matéria orgânica seja conduzido principalmente pelos micro-organismos do solo (bactérias e fungos), devido a ação enzimática especializada que esses organismos possuem (LAVELLE, 1997), já existe um consenso científico de que a fauna do solo afeta significativamente as taxas de decomposição, principalmente como uma consequência do seu efeito sobre a atividade microbiana (LAVELLE et al., 1997; WURST; DE DEYN; ORWIN, 2012). Ao interferir na dinâmica da decomposição do material foliar presente na serapilheira, a fauna de solo desempenha um importante papel na ciclagem de nutrientes (CHAPIN III; MATSON; VITOUSEK, 2011; FROUZ, 2018).

O solo não é só o principal compartimento de ocorrência do processo de decomposição em ecossistemas terrestres (ODUM; BARRETT, 2015), mas também um habitat responsável pela interação combinada das mais distintas comunidades que compõem a intrincada teia alimentar do solo (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007; LAVELLE, 2012). A fauna de solo possui uma variação significativa quanto à forma,

mobilidade, tamanho e funções, sendo o diâmetro corporal o principal critério para a sua classificação (COLEMAN; WALL, 2015; DECAËNS, 2010). A Tabela 2 resume essa classificação e caracteriza como cada um dos grupos da fauna do solo atua no processo de decomposição e ciclagem de nutrientes.

Tabela 2. Classificação da fauna de solo baseada no comprimento e suas funções no processo de decomposição

Grupos	Tamanho	Funções
Microfauna	< 0,1 mm	Atuam de maneira indireta na ciclagem de nutrientes através da ingestão de bactérias e fungos.
Mesofauna	0,1 mm a 2 mm	Regula a microfauna, como também realiza a fragmentação do material foliar em decomposição.
Macrofauna	2 mm a 20 mm	Realiza a fragmentação do material foliar e modifica a estrutura do solo mediante a movimentação de partículas organo-mineral.
Megafauna	> 20 mm	Movimentação de material decomposto sob e sobre o solo.

Fonte: Adaptado de Coleman e Wall (2015); Decaëns (2010); Vargas e Hungria (1997).

A serapilheira formada na superfície do compartimento solo é o principal recurso para os decompositores (A'BEAR; JOHNSON; JONES, 2014; SLADE; RIUTTA, 2012; WARDLE et al., 2004), cuja atividade é regulada pela composição química desse recurso (MILCU; MANNING, 2011; PEGUERO et al., 2019; HÄTTENSCHWILER; JORGENSEN, 2010) que supre as demandas por energia e nutriente (CHAPIN III; MATSON; VITOUSEK, 2011; BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007), e torna a biota do solo um componente imprescindível ao sistema solo-planta (LAVELLE, 2002). No caso da fauna do solo, a fragmentação da serapilheira desempenhada por ela, tende a romper o tecido do material foliar, que, por conseguinte, favorece a colonização dos micro-organismos, uma vez que a fauna de solo não é capaz de produzir enzimas que degradem compostos como a celulose, lignina e polifenóis (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007).

Nesse sentido, a fauna de solo confere ao processo de decomposição, a depender do estágio, sinergia ao rearranjar os produtos formados (CARRILLO et al., 2011; FROUZ, 2018), haja vista a decomposição não ocorrer continuamente, ora apresentando períodos de fase ativa, ora apresentando períodos com fase de inibição (BERG, 2014;

BERG, 2018). Tendo em vista essa mediação ao processo de decomposição, a fauna do solo cumpre papel chave na ciclagem de nutrientes em ecossistemas terrestres, sendo elencada como fator regulador comum juntamente aos fatores climáticos (WALL et al., 2008) e de qualidade da serapilheira (GARCÍA-PALACIOS et al., 2013). Sua importância, no entanto, é reconhecida principalmente em menores escalas (BRADFORD et al., 2016), principalmente em estudos que investigam como a biodiversidade pode afetar o processo de decomposição da serapilheira (GARTNER; CARDON, 2004; HÄTTENSCHWILER; TIUNOV; SCHEU, 2005).

As relações entre fauna de solo e a qualidade da serapilheira vem sendo estudadas em torno dos seus controles sobre o processo de decomposição (MILCU; MANNING, 2011; PEGUERO et al., 2019), mas também com o intuito de elucidar os efeitos advindos das alterações antrópicas ligadas as mudanças ambientais globais. A deposição de nutrientes, por exemplo, ocasiona efeitos distintos ao ecossistema a depender dos nutrientes limitantes, podendo alterar a estequiometria dos compostos orgânicos da serapilheira (HÄTTENSCHWILER; JORGENSEN, 2010) e, por conseguinte, estimular e/ou inibir o processo de mineralização mediado pela fauna de solo (FROUZ et al., 2015; LIU et al., 2016; SAUVADET et al., 2017). Uma das formas de investigar a influência da fauna do solo no processo de decomposição, e como a qualidade da serapilheira interfere nessa atividade, é o uso de bolsas de decomposição (*litter bags*) que restrinjam e permitam o acesso da fauna do solo (BRADFORD et al., 2002; KAMPICHLER; BRUCKNER, 2009; SCHÄDLER; BRANDL, 2005). Essa técnica, por sua vez, vem sendo importante para elucidar como a adição de nutrientes nos ecossistemas afetam as interações entre a qualidade da serapilheira e a atuação da fauna no processo de decomposição (JIA et al., 2019; ZHANG et al., 2016).

3.4. Experimentos de adição de nutrientes no Cerrado

Como os ecossistemas do Cerrado se encontram em sua maioria sobre solos distróficos (HARIDASAN, 2000), onde cresce uma vegetação que ao que tudo indica é colimitada por P e N (BUSTAMANTE et al., 2012; NARDOTO et al., 2006), espera-se que alterações na composição química do solo através da entrada de nutrientes afete as comunidades acima e abaixo do solo e conseqüentemente os processos ecossistêmicos mediados por elas. Nesse sentido, é de suma importância a implementação de experimentos que investiguem quais são os limitantes dos processos ecossistêmicos e dos

seus fatores intrínsecos para conseguirmos lidar melhor com as eventuais consequências das mudanças ambientais globais.

Um experimento de adição de nutrientes iniciado em 1998, em parcelas implementadas em uma vegetação de cerrado sentido restrito do Brasil Central, vem elucidando muitos aspectos sobre como a adição de N e P e a alteração do pH do solo afeta a vegetação e os processos ecossistêmicos (BUSTAMANTE; NARDOTO; JACOBSON, 2011). O experimento, no qual, anualmente, entre 1998 e 2006 (no início e final da estação chuvosa) foram adicionados ao solo fertilizantes (nitrogênio, fósforo e uma combinação de N e P) e adição de calagem, foi implementado em quatro parcelas para cada tratamento (réplicas). O experimento permaneceu paralisado por quase 10 anos, sendo retomado com as adições de nutrientes em novembro de 2017 (início da estação chuvosa) e, continuado em abril de 2018 (final da estação chuvosa). Nestes mais de 20 anos do experimento de fertilização, diversos trabalhos foram realizados, sendo assim, na Tabela 3 consta sumariado seus principais resultados.

Tabela 3. Quantificação dos estudos que foram conduzidos no experimento de fertilização implementado em um cerrado sentido restrito da RECOR-IBGE, Brasília, DF. Neste lacônico histórico logrou identificar os principais efeitos advindos da aplicação de nutrientes para subsidiar o presente trabalho

(continua)		
Título	Principais Resultados	Referências
Efeitos do aumento da disponibilidade de nutrientes na dinâmica de nutrientes em plantas lenhosas e solo em uma área de Cerrado <i>stricto sensu</i>	1) O resultado geral da razão C:N (entre 50 e 60) da serapilheira não diferiu entre os tratamentos quando comparado ao controle; 2) A concentração de N na serapilheira (estação chuvosa) foi maior somente no tratamento com +NP; 3) A concentração de P na serapilheira (estação seca) aumentou nos tratamentos de +P e +NP.	Garofalo (2001)
Efeito da adição de nutrientes ao solo sobre plantas rasteiras de um Cerrado <i>sensu stricto</i>	1) A razão C:N foi menor na biomassa aérea para os tratamentos +N e +NP comparado ao controle; 2) Nos tratamentos com adição +N e +NP apresentou aumento na concentração de N nos tecidos das espécies vegetais estudadas; 3) Nos tratamentos com adição +P e +NP apresentou aumento na concentração de P nos tecidos das espécies vegetais estudadas.	Luedemann (2001)

Tabela 3. Quantificação dos estudos que foram conduzidos no experimento de fertilização implementado em um cerrado sentido restrito da RECOR-IBGE, Brasília, DF. Neste lacônico histórico logrou identificar os principais efeitos advindos da aplicação de nutrientes para subsidiar o presente trabalho

(continuação)

Título	Principais Resultados	Referências
Crescimento e fenologia foliar de espécies lenhosas de uma área de Cerrado <i>stricto sensu</i> submetida a fertilização	1) Não houve diferença significativa de produção total de serapilheira entre os tratamentos. Entretanto, a produção de serapilheira tendeu a ser maior no tratamento +NP e menor no tratamento +P.	Simpson Júnior (2002)
Efeitos da fertilização a longo prazo no metabolismo fotossintético, nas características foliares e no crescimento em árvores do Cerrado	1) As concentrações de N e P nas folhas maduras de todas as espécies apresentou uma tendência geral de aumento em resposta aos tratamentos de fertilização; 2) Diferença na dinâmica de crescimento entre as espécies que perdem todas as folhas por um determinado período de tempo (decíduas e brevidecíduas) e a sempre verde.	Saraceno (2006)
Nutrient resorption and patterns of litter production and decomposition in a Neotropical Savanna	1) De modo geral, a concentração de N foliar foi maior no tratamento com +N, enquanto que o tratamento com +NP resultou numa maior concentração foliar de P; 2) Maior concentração de N na serapilheira (estação seca) no tratamento com +NP, resultando em uma taxa de decomposição acelerada comparada ao controle; 3) Menor razão C/N (estação seca) na serapilheira no tratamento +NP do que no controle. Por outro lado, maior razão C/N (estação chuvosa) na serapilheira nos tratamentos +NP e +P.	Kozovits et al. (2007)

Tabela 3. Quantificação dos estudos que foram conduzidos no experimento de fertilização implementado em um cerrado sentido restrito da RECOR-IBGE, Brasília, DF. Neste lacônico histórico logrou identificar os principais efeitos advindos da aplicação de nutrientes para subsidiar o presente trabalho

(continuação)

Título	Principais Resultados	Referências
Composição, estrutura e funcionamento de um Cerrado sentido restrito submetido à adição de nutrientes em médio prazo	<p>Capítulo II:</p> <p>1) Os tratamentos com +P e +NP apresentou maior velocidade de decomposição; 2) O tratamento com +NP aumentou a produção de serapilheira; 3) De modo geral, o aumento na concentração de um nutriente na serapilheira diminuiu a EUN para este nutriente, enquanto que o decréscimo na concentração de um nutriente aumentou eficiência do seu uso.</p> <p>Capítulo III:</p> <p>1) A razão N/P foliar foi menor nos tratamentos +P e +NP comparado ao tratamento +N e controle; 2) A concentração foliar de fenóis totais foi positivamente correlacionada com as concentrações foliares de N e P; 3) o tratamento +NP apresentou efeitos mais intensos na química foliar comparadas às respostas a adição destes elementos isoladamente.</p>	Jacobson (2009)
Diversity of shrub tree layer, leaf litter decomposition and N release in a Brazilian Cerrado under N, P and N plus P additions	<p>1) Maior concentração de N na serapilheira nos tratamentos +NP e, maiores concentrações de P nos tratamentos +P e +NP, quando comparados ao controle; 2) A taxa de decomposição da serapilheira aumentou nos tratamentos +P e +NP, mas não diferiu no tratamento +N em comparação ao controle; 3) A massa remanescente foi significativamente menor no tratamento +NP (aos 125, 309 e 453 dias) em relação ao controle.</p>	Jacobson, Bustamante e Kozovits (2011)

Tabela 3. Quantificação dos estudos que foram conduzidos no experimento de fertilização implementado em um cerrado sentido restrito da RECOR-IBGE, Brasília, DF. Neste lacônico histórico logrou identificar os principais efeitos advindos da aplicação de nutrientes para subsidiar o presente trabalho

(continuação)

Título	Principais Resultados	Referências
Effects of nutrient additions on plant biomass and diversity of the herbaceous-subshrub layer of a Brazilian savanna (Cerrado)	1) O tratamento com +P e +NP induziu a invasão da espécie <i>Melinis minutiflora</i> ; 2) A biomassa acima do solo da <i>Melinis minutiflora</i> foi maior nos tratamentos com +P e +NP comparado ao controle; 3) A diversidade florística obteve diferença significativa, sendo o tratamento com +NP apresentando a menor riqueza e, o controle apresentando a maior riqueza.	Bustamante et al. (2012)
Diversidade de comunidades bacterianas de solo de Cerrado em resposta a diferentes alterações dos ecossistemas	Capítulo I: 1) A comunidade bacteriana foi significativamente afetada pelo tratamento com calagem; 2) O tratamento com +N e +NP não alterou significativamente a comunidade bacteriana do solo em relação às parcelas controle; 3) A interação entre sazonalidade e adição de nutrientes demonstrou que a redução do teor de umidade do solo na estação seca favorece o aumento da comunidade bacteriana em todos os tratamentos, exceto no controle.	Sartori (2012)
Efeitos da adição de nutrientes em espécies arbóreas e herbáceas de cerrado (1)	Capítulo I 1) Não houve um aumento no incremento em diâmetro, na produção de fruto, na massa de sementes e na biomassa das plântulas de <i>Dalbergia Miscolobium</i> em resposta ao aumento na disponibilidade de nutrientes minerais no solo. Capítulo II 1) A adição de nutrientes minerais no solo não promoveu aumento no número de rebrotas basais e na intensidade de rebrotas aéreas.	Massi (2014)

Tabela 3. Quantificação dos estudos que foram conduzidos no experimento de fertilização implementado em um cerrado sentido restrito da RECOR-IBGE, Brasília, DF. Neste lacônico histórico logrou identificar os principais efeitos advindos da aplicação de nutrientes para subsidiar o presente trabalho

(conclusão)

Título	Principais Resultados	Referências
Effects of nutrient addition on polyphenol and nutrient concentrations in leaves of woody species of a savanna woodland in Central Brazil	1) Para todos os tratamentos, as espécies brevidecíduas apresentaram maiores concentrações de N, P, fenóis totais e taninos comparado as sempre verdes; 2) As espécies brevidecíduas apresentaram maiores concentrações foliares totais de fenol e tanino, quando comparado as espécies sempre verdes; 3) As concentrações foliares de N e P foi maior nas espécies brevidecíduas, enquanto as concentrações foliares de S (enxofre) foi maior nas sempre verdes; 4) As razões N:P foliar variaram em resposta aos tratamentos.	Jacobson e Bustamante (2019)

(1) O estudo foi selecionado por ter delineamento experimental com adição de nutrientes e, uma vez que foi igualmente conduzido na área da RECOR/IBGE. Entretanto, não foi no sítio referente as parcelas com tratamento analisado no presente trabalho.

De modo geral, os estudos sumariados na Tabela 3, apresentam como resposta ao aumento na disponibilidade de nitrogênio, fósforo e N e P combinado, a saber: alteração dos processos de ciclagem de nutrientes e na emissão gasosa de NO (BUSTAMANTE et al., 2012; JACOBSON; BUSTAMANTE; KOZOVITS, 2011), o estímulo à produção de serapilheira (GAROFALO, 2001; LUEDEMANN, 2001; SIMPSON JUNIOR, 2002), promove alteração na comunidade microbiana do solo (GAROFALO, 2001; SARTORI, 2012), ocasiona alteração na concentração de nutrientes foliares (KOZOVITS et al., 2007; LUEDEMANN, 2001); altera a concentração de fenóis totais foliares (JACOBSON, 2009; JACOBSON; BUSTAMANTE, 2019), impõe alterações na composição da vegetação (JACOBSON; BUSTAMANTE; KOZOVITS, 2011; KOZOVITS et al., 2007), altera a eficiência no uso de nutrientes (KOZOVITS et al., 2007), altera a translocação de nutrientes (GAROFALO, 2001) e, por fim, confere diferentes taxas de decomposição (GAROFALO, 2001; KOZOVITS et al., 2007; MASSI, 2014).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Descrição da área de estudo

O estudo foi desenvolvido em parcelas experimentais localizadas na Reserva Ecológica do Roncador do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (RECOR-IBGE) em Brasília, Distrito Federal (Figura 1), situado na latitude sul ($15^{\circ}55'34,09''$) e na longitude oeste ($47^{\circ}52'20,98''$), a uma altitude de 1.110 metros. O clima da região é classificado como tropical (Aw), conforme o modelo de classificação climática de *Köppen*. A precipitação média anual (Figura 2) ocorre entre duas estações bem definidas: i) inverno seco (maio a setembro) e; ii) verão chuvoso (outubro a abril).

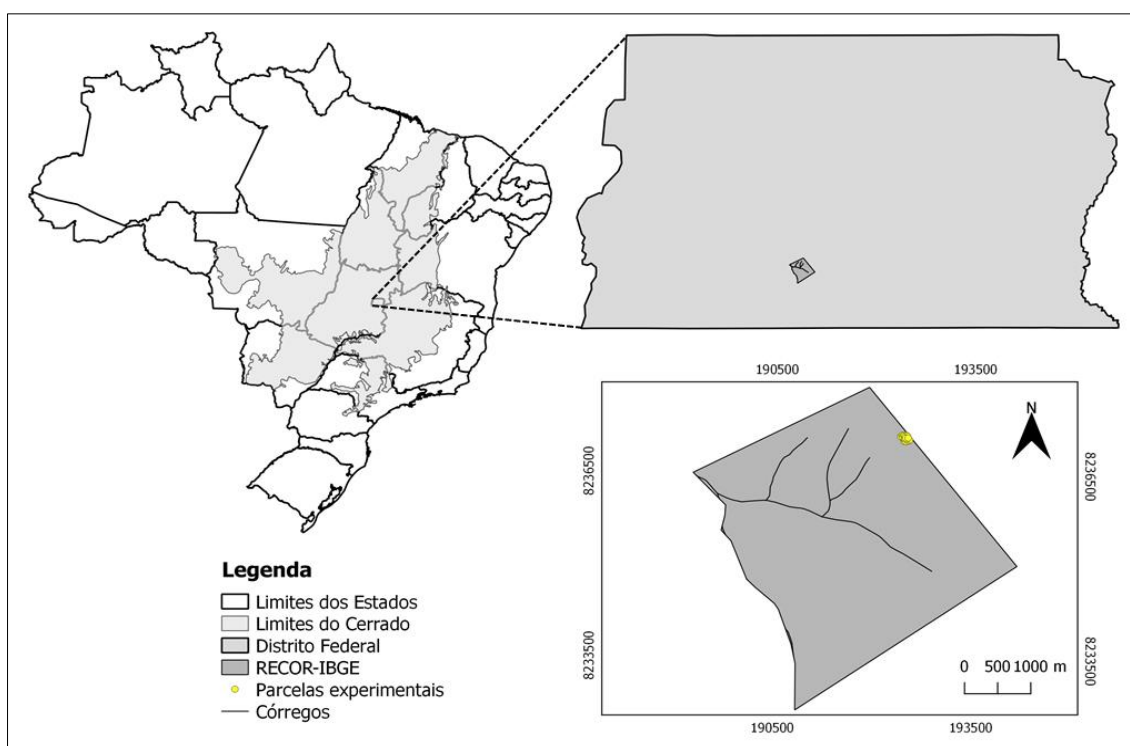


Figura 1. Localização das parcelas do experimento de fertilização implementado em um cerrado sentido restrito da RECOR-IBGE, Brasília, DF.

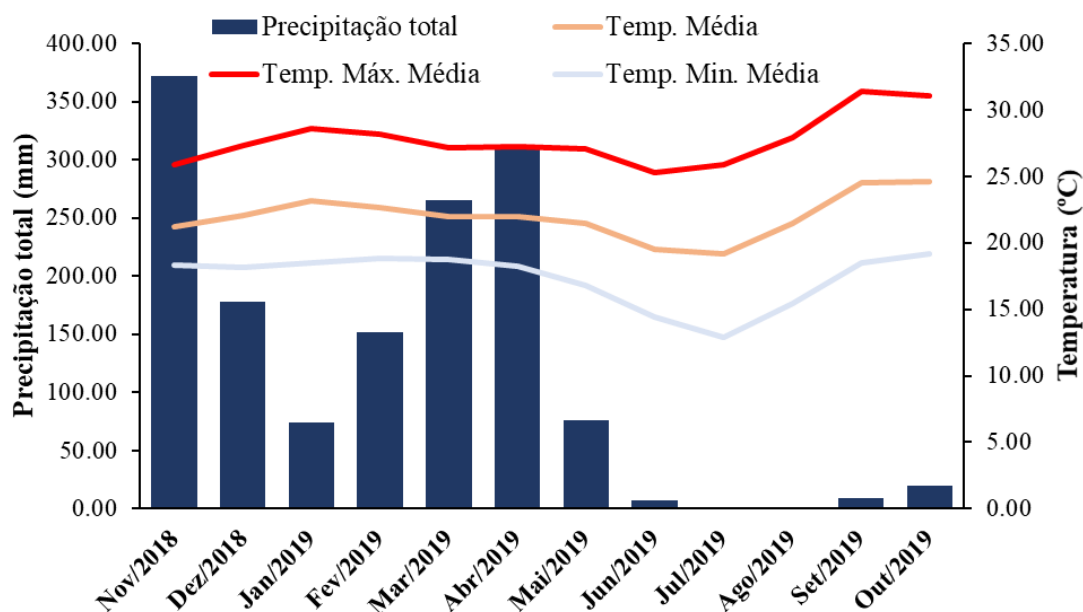


Figura 2. Precipitação total e temperaturas (máxima, mínima e média) ao longo do período de novembro de 2018 a outubro de 2019 em Brasília, DF. Dados obtidos no banco de dados BDMEP do INMET.

A RECOR-IBGE faz parte da área de proteção ambiental (APA) Gama Cabeça de Veado, na qual possui área contínua de proteção ambiental de 10.000 hectares. A área onde o estudo foi conduzido é uma vegetação savânica do Cerrado classificada como cerrado sentido restrito, predominante no Brasil Central (RIBEIRO; WALTER, 2008). O solo é caracterizado como Latossolo Vermelho segundo o sistema brasileiro de classificação de Solos, no qual se conforma como solo em estágio avançado de intemperismo, originando argilominerais do tipo 1:1 com predomínio de óxi-hidróxidos de alumínio e de ferro (EMBRAPA, 2018; HARIDASAN, 1994).

4.2. Experimento de fertilização

As parcelas do estudo fazem parte do projeto “*Estudo dos Efeitos das Mudanças Globais que Determinam a Estrutura e o Funcionamento de Ecossistemas de Cerrado*”, sendo o projeto implantado na RECOR-IBGE em meados de 1998. Ocorreram três queimadas acidentais na área (GAROFALO, 2001; JACOBSON, 2009), a saber: a primeira foi em 1994, antes do início do projeto; a segunda em 1999, queimando áreas vizinhas ao estudo e; a terceira em 2005, sete anos após o estabelecimento do estudo.

O experimento de fertilização na RECOR/IBGE teve início em 1998. O desenho experimental utilizado foi constituído de tratamentos com adição de fertilizantes (nitrogênio, fósforo e combinação de nitrogênio e fósforo), tratamento com adição de

calagem e o controle (sem adição), replicado quatro vezes, totalizando 20 parcelas, cada uma com área de 225 m² (dimensão de 15 m x 15 m), com distância tampão mínima de 10 metros entre cada parcela. O delineamento foi o de blocos inteiramente casualizados, onde os tratamentos foram aleatorizados entre as parcelas. Cada parcela foi dividida em 9 subparcelas com dimensão de 5 m x 5 m, para finalidades amostrais.

Os tratamentos foram divididos em controle (sem adição de nutrientes); com adição de nitrogênio (+N = 100 kg de N ha.ano⁻¹ na forma de sulfato de amônio (NH₄)₂SO₄); com adição de fósforo (+P = 100 kg de P ha.ano⁻¹ na forma de superfosfato simples Ca(H₂PO₄)₂ + CaSO₄·2H₂O); com adição de Calagem (+Ca = 4000 kg de calcário dolomítico (CaO+MgO) e gesso agrícola (CaSO₄·2H₂O)) e, nitrogênio e fósforo combinados (+NP = 100 kg de N + 100 kg de P ha.ano⁻¹ nas formas supracitadas). Para cada parcela dos tratamentos, a adição de fertilizante foi aplicada sobre a camada de serapilheira, sem incorporação. Como cada parcela foi dividida em 9 subparcelas, o total de fertilizante adicionado foi fracionado em 9 porções semelhantes, sendo que a adoção deste procedimento permitiu homogeneizar a fertilização que foi efetuada a lanço sobre a camada da serapilheira.

A adição dos nutrientes foi feita a lanço duas vezes ao ano (no início e ao final da estação chuvosa) de 1998 a 2006, sendo suspensa ao final da última adição. A adição de nutrientes foi retomada em novembro de 2017 (início da estação chuvosa) e, foi continuada em abril de 2018 (final da estação chuvosa) e outubro de 2018 (estação chuvosa). No início do experimento em 1998, as parcelas não diferiam significativamente em termos de concentração de nutrientes no solo (KOZOVITS et al., 2007) e tinham a estrutura da vegetação semelhante (GAROFALO, 2001).

4.3. Delineamento amostral da coleta de serapilheira

Realizou-se a amostragem em 15 parcelas que representam 3 réplicas, três parcelas referentes a cada tratamento (+N, +P, +NP e +Ca) e três parcelas controle. Para a coleta da serapilheira, sorteou-se sem repetição, cinco subparcelas de cada parcela. As folhas senescentes foram coletadas sobre o solo no mês de outubro (10/10/2018) com auxílio de um quadrado de metal sem fundo com dimensão de 25 cm x 25 cm (Figura 2), para cada subparcela sorteada.



Figura 3. Coleta da serapilheira no experimento de fertilização implementado em um cerrado sentido restrito da RECOR-IBGE, Brasília, DF.

4.4. Triagem da serapilheira e confecção das bolsas de decomposição (*litter bags*)

Em laboratório, a serapilheira foi submetida a secagem por um período de 48 horas sob luz incandescente. As amostras da serapilheira de cada tratamento e controle foram triadas (desconsiderou-se galhos, correspondente às partes lenhosas) para considerar somente as folhas (Figura 3a), sendo o mix da fração foliar de interesse para este estudo (Figura 3b). Uma fração das folhas foi separada para análises químicas iniciais e o restante foi reservada para a confecção de *litter bags*.

As bolsas de decomposição (*litter bags*) foram confeccionadas com telas de mosquiteiro de nylon e possuíam dimensão de 20 cm x 20 cm. Foram confeccionadas um total de 360 bolsas, com duas malhas distintas: i) 180 de malha fina (0,3 mm) para restringir o acesso da mesofauna (Figura 3c) e, ii) 180 de malha grossa (2 mm) para permitir o acesso da mesofauna (Figura 3d). As folhas (mix da fração foliar) selecionadas para preencher o interior das *litter bags* estavam em bom estado de conservação. Cada *litter bag* foi preenchida com 5g do mix foliar da serapilheira e etiquetas de identificação da parcela de origem da serapilheira.

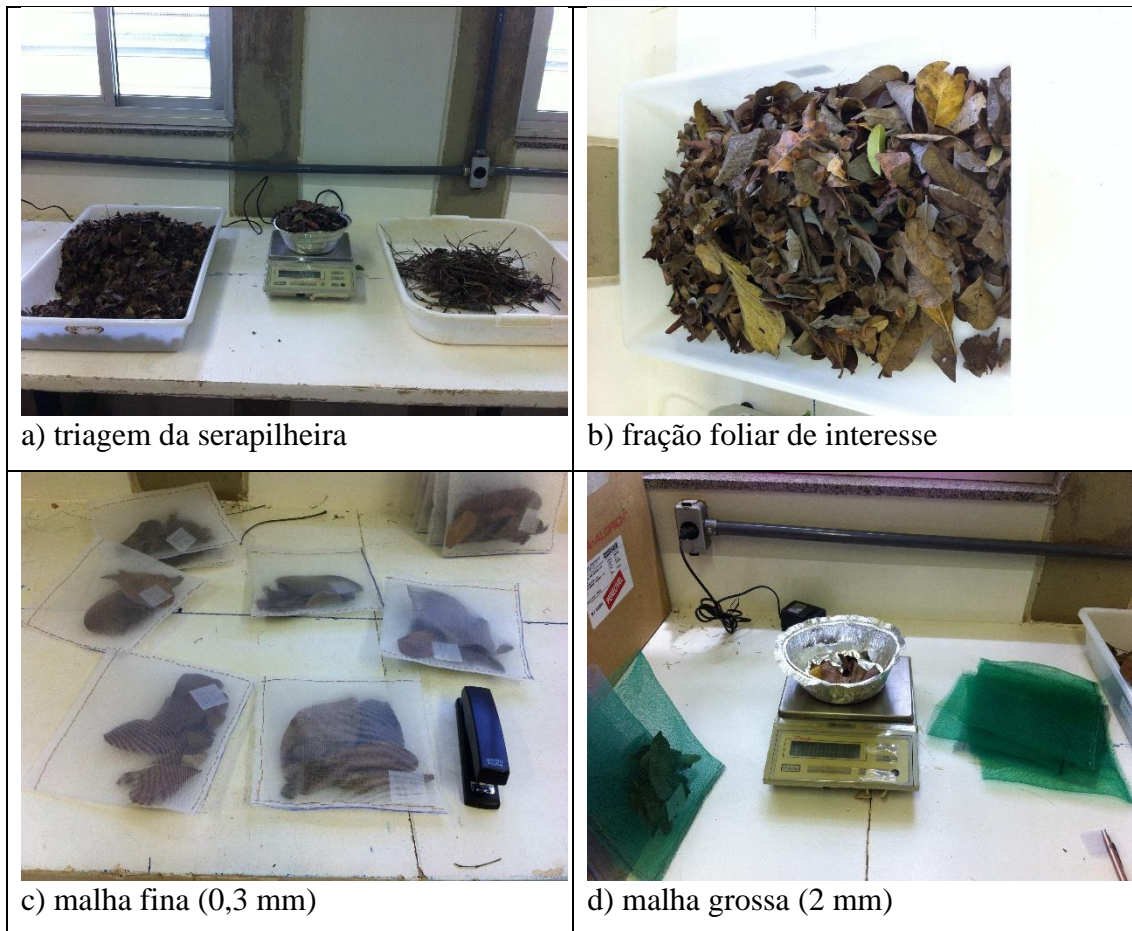


Figura 4. Triagem da serapilheira e confecção das bolsas de decomposição (*litter bags*).

A técnica das *litter bags* consiste no confinamento de amostras de serapilheira em bolsas que são expostas a decomposição por um determinado período de tempo, para assim, avaliar a perda de peso do material foliar. Trata-se de um método de avaliação direto de perda de massa, no qual uma quantidade conhecida de serapilheira é confinada no interior das bolsas e, dispostas na superfície do solo por determinado período de tempo.

4.5. Distribuição e coleta das *litter bags* nas parcelas

A distribuição das *litter bags* ocorreu no mês de novembro de 2018 (Figura 4), no qual 24 *litter bags* (12 de malha fina e 12 de malha grossa) foram dispostas aleatoriamente em 3 subparcelas para cada parcela de tratamento (+N, +P, +NP e +Ca) e controle (15 parcelas x 24 *litter bags* = 360).



Figura 5. Distribuição das *litter bags* nas parcelas do experimento de fertilização implementado em um cerrado sentido restrito da RECOR-IBGE, Brasília, DF.

As *litter bags* foram retiradas mensalmente até outubro de 2019 (11 meses), abrangendo as estações seca e chuvosa. Em cada período foi coletado aleatoriamente duas *litter bags* (uma de malha fina e uma de malha grossa) para cada parcela de tratamento e controle, totalizando 30 *litter bags* por período de coleta. Após a coleta, as *litter bags* foram encaminhadas ao laboratório, onde o mix foliar foi seco em estufa a 60° C por 72h e depois limpo com o auxílio de pincel para a remoção de materiais indesejados, não provenientes da amostra primária.

4.6. Análises químicas da serapilheira

As análises químicas do mix foliar das parcelas fertilizadas e controle foram realizadas com amostras do período inicial (10/10/2018) e, com 90 dias (3° mês), 180 dias (6° mês) e 270 dias (9° mês) após a exposição à decomposição. As amostras foram moídas em moinho de facas, para assim, realizar a determinação das concentrações de celulose, lignina e polifenóis totais.

Para analisar a razão estequiométrica C/N (carbono/nitrogênio) do mix foliar inicial de cada tratamento e controle, pesou-se entre 1,5 e 2 mg de cada amostra em mini capsulas de estanho, que, posteriormente, foram acondicionadas em uma placa de ELISA. A placa foi então encaminhada para o laboratório de Ecologia Isotópica do Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA/USP) em Piracicaba/SP para a análise das concentrações totais de C e N em um analisador elementar (Carlo Erba, CHN-1100).

Para a determinação da concentração de lignina e celulose na serapilheira ao longo do tempo, pesou-se 0,250 gramas da amostra do mix foliar inicial (antes da exposição à decomposição) e com três, seis e nove meses de exposição a decomposição. Para a análise adotou-se o protocolo de Gessner (2005), acerca do protocolo *vide* Anexo A, no qual a

determinação gravimétrica é fornecida pelo peso residual das amostras após sucessivas remoções de vários constituintes dos tecidos foliares por agentes ácidos. As amostras são inicialmente expostas a uma solução de ácido detergente para a determinação de fibras e, posteriormente são submetidas à digestão com solução de ácido sulfúrico 72% para a determinação de lignina e celulose (GESSNER, 2005).

Para a determinação de polifenóis totais na serapilheira (nos mesmos tempos da análise de lignina e celulose) utilizou-se o procedimento introduzido por Folin e Ciocalteu (BÄRLOCHER; GRAÇA, 2005; FOLIN; CIOCALTEAU, 1927), acerca do protocolo *vide* Anexo B. O mix foliar da serapilheira foi moída e pesou-se aproximadamente 0,100 gramas das amostras; adicionou-se metanol às amostras em tubos de ensaio e, logo em seguida, preservou-se as amostras ao escuro. Posteriormente, adicionou-se nas amostras tanto o reagente de Folin-Ciocalteu quanto o carbonato de sódio, para assim submeter as amostras à leitura em um espectrofotômetro (BÄRLOCHER; GRAÇA, 2005; FOLIN; CIOCALTEAU, 1927). Para determinar a concentração foi empregado a curva padrão (regressão linear) com a solução de ácido tânico nas seguintes concentrações: 0; 0,2; 0,4; 0,6; 0,8; 1,0 mg/ml. A equação da curva de calibração, a título de exemplo, para a amostra inicial foi: $y = 0,7704X - 0,0278$, com coeficiente de correlação $R^2 = 0,9963$, onde y é a concentração da solução de ácido tânico e X é a absorbância da amostra.

4.7. Análise de dados

A qualidade inicial do mix foliar da serapilheira foi analisada pela razão C/N, lignina/N, lignina/celulose e pela concentração de polifenóis totais. Cada uma dessas variáveis (dependentes) foi inserida em um modelo generalizado linear (GLM) para testar o efeito dos tratamentos (+N, +P, +NP e +Ca) e do tamanho das malhas das *litter bags* (acesso ou restrição da fauna do solo). Um GLM também foi utilizado para testar o efeito do tempo e sua interação com os tratamentos e o tamanho das malhas sobre a razão lignina/celulose e sobre as concentrações de polifenóis totais do mix foliar.

A decomposição foi analisada pelos pesos remanescentes médios do mix foliar de cada tratamento e controle ao longo dos 11 meses (330 dias), para cada tamanho de malha (das *litter bags*) separadamente. Uma GLM foi aplicada para detectar diferenças nos pesos remanescentes entre tratamentos e controle ao longo do tempo para cada tamanho de malha separadamente.

A taxa de decomposição (k) foi calculada para cada tratamento e controle e para cada tamanho de malha (*litter bags*), aplicando-se a equação exponencial proposta por Olson (1963): $X(t) = X_0 \cdot e^{-k \cdot t}$, onde: $X(t)/X_0 = \%$ de massa seca do material orgânico remanescente no tempo (t), $X_0 =$ massa seca no início do período de incubação $X(t) =$ massa seca no final do período de incubação, $t =$ tempo de incubação do material orgânico (expresso em anos), $e =$ Base dos logaritmos naturais, $k =$ Constante de decomposição na condição de equilíbrio dinâmico. A constante k pode ser isolada resultando na equação $k = (\ln X_t - \ln X_0) / t$. O tempo de meia vida, ou seja, para que 50% do mix foliar seja decomposto, foi calculado pela fórmula (BOCKHEIM; JEPSEN; HEISEY, 1991): $t_{0,5} = \ln(0,5) / -k \Leftrightarrow t_{0,5} = 0,693 / -k$. Posteriormente o valor de $t_{0,5}$ foi multiplicado por 365 para representar o tempo em dias. O efeito dos tratamentos e do tamanho das malhas na taxa de decomposição também foi testado por uma GLM.

Visto que todas as variáveis dependentes violaram as premissas (normalidade e/ou homogeneidade das variâncias) para testes paramétricos, mas levando em conta que essas variáveis são contínuas e tendem a seguir a normalidade, todos os modelos lineares generalizados (GLM) foram aplicados utilizando a família “*gaussian (link = identity)*” e foram calculados pela função “*glm*” do programa R (*R Core Team*, 2017).

5. RESULTADOS

5.1. Qualidade inicial da serapilheira

A razão C/N inicial do mix foliar da serapilheira (Figura 6) apresentou seus menores valores em relação ao controle (47 ± 3) nos tratamentos +N (39 ± 2) e +NP (39 ± 3). No tratamento de calagem a razão C/N (44 ± 8) também diminuiu em relação ao controle, no entanto, apresentou uma alta variação. A razão C/N do mix foliar no tratamento +P (48 ± 3) foi a única que praticamente não variou em relação ao controle (Figura 6). Apesar disso, não houve nenhum tratamento que afetou significativamente os valores da razão C/N inicial do mix foliar (Figura 6), entretanto, observou-se algumas tendências referente a quanto esses valores desviaram negativamente ou positivamente para os tratamentos com +P ($t = 0,50; p > 0,05$), com +NP ($t = -7,60; p > 0,05$), com +N ($t = -8,20; p > 0,05$) e adição de +Ca ($t = -2,80; p > 0,05$) comparado ao controle.

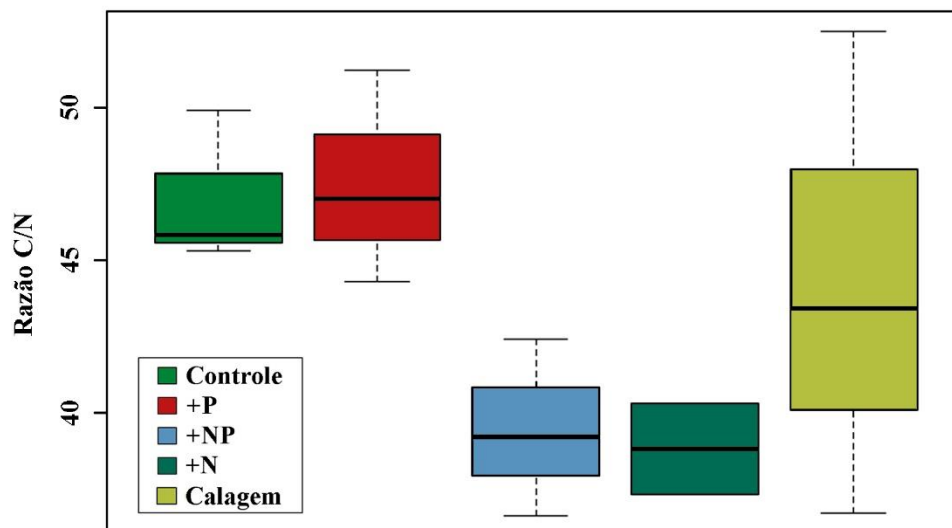


Figura 6. Boxplot da distribuição dos valores da razão estequiométrica carbono/nitrogênio (C/N) do mix foliar inicial, de cada tratamento e controle, em um experimento de fertilização implementado em um cerrado sentido restrito da RECOR-IBGE, Brasília, DF. Os resultados do modelo linear generalizado (GLM) testou o efeito dos tratamentos nos valores da razão C/N no mix foliar e o quanto desviou negativamente ou positivamente do controle. O intervalo de confiança é de 95% de cada termo da GLM. Sendo: ‘*’ $p < 0.05$; ‘**’ $p < 0.01$; ‘***’ $p < 0.001$.

A razão lignina/N inicial do mix foliar (Figura 7) apresentou seus menores valores em relação ao controle (28 ± 1) apenas nos tratamentos +N (23 ± 4), e +NP (24 ± 4). Nos tratamentos de calagem (28 ± 5) e +P (29 ± 3) a razão lignina/N praticamente não variou em relação ao controle (Figura 7). Apesar disso, não houve nenhum tratamento que afetou significativamente os valores da razão lignina/N inicial do mix foliar (Figura 7), entretanto, observou-se algumas tendências referente a quanto esses valores desviaram negativamente ou positivamente para os tratamentos com +P ($t = 0,99; p > 0,05$), com +NP ($t = -3,93; p > 0,05$), com +N ($t = -5,44; p > 0,05$) e adição de +Ca ($t = 0,88; p > 0,05$) comparado ao controle.

As concentrações de celulose, lignina, polifenóis totais, carbono e nitrogênio do mix foliar inicial são apresentadas no Apêndice A.

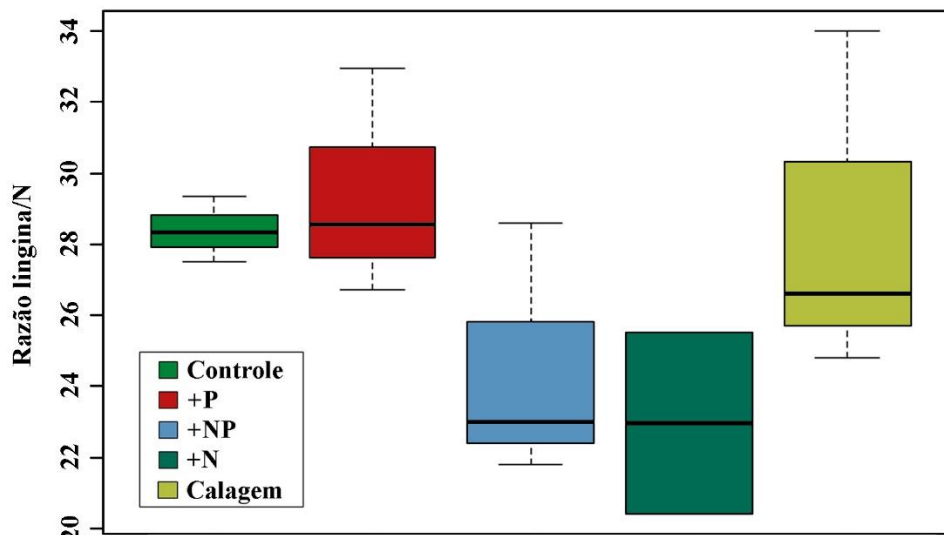


Figura 7. Boxplot da distribuição dos valores da razão estequiométrica lignina/N do mix foliar inicial, de cada tratamento e controle, em um experimento de fertilização implementado em um cerrado sentido restrito da RECOR-IBGE, Brasília, DF. Os resultados do modelo linear generalizado (GLM) testou o efeito dos tratamentos nos valores da razão lignina/N do mix foliar e o quanto desviou negativamente ou positivamente do controle. O intervalo de confiança é de 95% de cada termo da GLM. Sendo: ‘*’ $p < 0.05$; ‘**’ $p < 0.01$; ‘***’ $p < 0.001$.

5.2. Efeito dos tratamentos e da fauna na decomposição do mix foliar

5.2.1. Massa remanescente

Observou-se que a massa remanescente do mix foliar com acesso a fauna no mês de janeiro (60 dias) foi significativamente maior no tratamento de calagem e, para o tratamento +NP o efeito da massa remanescente foi significativamente menor para o mês de outubro (330 dias) comparado ao controle (Figura 8). Embora no presente estudo as respostas as adições de nutrientes tenham demonstrado variações consideráveis, no tratamento de adição com +NP com acesso a fauna pôde se observar que a partir do mês de abril (150 dias) a massa remanescente apresentou valores menores do que o controle (Figura 8). Por outro lado, os tratamentos com adição de +P e o com adição de calagem com acesso a fauna, apresentaram ao longo do tempo massa remanescente maior do que o controle (Figura 8). Nas *litter bags* onde a fauna foi excluída, observou-se uma massa remanescente do mix foliar significativamente menor no tratamento +N para os meses de janeiro, fevereiro e setembro (60, 90 e 300 dias) e no tratamento +NP para os meses de abril, julho, agosto e setembro (150, 240, 270 e 300 dias), quando comparado ao controle (Figura 8). De modo geral, pode-se observar que o valor da massa remanescente para os tratamentos (+N e +NP) com exclusão de fauna se mantiveram menores a partir de janeiro (60 dias) comparado ao controle (Figura 8).

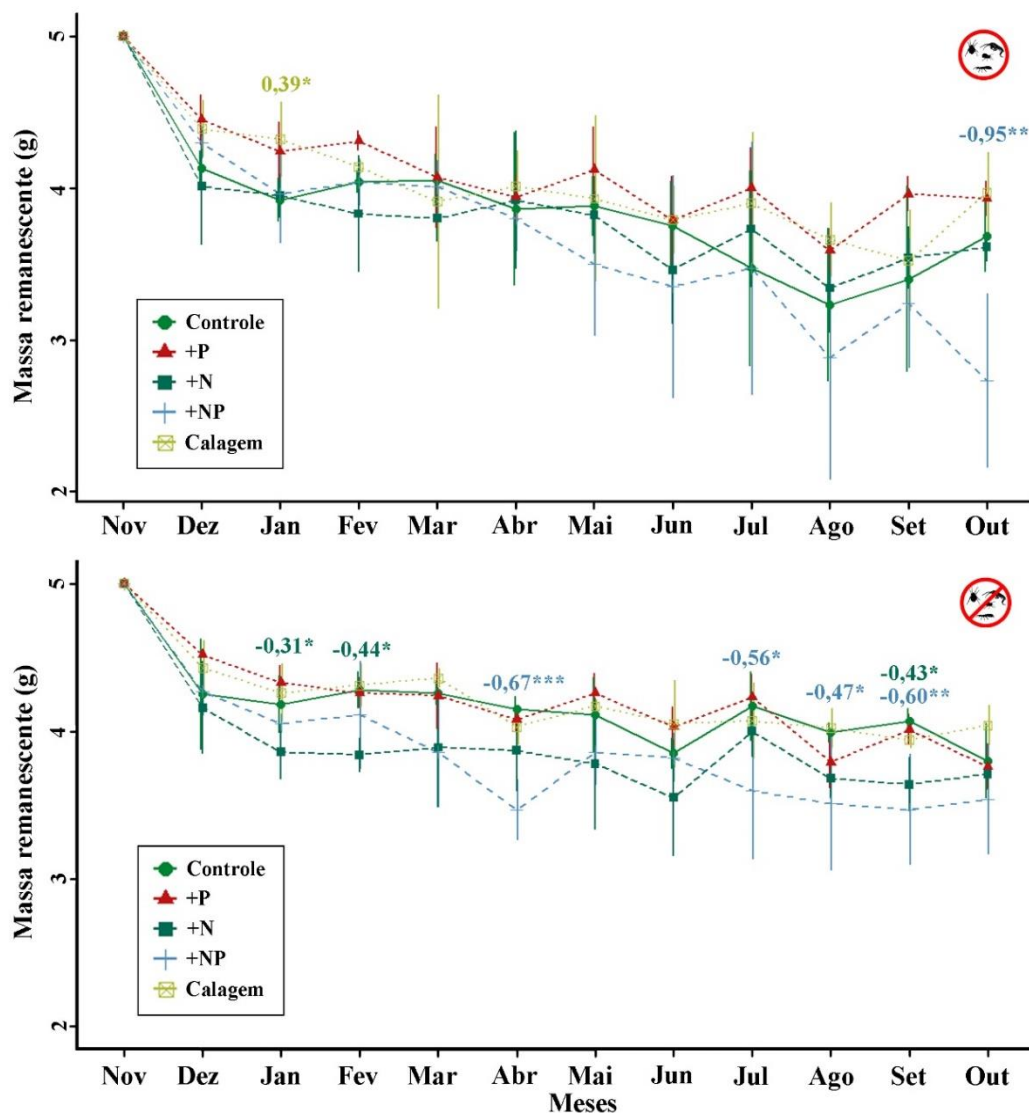


Figura 8. Peso remanescente do mix foliar entre Novembro de 2018 (inicial) a Outubro de 2019 (330 dias) para cada tratamento e controle, com acesso (acima) e restrição (abaixo) da fauna, em um experimento de fertilização implementado em um cerrado sentido restrito da RECOR-IBGE, Brasília, DF. O modelo linear generalizado (GLM) foi aplicada para detectar diferenças nos pesos remanescentes entre tratamentos e controle ao longo do tempo para cada tamanho de malha separadamente. Os tratamentos que obtiveram resultado significativo foram representados no gráfico mostrando em qual tempo a massa remanescente desviou negativamente ou positivamente do controle. O intervalo de confiança é de 95% de cada termo da GLM. ‘*’ $p < 0.05$; ‘**’ $p < 0.01$; ‘***’ $p < 0.001$.

5.2.2. Taxa de decomposição

A taxa de decomposição (k) do mix foliar da serapilheira, ao final dos 330 dias de experimento e independente do tamanho das malhas, foi significativamente maior nas parcelas com aplicação de +NP ($0,59 \pm 0,25$; $t_{0,5} = 451$ dias) em relação as parcelas controle ($0,36 \pm 0,07$; $t_{0,5} = 666$ dias). Esse foi o único efeito significativo detectado (Tabela 4), embora separadamente foi verificado maior taxa de decomposição na parcela com adição de +N ($0,38 \pm 0,03$; $t_{0,5} = 607$ dias) e menor taxa de decomposição para as

parcelas com adição de +P ($0,32 \pm 0,04$; $t_{0,5} = 726$ dias) e +Ca ($0,27 \pm 0,05$; $t_{0,5} = 875$ dias). Não houve diferença significativa na taxa de decomposição do mix foliar entre as malhas das *litter bags* (Tabela 4), indicando que a mesofauna do solo não exerceu efeito sobre o processo de decomposição ao final de 330 dias do experimento.

Tabela 4. Efeito dos tratamentos e do tamanho da malha (restrição e permissão do acesso da mesofauna do solo) na taxa de decomposição do mix foliar, independentemente do tempo, em um experimento de fertilização implementado em um cerrado sentido restrito da RECOR-IBGE, Brasília, DF.

Fatores	Estimativa	Erro padrão	Valor <i>t</i>
+P	-0,038	0,068	-0,561
+NP	0,233	0,068	3,416**
+N	0,023	0,068	0,342
+Ca	-0,085	0,068	-1,244
Malha Grossa	0,072	0,043	1,666

Nota: Valores seguidos por asterisco (*) e em negrito indicam as interações que diferem estatisticamente: ‘***’ $p < 0,001$; ‘**’ $p < 0,01$; ‘*’ $p < 0,05$. Legenda: (+P) tratamento de adição de fósforo; (+NP) tratamento combinado de adição de +N e +P; (+N) tratamento de adição de nitrogênio; (+Ca) tratamento de calagem.

Também não houve diferença significativa nas taxas de decomposição entre os tamanhos de malha no controle e em nenhum dos tratamentos (Figura 9). De modo geral, com exceção do tratamento com +P, as taxas de decomposição tenderam a ser maiores quando se permitiu o acesso da mesofauna (Figura 9), sobretudo para o tratamento com adição de +NP.

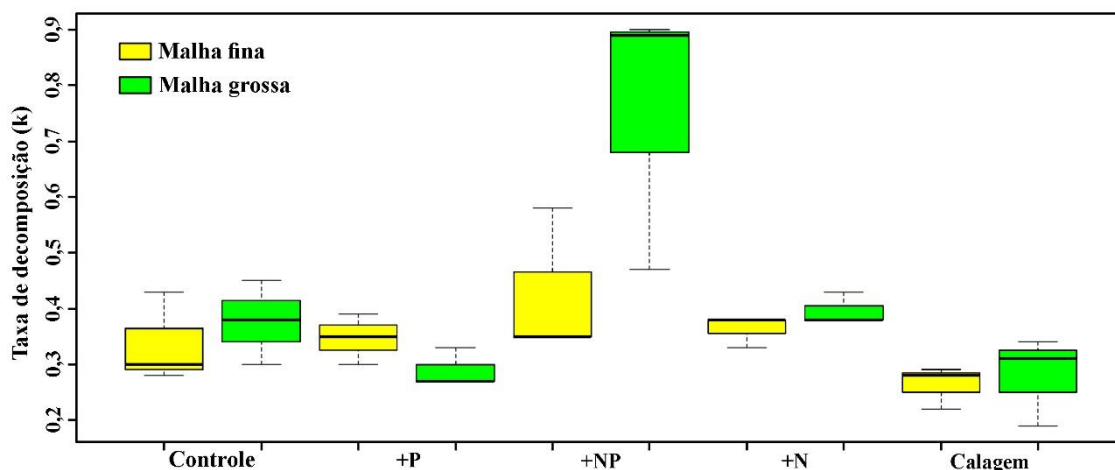


Figura 9. Boxplot da distribuição dos valores da taxa de decomposição (k) do mix foliar para cada tratamento e em cada tamanho de malha (acesso e restrição da fauna), em um experimento de fertilização implementado em um cerrado sentido restrito da RECOR-IBGE, Brasília, DF. O efeito dos tratamentos e do tamanho das malhas na taxa de decomposição foi testado pelo modelo linear generalizado (GLM). O intervalo de confiança é de 95% de cada termo da GLM. ‘*’ $p < 0,05$; ‘**’ $p < 0,01$; ‘***’ $p < 0,001$.

5.3. Efeito dos tratamentos e da fauna na concentração dos compostos do mix foliar

5.3.1. Polifenóis Totais

As concentrações de polifenóis totais do mix foliar da serapilheira, independente das malhas e considerando os três períodos amostrais, foram significativamente menores (Tabela 5) nas parcelas com aplicação de calagem ($3,29\% \pm 1,50\%$) em relação as parcelas controle ($4,59\% \pm 1,55\%$). Esse foi o único efeito significativo detectado, embora menores concentrações de polifenóis foram verificadas nas parcelas com adição de +NP ($4,32\% \pm 1,62\%$) e maiores concentrações nas parcelas de adição de P ($4,91\% \pm 2,13\%$) e N ($5,29\% \pm 1,05\%$) separadamente (Tabela 5). Não houve diferença significativa nas concentrações de polifenóis totais do mix foliar entre as malhas das *litter bags* (Tabela 5), indicando que a mesofauna do solo não exerceu efeito sobre a concentração desse composto de uma forma geral, independente dos tratamentos. As concentrações de polifenóis totais no mix foliar ao longo do tempo são apresentadas no Apêndice B.

Tabela 5. Efeito acumulado dos tratamentos e do tamanho da malha (restrição e permissão do acesso da mesofauna do solo) nas concentrações de polifenóis totais do mix foliar em um experimento de fertilização implementado em um cerrado sentido restrito da RECOR-IBGE, Brasília, DF.

Fatores	Estimativa	Erro padrão	Valor <i>t</i>
+P	0,318	0,535	0,595
+NP	-0,264	0,535	-0,493
+N	0,706	0,535	1,320
+Ca	-1,296	0,535	-2,421*
Malha Grossa	-0,438	0,338	-1,294

Nota: Valores seguidos por asterisco (*) e em negrito indicam as interações que diferem estatisticamente: ‘***’ $p < 0,001$; ‘**’ $p < 0,01$; ‘*’ $p < 0,05$. Legenda: (+P) tratamento de adição de fósforo; (+NP) tratamento combinado com adição de +N e +P; (+N) tratamento de adição de nitrogênio; (+Ca) tratamento de calagem.

Detectou-se uma significativa queda na concentração de polifenóis totais no mix foliar em relação ao tempo inicial, independente dos tratamentos, no terceiro e nono mês de exposição do mix foliar com acesso a fauna do solo (Figura 10). Com a exclusão da fauna do solo, uma significativa queda na concentração de polifenóis, independente dos tratamentos, foi observada apenas no nono mês (Figura 10). Analisando-se cada período, não houve diferenças significativas entre as concentrações de polifenóis totais do mix foliar entre tratamentos e controle nas *litter bags* com acesso à fauna (Figura 10). No entanto, no tratamento de adição de +N com acesso a fauna pôde se observar que ao longo do tempo as concentrações de polifenóis totais sempre se mantiveram maiores do que o

controle (Figura 10). Nas *litter bags* onde a fauna foi excluída, uma queda significativa da concentração de polifenóis totais do mix foliar foi observado no 6º mês para o tratamento +Ca ($t = -4,13; p < 0,01$) em relação ao controle (Figura 10). No tratamento de adição de +NP com exclusão da fauna pôde se observar que ao longo do tempo as concentrações de polifenóis totais sempre se mantiveram menores do que o controle (Figura 10). Não se detectou efeito da fauna nas concentrações de polifenóis totais do mix foliar em nenhum dos períodos (Figura 10).

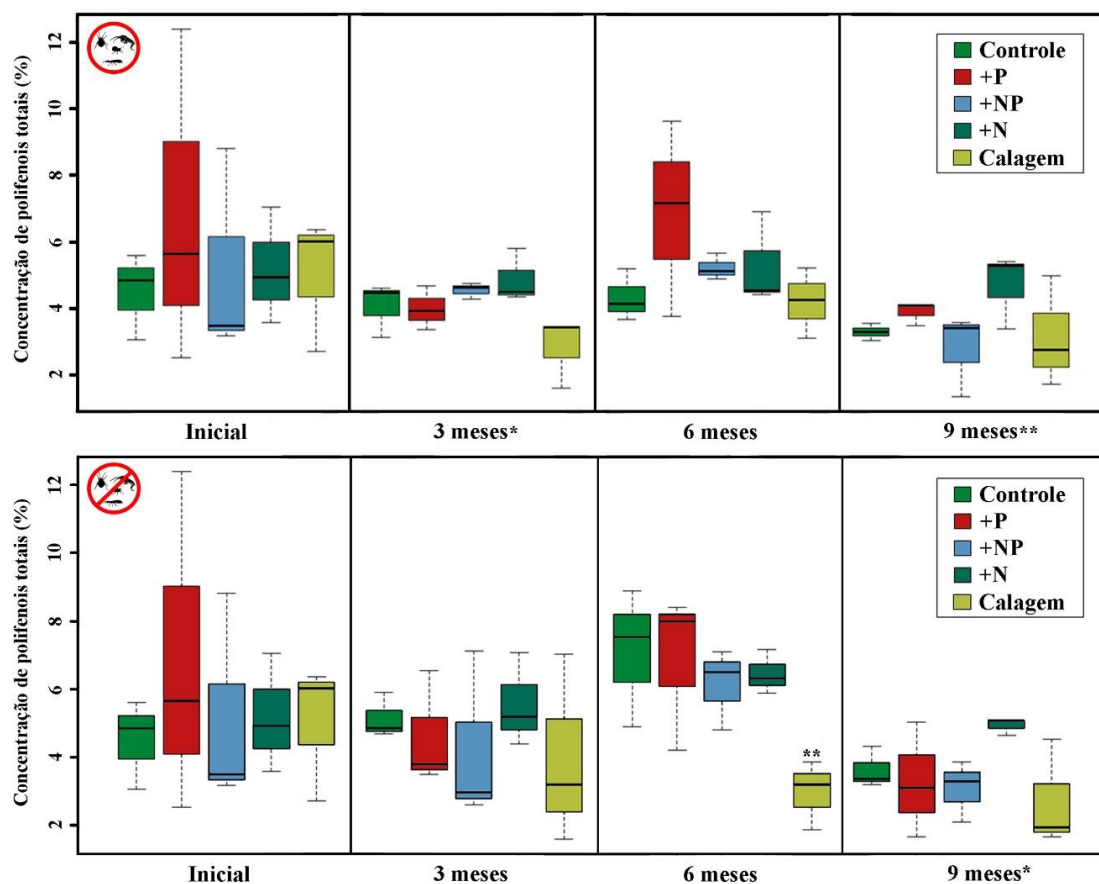


Figura 10. Boxplot da distribuição dos valores de polifenóis totais do mix foliar inicial e ao longo do tempo para cada tratamento e controle, com acesso (acima) e restrição (abaixo) da fauna, em um experimento de fertilização implementado em um cerrado sentido restrito da RECOR-IBGE, Brasília, DF. Os resultados do modelo linear generalizado (GLM) testou o efeito dos tratamentos nos valores da concentração dos polifenóis no mix foliar e o quanto desviou negativamente ou positivamente do controle. O intervalo de confiança é de 95% de cada termo da GLM. Sendo: ‘*’ $p < 0.05$; ‘**’ $p < 0.01$; ‘***’ $p < 0.001$.

5.3.2. Razão lignina/celulose

A razão estequiométrica lignina/celulose do mix foliar da serapilheira (Tabela 6), independente das malhas e considerando os três períodos amostrais, não apresentou diferença significativa entre os tratamentos em relação as parcelas controle ($1,79 \pm 0,59$).

Embora não se tenha verificado efeito significativo, menores valores para a razão lignina/celulose (Tabela 6) foram verificadas nas parcelas com adição de +P ($1,55 \pm 0,33$), +N ($1,53 \pm 0,47$) e +Ca ($1,72 \pm 0,57$) e, maior razão estequiométrica na parcela de adição +NP ($1,83 \pm 0,84$). Não houve diferença significativa na razão lignina/celulose do mix foliar entre as malhas das *litter bags* (Tabela 6), indicando que a mesofauna do solo não exerceu efeito sobre a concentração desses compostos de uma forma geral, independente dos tratamentos. As concentrações de celulose e lignina no mix foliar ao longo do tempo são apresentadas nos Apêndices C e D.

Tabela 6. Efeito acumulado dos tratamentos e do tamanho da malha (restrição e permissão do acesso da mesofauna do solo) da razão estequiométrica lignina/celulose do mix foliar em um experimento de fertilização implementado em um cerrado sentido restrito da RECOR-IBGE, Brasília, DF.

Fatores	Estimativa	Erro padrão	Valor <i>t</i>
+P	-0,240	0,197	-1,219
+NP	0,042	0,197	0,214
+N	-0,262	0,197	-1,329
+Ca	-0,068	0,197	-0,344
Malha Grossa	0,098	0,125	0,791

Nota: Valores seguidos por asterisco (*) e em negrito indicam as interações que diferem estatisticamente: ‘***’ $p < 0,001$; ‘**’ $p < 0,01$; ‘*’ $p < 0,05$. Legenda: (+P) tratamento de adição de fósforo; (+NP) tratamento combinado de adição de +N e +P; (+N) tratamento de adição de nitrogênio; (+Ca) tratamento de calagem.

Detectou-se um significativo aumento da razão lignina/celulose no mix foliar em relação ao tempo inicial, independente dos tratamentos, no terceiro, sexto e nono mês de exposição do mix foliar à fauna do solo (Figura 11). Com a exclusão da fauna, igualmente observou-se para o período (terceiro, sexto e nono mês) um aumento significativo na razão lignina/celulose em relação ao tempo inicial, independente dos tratamentos (Figura 11). Analisando-se cada período, não houve diferenças significativas nas razões de lignina/celulose do mix foliar entre tratamentos e controle nas *litter bags* com acesso à fauna (Figura 11). Ademais, observou-se que todos os tratamentos com acesso a fauna no sexto mês apresentou razão lignina/celulose menor que o controle (Figura 11). Na análise das *litter bags* para cada período onde a fauna foi excluída, não houve diferenças significativas entre as razões de lignina/celulose do mix foliar entre tratamentos e controle (Figura 11). Nas *litter bags* onde a fauna foi excluída, observou-se nos tratamentos com adição de +P e +NP que na maior parte do tempo (terceiro e sexto mês) a razão lignina/celulose apresentou valores menores do que o controle (Figura 11). Não se

detectou efeito da fauna na razão estequiométrica lignina/celulose do mix foliar em nenhum dos períodos (Figura 11).

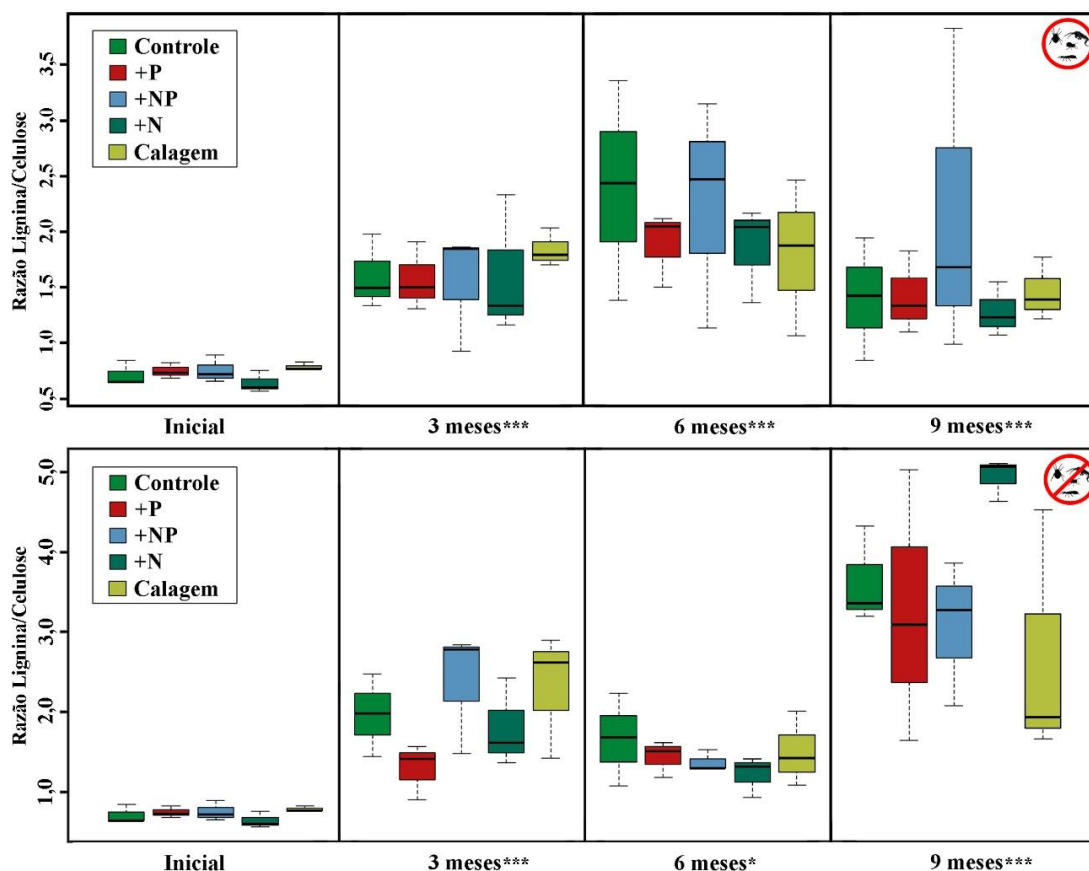


Figura 11. Boxplot da distribuição da razão estequiométrica lignina/celulose do mix foliar inicial e ao longo do tempo para cada tratamento e controle, com acesso (acima) e restrição (abaixo) da fauna, em um experimento de fertilização implementado em um cerrado sentido restrito da RECOR-IBGE, Brasília, DF. Os resultados do modelo linear generalizado (GLM) testou o efeito dos tratamentos nos valores da razão lignina/celulose no mix foliar e o quanto desviou negativamente ou positivamente do controle. Sendo: ‘*’ $p < 0.05$; ‘**’ $p < 0.01$; ‘***’ $p < 0.001$.

6. DISCUSSÃO

A colimitação de N e P é uma situação comum em ecossistemas terrestres e já possui uma ampla discussão na literatura (ELSER et al., 2007). Em vegetações de cerrado sentido restrito essa colimitação também já foi percebida (NARDOTO et al., 2006; KOZOVITS et al., 2007) e diversos estudos já se debruçaram sobre o efeito da retirada da limitação desses nutrientes para a vegetação e os processos ecossistêmicos associados (BUSTAMANTE et al., 2012; JACOBSON et al., 2011; KOZOVITS et al., 2007; JACOBSON; BUSTAMANTE, 2019). O que parece ser recorrente em alguns desses estudos, e agora corroborado pelo presente estudo, é que a adição de +NP combinados altera a qualidade da serapilheira e acelera seu processo de decomposição (GAROFALO,

2001; JACOBSON et al., 2011; KOZOVITS et al., 2007). A novidade encontrada aqui é que, ao que tudo indica, a fauna do solo (meso e micro) é responsável por potencializar esse processo de decomposição, indicando que a fauna também é limitada por esses nutrientes. Já é consenso que a fauna do solo promove a decomposição e é modulada pela razão C/N da serapilheira (GARCÍA-PALACIOS et al., 2013). Aqui a razão inicial do C/N e lignina/N do mix foliar da serapilheira parecem ter sido responsáveis pela atuação positiva da fauna do solo nas parcelas com adição de +NP combinado, visto que as concentrações de polifenóis e a razão lignina/celulose, fatores que também conferem qualidade a serapilheira, não diferiram significativamente do controle.

A média da razão C/N foliar da serapilheira encontrada nas parcelas controle do presente estudo se assemelha as razões encontradas em condições naturais em outro estudo realizado na RECOR/IBGE (RESENDE, 2001), mas são menores do que as razões da serapilheira nas parcelas controle dos primeiros estudos realizados nas parcelas experimentais de fertilização (Tabela 7). Esses trabalhos primordiais, no entanto, também encontraram menores razões C/N na serapilheira das parcelas com adição de +NP combinados, assim como o estudo de Kozovits et al. (2007), embora este último caso, a menor razão foi encontrada apenas na serapilheira da estação seca e não da chuvosa. Essa menor razão C/N, no entanto, acaba por não atingir o limiar (25:1) considerado muitas vezes como o de uma serapilheira que decompõe rapidamente (CHAPIN III; MATSON; VITOUSEK, 2011).

Tabela 7. Valores da razão C/N para cada tratamento e controle em demais estudos que foram realizados no experimento de fertilização implementado em um cerrado sentido restrito da RECOR-IBGE, Brasília, DF.

Tratamentos	Garofalo (2001)	Luedemann (2001)
	Valores razão C/N	
Controle	50 a 60	70, 73 e 85
+P	50 a 60	60, 76 e 82
+NP	40 a 50	49, 60 e 76
+N	60 a 65	46, 52 e 69
Calagem	55 a 65	54, 63 e 73

Nota: O estudo de Garofalo (2001, p. 48-56) procedeu com a serapilheira coletada em cada tratamento; já o estudo de Luedemann (2001, p. 36-37) analisou três grupos para cada tratamento (Dicotiledôneas, Gramínea C₃ (*E. inflexa*) e Gramíneas C₄), cujos valores na tabela estão respectivamente ordenados.

A qualidade da serapilheira no Cerrado pode estar associada ao fato da vegetação ter evoluído em solos distróficos e desenvolvido mecanismos conservativos e eficientes (eficiência no uso de nutrientes) em retranslocar e minimizar a perda de nutrientes (RESENDE, 2001; NARDOTO et al., 2006), resultando na formação de uma serapilheira com alta razão C/N. Alterações na razão C/N promovidas pela adição de +N e +P podem estar ligadas a alterações dessa eficiência de retranslocação, aumentando a concentração de nitrogênio na serapilheira e sua taxa de decomposição (KOZOVITS et al., 2007). O presente trabalho buscou ir além da razão C/N e investigar como a fertilização também afeta as concentrações de compostos de carbono, como a lignina e celulose e os compostos secundários, como os polifenóis totais.

A susceptibilidade à decomposição do material foliar depositado em ecossistemas terrestres também está associada a concentração desses compostos que são comumente empregados para determinar a qualidade da serapilheira. Nesse sentido, a razão lignina/celulose e as concentrações de polifenóis totais se comportam como preditores do processo de decomposição da serapilheira, uma vez que a celulose é facilmente degradada comparada a lignina e os polifenóis possuem alto peso molecular (KÖGEL-KNABNER, 2002; RAHMAN et al., 2013). Visto que as concentrações de polifenóis totais e a razão lignina/celulose do mix foliar inicial não se alteraram significativamente em nenhum dos tratamentos de adição de nutrientes do presente estudo, constata-se aqui que a razão C/N, assim como a razão lignina/N, parecem ser os melhores preditores do efeito da fertilização para o processo de decomposição em vegetação de cerrado.

Os valores das concentrações de polifenóis do presente trabalho se assemelharam aos valores encontrados para demais trabalhos com a serapilheira (LIMA, 2015), mas contrastou com o de análises de determinadas espécies vegetais (JACOBSON, 2009; JACOBSON; BUSTAMANTE, 2019). As concentrações de fenóis totais podem variar bastante entre espécies brevidecíduas e sempre-verde do cerrado, que respondem diferentemente à adição de nutrientes (JACOBSON, 2009). Das seis espécies analisadas por Jacobson e Bustamante (2019), apenas duas espécies brevidecíduas apresentaram alterações significativas nas concentrações de fenóis totais em parcelas de adição de +P e +NP combinados, evidenciando a heterogeneidade das respostas das espécies diante da fertilização. Isso pode explicar as grandes variações nas concentrações de polifenóis encontradas na serapilheira inicial das parcelas com adição de +P e +NP combinados do presente estudo. A diminuição das concentrações de polifenóis totais observadas nas

parcelas com aplicação de calagem observada aqui, analisada independente do tempo e do acesso a fauna, ainda necessita ser compreendida.

O principal efeito da calagem no solo pode ser a alteração do pH do solo, o que pode afetar a comunidade microbiana (SARTORI, 2012) e, possivelmente, os processos que ela governa. A diminuição das concentrações de polifenóis totais do mix foliar observada aqui, principalmente no nono mês e nas parcelas de calagem com a exclusão de fauna, pode indicar que esses compostos começam a ser acessados em estágios mais avançados da decomposição e principalmente pelos microrganismos. Com acesso da fauna, a degradação de polifenóis nas parcelas com adição de +N e +P parece ser inibida, o que pode talvez estar relacionado com uma interação da fauna com os microrganismos. Experimentos de microcosmos, por exemplo, mostram que a presença de invertebrados saprófagos pode suprimir a atividade de enzimas *fenoloxidasas* no solo (JIA et al., 2019). Estudando o efeito da macrofauna do solo, Ristok et al. (2019) evidenciou que a degradação de polifenóis da serapilheira aumenta quando a macrofauna é excluída.

A qualidade da serapilheira se altera na medida em que os compostos mais resistentes como a lignina se conservam no mix foliar da serapilheira (PERAKIS; MATKINS; HIBBS, 2012; TALBOT et al., 2012), enquanto os compostos como a celulose tende a fornecer o substrato necessário para diferentes organismos do solo ao longo do processo de decomposição (FROUZ et al., 2015; COTRUFO et al., 2013). A degradação da celulose no presente estudo foi observada ao longo do experimento pelo aumento da razão lignina/celulose em relação ao tempo inicial, no entanto, não foi afetada pela adição de nutrientes em nenhum dos tempos e nenhum efeito significativo da exclusão da fauna foi detectado. As maiores razões de lignina/celulose do mix foliar onde a fauna foi excluída, ao final do experimento (9º mês) e, principalmente quando houve suprimento de N, parece indicar que a atividade de micro-organismos na degradação de formas de carbono mais palatável é favorecida (BHATNAGAR; PEAY; TRESEDER, 2018; CRAINE; MORROW; FIERER, 2007). Os resultados mostram também que quando a fauna tem acesso, a degradação de celulose pode ser estimulada pela adição de nitrogênio e fósforo combinados, reforçando a limitação da fauna por esses nutrientes, contudo, mais estudos ainda são necessários para explicar isso. Em ecossistemas temperados, evidências mostram que a fauna do solo promove a decomposição de lignina e celulose, mas isso varia dependendo da qualidade do material vegetal, do tempo e de variáveis climáticas (MA et al., 2019; WANG, L. et al., 2018).

Assim como constatado em outros estudos (Tabela 8), o presente estudo evidenciou que a adição de nitrogênio e fósforo (+NP) estimula significativamente a decomposição da serapilheira (KOZOVITS et al., 2007) e, diferente do observado aqui, a adição de +P (JACOBSON et al., 2011) e, embora não significativamente, a adição de +N também pode acelerar a taxa de decomposição (GAROFALO, 2001; KOZOVITS et al., 2007). Este estímulo advindo da adição de nutrientes acerca da decomposição é decorrente de uma possível concentração de nitrogênio na serapilheira, desencadeado por uma redução da eficiência do uso de nutrientes das plantas no tratamento (+NP). Isso potencialmente pode acarretar em um aumento da qualidade do material foliar formador da serapilheira (KOZOVITS et al., 2007), como foi identificado na resposta diferenciada de espécies do cerrado que mostrou uma redução da taxa de retranslocação de nitrogênio (GAROFALO, 2001) e uma diminuição da razão C/N da serapilheira estimulada pelo aumento das concentração de N (KOZOVITS et al., 2007).

Tabela 8. Comparação dos valores da taxa de decomposição (k) do presente estudo com o de experimentos anteriores nas parcelas fertilizadas em um cerrado sentido restrito da RECOR/IBGE, Brasília, DF.

	Estudo anterior (1999-2000)⁽¹⁾	Estudo anterior (2006-2008)⁽²⁾	Presente estudo (2018-2019)
Tratamento	k	K	K
Controle	0,13	0,42	0,36
+P	0,18	0,52	0,32
+NP	0,25	0,59	0,59
+N	0,12	0,46	0,38
Calagem	0,21	—	0,27

(1) os valores de k (1999-2000) resulta do estudo de Garofalo (2001, p. 69).

(2) os valores de k (2006-2008) resulta do estudo de Jacobson (2009, p. 79).

A serapilheira com relação estequiométrica maior em nitrogênio tende a favorecer a atividade da fauna do solo (SAUVADET et al., 2017), o que parece ter sido o caso observado aqui nas parcelas com adição combinada +NP, onde a taxa de decomposição aumentou expressivamente quando a fauna teve acesso a serapilheira. Meta-análises evidenciam que a fauna do solo consistentemente promove a decomposição e é modulada pela qualidade da serapilheira (GARCÍA-PALACIOS et al., 2013). Aqui, embora não se evidenciou que a fauna do solo atua de forma significativa na decomposição de forma natural (nas parcelas controle), evidencia-se que a alteração da qualidade da serapilheira

(aumento de C/N nas parcelas +NP) estimulou a atuação da fauna. Não só a fauna do solo, no entanto, pode ser estimulada pela fertilização. Um estudo anterior no mesmo sítio do presente trabalho, observou que a biomassa microbiana obteve uma resposta positiva aos tratamentos com +N e +NP (GAROFALO, 2001) e, embora não significativamente, as comunidades bacterianas de solo diferem entre os tratamentos de fertilização (SARTORI, 2012), podendo assim, influenciar a sucessão de comunidades de micro-organismos no processo de decomposição (PURAHONG et al., 2016).

7. CONCLUSÃO

O presente estudo, que abrange resultados de um histórico de fertilização em uma vegetação de cerrado, reforça as evidências que a adição de nutrientes, principalmente de nitrogênio e fósforo combinados, altera a qualidade da serapilheira e promove o processo de decomposição. Uma das novidades apresentadas aqui foi analisar o efeito da calagem em compostos estruturais e secundários, evidenciando que há uma diminuição na concentração de polifenóis totais em parcelas de calagem, principalmente quando a fauna é excluída. Outra novidade observada, ao que indicam os resultados, é que a fauna do solo também é limitada por N e P e parece estimular a decomposição do material foliar da serapilheira pela degradação da celulose quando esses nutrientes estão presentes. Por outro lado, quando a fauna é excluída, a adição de +N parece estimular a atividade microbiana na degradação de celulose. Esses resultados trazem novas evidências de como os processos ecossistêmicos e a biota do solo de vegetações de cerrado podem responder a mudanças ambientais relacionadas a adição de nutrientes limitantes.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

A'BEAR, A. D.; JOHNSON, S. N.; JONES, T. H. **Putting the 'upstairs-downstairs' into ecosystem service: What can aboveground-belowground ecology tell us?**. *Biological Control*, v. 75, p. 97-107, August, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2013.10.004>. Acesso em: 26 set. 2019.

AERTS, R. **Climate, Leaf Litter Chemistry and Leaf Litter Decomposition in Terrestrial Ecosystems: a triangular relationship**. *Oikos*, v. 79, n. 3, p. 439-449, September, 1997. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/3546886>. Acesso em: 22 ago. 2019.

AGREN, G. I.; ANDERSSON, F. O. **Terrestrial Ecosystem Ecology: principles and applications**. New York: Cambridge University Press, 2012.

BARBOSA, E. R. M.; TOMLINSON, K. W.; CARVALHEIRO, L. G.; KIRKMAN, K.; DE BIE, S.; PRINS, H. H. T.; VAN LANGEVELDE, F. **Short-Term Effect of Nutrient Availability and Rainfall Distribution on Biomass Production and Leaf Nutrient Content of Savanna Tree Species**. *PLoS ONE*, v. 9, n. 3, March, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0092619>. Acesso em: 15 out. 2019.

BÄRLOCHER, F.; GRAÇA, M. A. S. **Total Phenolics**. *In*: GRAÇA, M. A. S.; BÄRLOCHER, F.; GESSNER, M. O. (eds.). *Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide*. Dordrecht, The Netherlands: Springer, 2005. chap. 14, p. 97-100.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas**. 4. ed. Porto Alegre: Artmed, 2007.

BERG, B. **Decomposing litter; limit values; humus accumulation, locally and Regionally**. *Applied Soil Ecology*, v. 123, p. 494-508, february, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.06.026>. Acesso em: 18 set. 2019.

BERG, B. **Decomposition patterns for foliar litter – A theory for influencing factors**. *Soil Biology & Biochemistry*, v. 78, p. 222-232, november, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.08.005>. Acesso em: 18 set. 2019.

BERG, B. **Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils**. *Forest Ecology and Management*, v. 133, n. 1-2, p. 13-22, August, 2000. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00294-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00294-7). Acesso em: 19 set. 2019.

BERG, B.; LASKOWSKI, R. **Litter Decomposition: a Guide to Carbon and Nutrient Turnover**. *Advances in Ecological Research*, v. 38. Amsterdam: Elsevier Academic Press, 2005. p. 20-71.

BERG, B.; MCCLAUGHERTY, C. **Decomposition as a Process: some main features**. *In*: BERG, B.; MCCLAUGHERTY, C. (org.). *Plant Litter: Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration*. Third Edition. Heidelberg, Germany: Springer, 2014. p. 11-34.

BHATNAGAR, J. M.; PEAY, K. G.; TRESEDER, K. K. **Litter chemistry influences decomposition through activity of specific microbial functional guilds.** Ecological Monographs, v. 88, n. 3, p. 429-444, August, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ecm.1303>. Acesso em: 16 out. 2019.

BOCKHEIM, J. G.; JEPSEN, E. A.; HEISEY, D. M. **Nutrient dynamics in decomposing leaf litter of four tree species on a sandy soil in northwestern Wisconsin.** Canadian Journal of Forest Research, v. 21, n. 6, p. 803-812, 1991. Disponível em: <https://doi.org/10.1139/x91-113>. Acesso em: 16 out. 2019.

BONANOMI, G.; CESARANO, G.; GAGLIONE, S. A.; IPPOLITO, F.; SARKER, T.; RAO, M. A. **Soil fertility promotes decomposition rate of nutrient poor, but not nutrient rich litter through nitrogen transfer.** Plant and Soil, v. 412, n. 1-2, p. 397-411, March, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11104-016-3072-1>. Acesso em: 13 ago. 2019.

BRADFORD, M. A.; BERG, B.; MAYNARD, D. S.; WIEDER, W. R.; WOOD, S. A. **Understanding the dominant controls on litter decomposition.** Journal of Ecology, v. 104, n. 1, p. 229-238, January, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12507>. Acesso em: 13 ago. 2019.

BRADFORD, M. A.; TORDOFF, G. M.; EGGERS, T.; JONES, T. H.; NEWINGTON, J. E. **Microbiota, fauna, and mesh size interactions in litter decomposition.** Oikos, v. 99, n. 2, p. 317-323, November, 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.990212.x>. Acesso em: 13 ago. 2019.

BRANT, A. N.; CHEN, H. Y. H. **Patterns and Mechanisms of Nutrient Resorption in Plants.** Critical Reviews in Plant Sciences, v. 34, n. 5, p. 471-486, October, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/07352689.2015.1078611>. Acesso em: 08 ago. 2019.

BRAY, J. R.; GORHAM, E. **Litter Production in Forests of the World.** In: CRAGG, J. B. (org.). Advances in Ecological Research – Volume 2. London: New York: Academic Press, 1964. p. 101-157.

BUSTAMANTE, M. M. C.; DE BRITO, D. Q.; KOZOVITS, A. R.; LUEDEMANN, G.; DE MELLO, T. R. B.; SIQUEIRA-PINTO, A.; MUNHOZ, C. B. R.; TAKAHASHI, F. S. C. **Effects of nutrient additions on plant biomass and diversity of the herbaceous-subshrub layer of a Brazilian savanna (Cerrado).** Plant Ecology, v. 213, n. 5, p. 795-808, May, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11258-012-0042-4>. Acesso em: 08 ago. 2019.

BUSTAMANTE, M. M. C.; NARDOTO, G. B.; JACOBSON, T. K. B. **Ciclagem de nitrogênio em áreas nativas de Cerrado: influência do fogo e da adição de nutrientes.** In: RIBEIRO, M. L. (org.). Reserva Ecológica do IBGE: Biodiversidade Terrestre. 1. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2011. v. 1, t. 1, cap. 12, p. 247-259.

CABRERA, M. L.; KISSEL, D. E.; VIGIL, M. F. **Nitrogen Mineralization From Organic Residues: research opportunities.** Journal of Environmental Quality, v. 34, n.

1, p. 75-79, January/February, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.2134/jeq2005.0075>. Acesso em: 29 ago. 2019.

CARRILLO, Y.; BALL, B. A.; BRADFORD, M. A.; JORDAN, C. F.; MOLINA, M. **Soil fauna alter the effects of litter composition on nitrogen cycling in a mineral soil**. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 43, n. 7, p. 1440-1449, July, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.03.011>. Acesso em: 04 set. 2019.

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

CHOMEL, M.; GUITTONNY-LARCHEVÊQUE, M.; FERNANDEZ, C.; GALLET, C.; DESROCHERS, A.; PARÉ, D.; JACKSON, B. G.; BALDY, V. **Plant secondary metabolites: a key driver of litter decomposition and soil nutrient cycling**. *Journal of Ecology*, v. 104, n. 6, p. 1527-1541, November, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12644>. Acesso em: 04 set. 2019.

COLEMAN, D. C.; WALL, D. H. **Soil Fauna: Occurrence, Biodiversity, and Roles in Ecosystem Function**. In: PAUL, E. A. (org.). *Soil Microbiology, Ecology, and Biochemistry*. Fourth edition. London, UK: Academic Press: Elsevier, 2015. p. 111-149.

CORNWELL, W. K.; CORNELISSEN, J. H. C.; AMATANGELO, K.; DORREPAAL, E.; EVINER, V. T.; GODOY, O.; HOBBIE, S. E.; HOORENS, B.; KUROKAWA, H.; PÉREZ-HARGUINDEGUY, N.; QUESTED, H. M.; SANTIAGO, L. S.; WARDLE, D. A.; WRIGHT, I. J.; AERTS, R.; ALLISON, S. D.; VAN BODEGOM, P.; BROVKIN, V.; CHATAIN, A.; CALLAGHAN, T. V.; DÍAZ, S.; GARNIER, E.; GURVICH, D. E.; KAZAKOU, E.; KLEIN, J. A.; READ, J.; REICH, P. B.; SOUDZILOVSKAIA, N. A.; VAIERETTI, M. V.; WESTOBY, M. **Plant species traits are the predominant control on litter decomposition rates within biomes worldwide**. *Ecology Letters*, v. 11, n. 10, p. 1065-1071, October, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01219.x>. Acesso em: 08 ago. 2019.

COTRUFO, M. F.; WALLENSTEIN, M. D.; BOOT, C. M.; DENEFF, K.; PAUL, E. **The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter?** *Global Change Biology*, v. 19, n. 4, p. 988-995, April, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gcb.12113>. Acesso em: 17 out. 2019.

CRAINE, J. M.; MORROW, C.; FIERER, N. **Microbial nitrogen limitation increases decomposition**. *Ecology*, v. 88, n. 8, p. 2105-2113, August, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1890/06-1847.1>. Acesso em: 17 out. 2019.

CRONAN, C. S. **Ecosystem Biogeochemistry: element cycling in the forest landscape**. Cham, Switzerland: Springer, 2018.

DECAËNS, T. **Macroecological patterns in soil communities**. *Global Ecology and Biogeography*, v. 19, n. 3, p. 287-302, May, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00517.x>. Acesso em: 05 out. 2019.

DENTENER, F.; DREVET, J.; LAMARQUE, J. F.; BEY, I.; EICKHOUT, B.; FIORE, A. M.; HAUGLUSTAINE, D.; HOROWITZ, L. W.; KROL, M.; KULSHRESTHA, U. C.; LAWRENCE, M.; GALY-LACAUX, C.; RAST, S.; SHINDELL, D.; STEVENSON, D.; VAN NOIJE, T.; ATHERTON, C.; BELL, N.; BERGMAN, D.; BUTLER, T.; COFALA, J.; COLLINS, B.; DOHERTY, R.; ELLINGSEN, K.; GALLOWAY, J.; GAUSS, M.; MONTANARO, V.; MÜLLER, J. F.; PITARI, G.; RODRIGUEZ, J.; SANDERSON, M.; SOLMON, F.; STRAHAN, S.; SCHULTZ, M.; SUDO, K.; SZOPA, S.; WILD, O. **Nitrogen and sulfur deposition on regional and global scales: A multimodel evaluation.** *Global Biogeochemical Cycles*, v. 20, n. 4, p., December, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1029/2005GB002672>. Acesso em: 18 nov. 2019.

DENT, D. H.; BAGCHI, R.; ROBINSON, D.; MAJALAP-LEE, N.; BURSLEM, D. F. R. P. **Nutrient fluxes via litterfall and leaf litter decomposition vary across a gradient of soil nutrient supply in a lowland tropical rain forest.** *Plant and Soil*, v. 288, n. 1-2, p. 197-215, October, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11104-006-9108-1>. Acesso em: 11 set. 2019.

EISENHAUER, N.; CESARZ, S.; KOLLER, R.; WORM, K.; REICH, P. B. **Global change belowground: impacts of elevated CO₂, nitrogen, and summer drought on soil food webs and biodiversity.** *Global Change Biology*, v. 18, n. 2, p. 435-447, February, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02555.x>. Acesso em: 11 set. 2019.

ELSER, J. J.; BRACKEN, M. E. S.; CLELAND, E. E.; GRUNER, D. S.; HARPOLE, W. S.; HILLEBRAND, H.; NGAI, J. T.; SEABLOOM, E. W.; SHURIN, J. B.; SMITH, J. E. **Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems.** *Ecology Letters*, v. 10, n. 12, p. 1135-1142, December, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01113.x>. Acesso em: 11 set. 2019.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos.** 5. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2018.

FOLIN, O.; CIOCALTEAU, V. **On tyrosine and tryptophane determination in proteins.** *Journal of Biology and Chemistry*, v. 73, p. 627-650, 1927.

FROUZ, J. **Effects of soil macro- and mesofauna on litter decomposition and soil organic matter stabilization.** *Geoderma*, v. 332, p. 161-172, December, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.08.039>. Acesso em: 11 set. 2019.

FROUZ, J.; ROUBÍČKOVÁ, A.; HEDĚNEC, P.; TAJOVSKÝ, K. **Do soil fauna really hasten litter decomposition? A meta-analysis of enclosure studies.** *European Journal of Soil Biology*, v. 68, p. 18-24, May/June, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2015.03.002>. Acesso em: 11 set. 2019.

FYNN, R. W. S.; O'CONNOR, T. G. **Determinants of community organization of a South African mesic grassland.** *Journal of Vegetation Science*, v. 16, n. 1, p. 93-102, February 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2005.tb02342.x>. Acesso em: 05 nov. 2019.

GALLOWAY, J. N.; DENTENER, F. J.; CAPONE, D. G.; BOYER, E. W.; HOWARTH, R. W.; SEITZINGER, S. P.; ASNER, G. P.; CLEVELAND, C. C.; GREEN, P. A.; HOLLAND, E. A.; KARL, D. M.; MICHAELS, A. F.; PORTER, J. H.; TOWNSEND, A. R.; VÖOSMARTY, C. J. **Nitrogen Cycles: Past, Present, and Future**. *Biogeochemistry*, v. 70, n. 2, p. 153-226, September, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10533-004-0370-0>. Acesso em: 05 nov. 2019.

GALLOWAY, J. N.; TOWNSEND, A. R.; ERISMAN, J. W.; BEKUNDA, M.; CAI, Z.; FRENEY, J. R.; MARTINELLI, L. A.; SEITZINGER, S. P.; SUTTON, M. A. **Transformation of the Nitrogen Cycle: Recent Trends, Questions, and Potential Solutions**. *Science*, v. 320, n. 5878, p. 889-892, May, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.1136674>. Acesso em: 05 nov. 2019.

GARCÍA-PALACIOS, P.; MAESTRE, F. T.; KATTGE, J.; WALL, D. H. **Climate and litter quality differently modulate the effects of soil fauna on litter decomposition across biomes**. *Ecology Letters*, v. 16, n. 8, p. 1045-1053, August, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/ele.12137>. Acesso em: 22 ago. 2019.

GAROFALO, C. R. **Efeitos do aumento da disponibilidade de nutrientes na dinâmica de nutrientes em plantas lenhosas e solo em uma área de cerrado *stricto sensu***. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Departamento de Ecologia da Universidade de Brasília, Brasília, 2001. 05 nov. 2019.

GARTNER, T. B.; CARDON, Z. G. **Decomposition dynamics in mixed-species leaf litter**. *Oikos*, v. 104, n. 2, p. 230-246, February, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2004.12738.x>. Acesso em: 31 out. 2019.

GESSNER, M. O. **Proximate Lignin and Cellulose**. In: GRAÇA, M. A. S.; BÄRLOCHER, F.; GESSNER, M. O. (org.). *Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide*. Dordrecht, The Netherlands: Springer, 2005. chap. 17, p. 115-120.

GESSNER, M. O.; SWAN, C. M.; DANG, C. K.; MCKIE, B. G.; BARDGETT, R. D.; WALL, D. H.; HÄTTENSCHWILER, S. **Diversity meets decomposition**. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 25, n. 6, p. 372-380, June, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.01.010>. Acesso em: 31 out. 2019.

GONZÁLEZ, G.; SEASTEDT, T. R. **Soil Fauna and Plant Litter Decomposition in Tropical and Subalpine Forests**. *Ecology*, v. 82, n. 4, p. 955-964, April, 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/2679895>. Acesso em: 31 out. 2019.

GRESS, S. E.; NICHOLS, T. D.; NORTHCRAFT, C. C.; PETERJOHN, W. T. **Nutrient Limitation in Soils Exhibiting Differing Nitrogen Availabilities: What Lies beyond Nitrogen Saturation?** *Ecology*, v. 88, n. 1, p. 119-130, January, 2007. Disponível em: [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2007\)88\[119:NLISED\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2007)88[119:NLISED]2.0.CO;2). Acesso em: 18 out. 2019.

GÜSEWELL, S. **N:P ratios in terrestrial plants: variation and functional significance**. *New Phytologist*, v. 164, n. 2, p. 243-266, November, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2004.01192.x>. Acesso em: 18 out. 2019.

HAN, W.; TANG, L.; CHEN, Y.; FANG, J. **Relationship between the relative limitation and resorption efficiency of nitrogen vs phosphorus in woody plants**. PLoS ONE, v. 8, n. 12, p. 1-11, December, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0083366>. Acesso em: 04 set. 2019.

HARIDASAN, M. **Nutrição Mineral de Plantas Nativas do Cerrado**. Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal, Londrina, v. 12, n. 1, p. 54-64, 2000.

HARIDASAN, M. **Solos do Distrito Federal**. In: NOVAES, P. M. (org.). Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas. 2. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Editora da Universidade de Brasília: SEMATEC, 1994. p. 321-344.

HÄTTENSCHWILER, S.; JORGENSEN, H. B. **Carbon quality rather than stoichiometry controls litter decomposition in a tropical rain forest**. Journal of Ecology, v. 98, n. 4, p. 754-763, July, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01671.x>. Acesso em: 04 set. 2019.

HÄTTENSCHWILER, S.; TIUNOV, A.; SCHEU, S. **Biodiversity and Litter Decomposition in Terrestrial Ecosystems**. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, v. 36, p. 191-218, December, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.36.112904.151932>. Acesso em: 04 set. 2019.

HÄTTENSCHWILER, S.; VITOUSEK, P. M. **The role of polyphenols in terrestrial ecosystem nutrient cycling**. Trends in Ecology & Evolution, v. 15, n. 6, p. 238-243, June, 2000. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)01861-9](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)01861-9). Acesso em: 04 set. 2019.

HOU, S. L.; FRESCHET, G. T.; YANG, J. J.; ZHANG, Y. H.; YIN, J. X.; HU, Y. Y.; WEI, H. W.; HAN, X. G.; LÜ, X. T. **Quantifying the indirect effects of nitrogen deposition on grassland litter chemical traits**. Biogeochemistry, v. 139, n. 3, p. 261-273, August, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10533-018-0466-6>. Acesso em: 22 out. 2019.

JACOBSON, T. K. B. **Composição, estrutura e funcionamento de um cerrado sentido restrito submetido à adição de nutrientes em médio prazo**. Tese (Doutorado em Ecologia) – Departamento de Ecologia da Universidade de Brasília, Brasília, 2009.

JACOBSON, T. K. B.; BUSTAMANTE, M. M. C. **Effects of nutrient addition on polyphenol and nutrient concentrations in leaves of woody species of a savanna woodland in Central Brazil**. Journal of Tropical Ecology, v. 35, n. 6, p. 288-296, November, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/S0266467419000257>. Acesso em: 17 nov. 2019.

JACOBSON, T. K. B.; BUSTAMANTE, M. M. C.; KOZOVITS, A. R. **Diversity of shrub tree layer, leaf litter decomposition and N release in a Brazilian Cerrado under N, P and N plus P additions**. Environmental Pollution, v. 159, n. 10, p. 2236-2242, October, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.10.019>. Acesso em: 05 ago. 2019.

JIA, Y.; GU, D.; WU, C.; YANG, W.; DU, X.; WEN, T.; LV, Y.; KONG, X.; TIAN, X. **Nitrogen deposition slows down the litter decomposition induced by soil macrofauna in the soil of subtropical forests in China.** *Ecological Research*, v. 34, n. 3, p. 360-369, May, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1440-1703.1277>. Acesso em: 05 nov. 2019.

KAMPICHLER, C.; BRUCKNER, A. **The role of microarthropods in terrestrial decomposition: a meta-analysis of 40 years of litterbag studies.** *Biological Reviews*, v. 84, n. 3, p. 375-389, August, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2009.00078.x>. Acesso em: 04 set. 2019.

KLOTZBÜCHER, T.; KAISER, K.; GUGGENBERGER, G.; GATZEK, C.; KALBITZ, K. **A new conceptual model for the fate of lignin in decomposing plant litter.** *Ecology*, v. 92, n. 5, p. 1052-1062, May, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1890/10-1307.1>. Acesso em: 25 out. 2019.

KNORR, M.; FREY, S. D.; CURTIS, P. S. **Nitrogen Additions and Litter Decomposition: a meta-analysis.** *Ecology*, v. 86, n. 12, p. 3252-3257, December, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1890/05-0150>. Acesso em: 25 out. 2019.

KÖGEL-KNABNER, I. **The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter.** *Soil Biology and Biochemistry*, v. 34, n. 2, p. 139-162, February, 2002. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00158-4](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00158-4). Acesso em: 07 ago. 2019.

KOZOVITS, A. R.; BUSTAMANTE, M. M. C.; GAROFALO, C. R.; BUCCI, S.; FRANCO, A. C.; GOLDSTEIN, G.; MEINZER, F. C. **Nutrient resorption and patterns of litter production and decomposition in a Neotropical Savanna.** *Functional Ecology*, v. 21, n. 6, p. 1034-1043, December, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2007.01325.x>. Acesso em: 05 ago. 2019.

KRISHNA, M. P.; MOHAN, M. **Litter decomposition in forest ecosystems: a review.** *Energy, Ecology and Environment*, v. 2, n. 4, p. 236-249, August, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s40974-017-0064-9>. Acesso em: 05 ago. 2019.

LAVELLE, P. **Faunal Activities and Soil Processes: Adaptive Strategies That Determine Ecosystem Function.** *Advances in Ecological Research*, v. 27, p. 93-132, 1997. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0065-2504\(08\)60007-0](https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60007-0). Acesso em: 12 set. 2019.

LAVELLE, P. **Functional domains in soils.** *Ecological Research*, v. 17, n. 4, p. 441-450, July, 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.1046/j.1440-1703.2002.00509.x>. Acesso em: 12 set. 2019.

LAVELLE, P. **Soil as a habitat.** *In*: WALL, D. H.; BARDGETT, R. D.; BEHAN-PELLETIER, V.; HERRICK, J. E.; HEFIN JONES, T.; RITZ, K.; SIX, J.; STRONG, D. R.; VAN DER PUTTEN, W. H. (org.). *Soil Ecology and Ecosystem Services*. First Edition. Oxford, United Kingdom: Oxford University Press, 2012. p. 7-27.

LAVELLE, P.; BIGNELL, D.; LEPAGE, M.; WOLTERS, V.; ROGER, P.; INESON, P.; HEAL, O. W.; DHILLION, S. **Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers**. *European Journal of Soil Biology*, v. 33, n. 4, p. 159-193, October, 1997.

LEBAUER, D. S.; TRESEDER, K. K. **Nitrogen limitation of net primary productivity in terrestrial ecosystems is globally distributed**. *Ecology*, v. 89, n. 2, p. 371-379, February, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1890/06-2057.1>. Acesso em: 07 ago. 2019.

LIMA, L. S. **Variação sazonal na composição química de detritos foliares em zonas ripárias do Cerrado**. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Departamento de Ecologia da Universidade de Brasília, Brasília, 2015.

LIU, J.; WU, N.; WANG, H.; SUN, J.; PENG, B.; JIANG, P.; BAI, E. **Nitrogen addition affects chemical compositions of plant tissues, litter and soil organic matter**. *Ecology*, v. 97, n. 7, p. 1796-1806, July, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1890/15-1683.1>. Acesso em: 01 nov. 2019.

LORANGER, G.; PONGE, J. F.; IMBERT, D.; LAVELLE, P. **Leaf decomposition in two semi-evergreen tropical forests: influence of litter quality**. *Biology and Fertility of Soils*, v. 35, n. 4, p. 247-252, June, 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00374-002-0467-3>. Acesso em: 01 nov. 2019.

LUEDEMANN, G. **Efeito da adição de nutrientes ao solo sobre plantas rasteiras de um Cerrado sensu stricto**. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Departamento de Ecologia da Universidade de Brasília, Brasília, 2001.

MA, C.; YIN, X.; KOU, X.; WANG, Z.; LI, X.; JIANG, Y.; WANG, H.; BERNARD, E. C. **Effects of Soil Fauna on Cellulose and Lignin Decomposition of Plant Litter in the Changbai Mountain, China**. *Environmental Entomology*, v. 48, n. 3, p. 592-602, June, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/ee/nvz035>. Acesso em: 18 set. 2019.

MAFONGOYA, P. L.; GILLER, K. E.; PALM, C. A. **Decomposition and nitrogen release patterns of tree prunings and litter**. *Agroforestry Systems*, v. 38, n. 1-3, p. 77-97, July, 1997. Disponível em: <https://doi.org/10.1023/A:1005978101429>. Acesso em: 18 set. 2019.

MARKLEIN, A. R.; HOULTON, B. Z. **Nitrogen inputs accelerate phosphorus cycling rates across a wide variety of terrestrial ecosystems**. *New Phytologist*, v. 193, n. 3, p. 696-704, February, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2011.03967.x>. Acesso em: 18 set. 2019.

MASSI, K. G. **Efeitos da adição de nutrientes em espécies arbóreas e herbáceas de Cerrado**. Tese (Doutorado em Ecologia) – Departamento de Ecologia da Universidade de Brasília, Brasília, 2014.

MELILLO, J. M.; ABER, J. D.; MURATORE, J. F. **Nitrogen and Lignin Control of Hardwood Leaf Litter Decomposition Dynamics**. *Ecology*, v. 63, n. 3, p. 621-626, June, 1982. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/1936780>. Acesso em: 18 set. 2019.

MILCU, A.; MANNING, P. **All size classes of soil fauna and litter quality control the acceleration of litter decay in its home environment.** *Oikos*, v. 120, n. 9, p. 1366-1370, September, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.19418.x>. Acesso em: 22 ago. 2019.

MITTERMEIER, R. A.; TURNER, W. R.; LARSEN, F. W.; BROOKS, T. M.; GASCON, C. **Global Biodiversity Conservation: the critical role of hotspots.** In: ZACHOS, F. E.; HABEL, J. C. (eds.). *Biodiversity Hotspots: distribution and protection of conservation priority areas.* Heidelberg, Berlin: Springer-Verlag, 2011. chap. 1, p. 3-22.

NARDOTO, G. B.; BUSTAMANTE, M. M. C.; PINTO, A. S.; KLINK, C. A. **Nutrient use efficiency at ecosystem and species level in savanna areas of Central Brazil and impacts of fire.** *Journal of Tropical Ecology*, v. 22, n. 2, p. 191-201, March, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/S0266467405002865>. Acesso em: 05 ago. 2019.

NIJSSEN, M. E.; WALLISDEVRIES, M. F.; SIEPEL, H. **Pathways for the effects of increased nitrogen deposition on fauna.** *Biological Conservation*, v. 212, Part B, p. 423-431, August, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.02.022>. Acesso em: 01 nov. 2019.

ODUM, E. P.; BARRET, G. W. **Fundamentos de Ecologia.** 9ª reimpressão. São Paulo: Cengage Learning, 2015.

OLSON, J. S. **Energy Storage and the Balance of Producers and Decomposers in Ecological Systems.** *Ecology*, v. 44, n. 2, p. 322-331, April, 1963. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/1932179>. Acesso em: 09 out. 2019.

PEGUERO, G.; SARDANS, J.; ASENSIO, D.; FERNÁNDEZ-MARTÍNEZ, M.; GARGALLO-GARRIGA, A.; GRAU, O.; LLUSIÀ, J.; MARGALEF, O.; MÁRQUEZ, L.; OGAYA, R.; URBINA, I.; COURTOIS, E. A.; STAHL, C.; VAN LANGENHOVE, L.; VERRYCKT, L. T.; RICHTER, A.; JANSSENS, I. A.; PEÑUELAS, J. **Nutrient scarcity strengthens soil fauna control over leaf litter decomposition in tropical rainforests.** *Proceedings of the Royal Society B*, v. 286, n. 1910, September, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1098/rspb.2019.1300>. Acesso em: 09 out. 2019.

PERAKIS, S. S.; MATKINS, J. J.; HIBBS, D. E. **Interactions of tissue and fertilizer nitrogen on decomposition dynamics of lignin-rich conifer litter.** *Ecosphere*, v. 3, n. 6, p. 1-12, June, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1890/ES11-00340.1>. Acesso em: 09 out. 2019.

PRESCOTT, C. E. **Litter decomposition: what controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils?.** *Biogeochemistry*, v. 101, n. 1-3, p. 133-149, December, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10533-010-9439-0>. Acesso em: 09 out. 2019.

PURAHONG, W.; WUBET, T.; LENTENDU, G.; SCHLOTTER, M.; PECYNA, M. J.; KAPTURSKA, D.; HOFRICHTER, M.; KRÜGER, D.; BUSCOT, F. **Life in leaf litter: novel insights into community dynamics of bacteria and fungi during litter**

decomposition. *Molecular Ecology*, v. 25, n. 16, p. 4059-4074, August, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/mec.13739>. Acesso em: 09 out. 2019.

RAHMAN, M. M.; TSUKAMOTO, J.; RAHMAN, MD. M.; YONEYAMA, A.; MOSTAFA, K. M. **Lignin and its effects on litter decomposition in forest ecosystems.** *Journal Chemistry and Ecology*, v. 29, n. 6, p. 540-553, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/02757540.2013.790380>. Acesso em: 12 set. 2019.

REED, S. C.; TOWNSEND, A. R.; DAVIDSON, E. A.; CLEVELAND, C. C. **Stoichiometric patterns in foliar nutrient resorption across multiple scales.** *New Phytologist*, v. 196, n. 1, p. 173-180, October, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2012.04249.x>. Acesso em: 09 out. 2019.

RENGEL, Z. **Cycling of Micronutrients in Terrestrial Ecosystems.** *In: MARSCHNER, P.; RENGEL, Z. (org.). Nutrient Cycling in Terrestrial Ecosystems. Soil Biology (Volume 10).* Heidelberg, Germany: Springer, 2007. p. 93-121.

RESENDE, J. C. F. **A Ciclagem de Nutrientes em Áreas de Cerrado e a Influência de Queimadas Controladas.** Tese (Doutorado em Ecologia) – Departamento de Ecologia da Universidade de Brasília, Brasília, 2001.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. **As Principais Fitofisionomias do Bioma Cerrado.** *In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (org.). Cerrado: Ecologia e Flora.* Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2008. v. 1, cap. 6, p. 152-212.

RICKLEFS, R. E. **A Economia da Natureza.** 6. ed. reimpr. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2011.

RISTOK, C.; LEPPERT, K. N.; SCHERER-LORENZEN, M.; NIKLAUS, P. A.; BRUELHEIDE, H. **Soil macrofauna and leaf functional traits drive the decomposition of secondary metabolites in leaf litter.** *Soil Biology and Biochemistry*, v. 135, p. 429-437, August, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.06.007>. Acesso em: 01 nov. 2019.

SARACENO, M. I. **Efeitos da fertilização a longo prazo no metabolismo fotossintético, nas características foliares e no crescimento em árvores do Cerrado.** Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Departamento de Ecologia da Universidade de Brasília, Brasília, 2006.

SARTORI, M. R. S. **Diversidade de comunidades bacterianas de solo de Cerrado em resposta a diferentes alterações dos ecossistemas.** Tese (Doutorado em Ecologia) – Departamento de Ecologia da Universidade de Brasília, Brasília, 2012.

SAUVADET, M.; CHAUVAT, M.; BRUNET, N.; BERTRAND, I. **Can changes in litter quality drive soil fauna structure and functions?.** *Soil Biology and Biochemistry*, v. 107, p. 94-103, April, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.12.018>. Acesso em: 12 set. 2019.

SCHÄDLER, M.; BRANDL, R. **Do invertebrate decomposers affect the disappearance rate of litter mixtures?**. Soil Biology and Biochemistry, v. 37, n. 2, p. 329-337, February, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.07.042>. Acesso em: 12 set. 2019.

SIEPEL, H.; VOGELS, J.; BOBBINK, R.; BIJLSMA, R. J.; JONGEJANS, E.; WAAL, R.; WEIJTERS, M. **Continuous and cumulative acidification and N deposition induce P limitation of the micro-arthropod soil fauna of mineral-poor dry heathlands**. Soil Biology and Biochemistry, v. 119, p. 128-134, April, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.025>. Acesso em: 09 out. 2019.

SIMPSON JUNIOR, P. L. **Crescimento e fenologia foliar de espécies lenhosas de uma área de Cerrado *stricto sensu* submetida a fertilização**. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Departamento de Ecologia da Universidade de Brasília, Brasília, 2001.

SLADE, E. M.; RIUTTA, T. **Interacting effects of leaf litter species and macrofauna on decomposition in different litter environments**. Basic and Applied Ecology, v. 13, n. 5, p. 423-431, August, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.baae.2012.06.008>. Acesso em: 26 set. 2019.

SUTTON, M. A.; OENEMA, O.; ERISMAN, J. W.; LEIP, A.; VAN GRINSVEN, H.; WINIWARTER, W. **Too much of a good thing**. Nature, v. 472, p. 159-161, April, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/472159a>. Acesso em: 26 set. 2019.

TAIZ, L.; ZEIGER, E.; MOLLER, I. M.; MURPHY, A. **Fisiologia e Desenvolvimento Vegetal**. 6. ed. Porto Alegre: Artmed, 2017.

TALBOT, J. M.; TRESEDER, K. K. **Interactions among lignin, cellulose, and nitrogen drive litter chemistry-decay relationships**. Ecology, v. 93, n. 2, p. 345-354, February, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1890/11-0843.1>. Acesso em: 26 set. 2019.

TALBOT, J. M.; YELLE, D. J.; NOWICK, J.; TRESEDER, K. K. **Litter decay rates are determined by lignin chemistry**. Biogeochemistry, v. 108, n. 1-3, p. 279-295, April, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10533-011-9599-6>. Acesso em: 26 set. 2019.

THEVENOT, M.; DIGNAC, M. F.; RUMPEL, C. **Fate of Lignins in Soils: A review**. Soil Biology and Biochemistry, v. 42, n. 8, p. 1200-12011, August, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.03.017>. Acesso em: 26 set. 2019.

VAN DER HEIJDEN, M. G.; BARDGETT, R. D.; VAN STRAALLEN, N. M. **The Unseen Majority: soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems**. Ecology Letters, v. 11, n. 3, p. 296-310, March, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01139.x>. Acesso em: 26 set. 2019.

VARGAS, M. A. T.; HUNGRIA, M. **Biologia dos Solos dos Cerrados**. Planaltina, DF: Embrapa-CPAC, 1997.

VASCONCELOS, H. L.; LAURANCE, W. F. **Influence of habitat, litter type, and soil invertebrates on leaf-litter decomposition in a fragmented Amazonian landscape**.

Oecologia, v. 144, n. 3, p. 456-462, July, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0117-1>. Acesso em: 09 set. 2019.

VITOUSEK, P. M.; PORDER, S.; HOULTON, B. Z.; CHADWICK, O. A. **Terrestrial phosphorus limitation: mechanisms, implications, and nitrogen–phosphorus interactions**. Ecological Applications, v. 20, n. 1, p. 5-15, January, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1890/08-0127.1>. Acesso em: 09 set. 2019.

VOURLITIS, G. L.; FERNANDEZ, J. S. **Changes in the soil, litter, and vegetation nitrogen and carbon concentrations of semiarid shrublands in response to chronic dry season nitrogen input**. Journal of Arid Environments, v. 82, p. 115-122, July, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2012.02.006>. Acesso em: 09 set. 2019.

WALL, D. H.; BRADFORD, M. A.; JOHN, M. G. ST.; TROFYMOW, J. A.; BEHAN-PELLETIER, V.; BIGNELL, D. E.; DANGERFIELD, J. M.; PARTON, W. J.; RUSEK, J.; VOIGT, W.; WOLTERS, V.; GARDEL, H. Z.; AYUKE, F. O.; BASHFORD, R.; BELJAKOVA, O. I.; BOHLEN, P. J.; BRAUMAN, A.; FLEMMING, S.; HENSCHER, J. R.; JOHNSON, D. L.; JONES, T. H.; KOVAROVA, M.; KRANABETTER, J. M.; KUTNY, L.; LIN, K-C.; MARYATI, M.; MASSE, D.; POKARZHEVSKII, A.; RAHMAN, H.; SABARÁ, M. G.; SALAMON, J-A.; SWIFT, M. J.; VARELA, A.; VASCONCELOS, H. L.; WHITE, D.; ZOU, X. **Global decomposition experiment shows soil animal impacts on decomposition are climate-dependent**. Global Change Biology, v. 14, n. 11, p. 2661-2677, November, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01672.x>. Acesso em: 09 set. 2019.

WANG, L.; ZHANG, J.; HE, R.; CHEN, Y.; YANG, L.; ZHENG, H.; LI, H.; XIAO, J.; LIU, Y. **Impacts of soil fauna on lignin and cellulose degradation in litter decomposition across an alpine forest-tundra ecotone**. European Journal of Soil Biology, v. 87, p. 53-60, May/June, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2018.05.004>. Acesso em: 05 nov. 2019.

WANG, Q.; KWAK, J. H.; CHOI, W. J.; CHANG, S. X. **Decomposition of trembling aspen leaf litter under long-term nitrogen and sulfur deposition: Effects of litter chemistry and forest floor microbial properties**. Forest Ecology and Management, v. 412, p. 53-61, March, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.01.042>. Acesso em: 05 nov. 2019.

WARDLE, D. A.; BARDGETT, R. D.; KLIRONOMOS, J. N.; SETÄLÄ, H.; VAN DER PUTTEN, W. H.; WALL, D. H. **Ecological Linkages Between Aboveground and Belowground Biota**. Science, Special Reviews, v. 304, n. 5677, p. 1629-1633, June, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.1094875>. Acesso em: 05 nov. 2019.

WRIGHT, S. J. **Plant responses to nutrient addition experiments conducted in tropical forests**. Ecological Monographs, v. 89, n. 4, November, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ecm.1382>. Acesso em: 08 ago. 2019.

WURST, S.; DE DEYN, G. B.; ORWIN, K. **Soil biodiversity and functions**. In: WALL, D. H.; BARDGETT, R. D.; BEHAN-PELLETIER, V.; HERRICK, J. E.; HEFIN JONES, T.; RITZ, K.; SIX, J.; STRONG, D. R.; VAN DER PUTTEN, W. H. (org.). Soil Ecology

and Ecosystem Services. First Edition. Oxford, United Kingdom: Oxford University Press, 2012. p. 28-44.

XU, G. L.; SCHLEPPI, P.; LI, M. H.; FU, S. L. **Negative responses of Collembola in a forest soil (Alptal, Switzerland) under experimentally increased N deposition.** Environmental Pollution, v. 157, n. 7, p. 2030-2036, July, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.02.026>. Acesso em: 01 nov. 2019.

YUAN, Z. Y.; CHEN, H. Y. H. **Negative effects of fertilization on plant nutrient resorption.** Ecology, v. 96, n. 2, p. 373-380, February, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1890/14-0140.1>. Acesso em: 05 nov. 2019.

ZHANG, D. Q.; HUI, D. F.; LUO, Y. Q.; ZHOU, G. Y. **Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors.** Journal of Plant Ecology, v. 1, n. 2, p. 85-93, June, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/jpe/rtn002>. Acesso em: 08 ago. 2019.

ZHANG, H.; WENPING, Y.; DONG, W.; SHUGUANG, L. **Seasonal patterns of litterfall in forest ecosystem worldwide.** Ecological Complexity, v. 20, p. 240-247, December, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2014.01.003>. Acesso em: 08 ago. 2019.

ZHANG, T.; LUO, Y.; CHEN, H. Y. H.; RUAN, H. **Responses of litter decomposition and nutrient release to N addition: A meta-analysis of terrestrial ecosystems.** Applied Soil Ecology, v. 128, p. 35-42, July, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.04.004>. Acesso em: 08 ago. 2019.

ZHANG, W.; CHAO, L.; YANG, Q.; WANG, Q.; FANG, Y.; WANG, S. **Litter quality mediated nitrogen effect on plant litter decomposition regardless of soil fauna presence.** Ecology, v. 97, n. 10, p. 2834-2843, October, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ecy.1515>. Acesso em: 05 nov. 2019.

ZHOU, G.; GUAN, L.; WEI, X.; TANG, X.; LIU, S.; LIU, J.; ZHANG, D.; YAN, J. **Factors influencing leaf litter decomposition: an intersite decomposition experiment across China.** Plant and Soil, v. 311, n. 1-2, p. 61-72, October, 2008. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11104-008-9658-5>. Acesso em: 05 nov. 2019.

APÊNDICE A – Dados brutos da qualidade inicial da serapilheira

Tabela 9. Valores da concentração em percentagem dos compostos estruturais (celulose e lignina), compostos de defesa (Polifenóis), do carbono e do nitrogênio do mix foliar da serapilheira inicial para cada tratamento e controle em um experimento de fertilização implementado em um cerrado sentido restrito da RECOR-IBGE, Brasília, DF.

Outubro (2018) – Coleta Inicial da Serapilheira					
Tratamentos	Concentração (%)				
	Celulose	Lignina	Polifenóis Totais	Carbono (C)	Nitrogênio (N)
1C	37,74	42,09	4,81	49,2	1,0
5C	39,02	45,39	3,03	47,4	1,0
11C	45,34	36,55	5,58	47,5	1,0
2N	36,70	42,74	3,55	-	-
7N	35,54	45,36	4,91	47,1	1,3
14N	42,61	40,14	7,03	47,8	1,2
4P	44,95	36,63	5,63	46,9	0,9
9P	42,16	38,61	2,51	46,7	1,0
15P	40,11	42,49	12,29	48,3	1,1
6NP	39,02	44,19	3,47	48,4	1,3
13NP	41,53	39,04	3,19	47,8	1,2
16NP	46,60	35,73	8,79	47,2	1,1
3Ca	43,21	39,78	5,98	47,0	0,9
12Ca	44,26	35,85	2,69	44,0	1,2
17Ca	42,75	37,12	6,32	46,2	1,1

Nota: O número corresponde a disposição das parcelas no experimento e a letra corresponde aos tratamentos, a saber: (C) parcela controle; (N) tratamento com adição de nitrogênio; (P) tratamento com adição de fósforo; (NP) tratamento combinado com adição de +N e +P; (Ca) tratamento com adição de calagem.

APÊNDICE B – Dados brutos da concentração de polifenóis totais na serapilheira

Tabela 10. Valores da concentração em percentagem dos polifenóis totais do mix foliar da serapilheira ao longo do tempo para cada tratamento e controle, com acesso e restrição da fauna, em um experimento de fertilização implementado em um cerrado sentido restrito da RECOR-IBGE, Brasília, DF.

Parcelas	Malha Grossa (acesso da mesofauna)		
	Concentração (%)		
Tratamentos	Fevereiro (2019) – 3ª mês	Mai (2019) – 6ª mês	Agosto (2019) – 9ª mês
1C	5,38	6,18	4,85
5C	7,58	4,94	5,65
11C	7,83	4,37	5,24
2N	9,78	8,26	8,55
7N	7,61	5,28	8,35
14N	7,39	5,41	5,39
4P	6,71	11,51	6,51
9P	5,77	4,47	5,55
15P	7,94	8,57	6,51
6NP	8,04	5,84	5,68
13NP	7,28	6,77	2,21
16NP	7,85	6,10	5,45
3Ca	5,93	5,08	4,39
12Ca	5,88	3,70	7,87
17Ca	2,87	6,23	2,79

Parcelas	Malha Fina (restrição da mesofauna)		
	Concentração (%)		
Tratamentos	Fevereiro (2019) – 3ª mês	Mai (2019) – 6ª mês	Agosto (2019) – 9ª mês
1C	9,97	8,98	5,09
5C	8,19	5,85	5,36
11C	7,96	10,60	6,87
2N	11,88	8,55	7,35
7N	7,45	7,03	8,08
14N	8,79	7,53	8,03
4P	6,47	10,04	2,67
9P	5,98	5,01	4,94
15P	11,01	9,54	7,96
6NP	4,51	5,73	6,14
13NP	11,94	8,47	5,22
16NP	5,11	7,75	3,36
3Ca	2,86	2,21	2,70
12Ca	11,82	3,79	7,17
17Ca	5,48	4,61	3,12

Nota: O número corresponde a disposição das parcelas no experimento e a letra corresponde aos tratamentos, a saber: (C) parcela controle; (N) tratamento com adição de nitrogênio; (P) tratamento com adição de fósforo; (NP) tratamento combinado com adição de +N e +P; (Ca) tratamento com adição de calagem.

APÊNDICE C – Dados brutos da concentração de celulose na serapilheira

Tabela 11. Valores da concentração em percentagem da Celulose do mix foliar da serapilheira ao longo do tempo para cada tratamento e controle, com acesso e restrição da fauna, em um experimento de fertilização implementado em um cerrado sentido restrito da RECOR-IBGE, Brasília, DF.

Parcelas	Malha Grossa (acesso da mesofauna)		
	Concentração (%)		
Tratamentos	Fevereiro (2019) – 3ª mês	Maiο (2019) – 6ª mês	Agosto (2019) – 9ª mês
1C	33,44	41,28	32,24
5C	42,48	26,52	35,44
11C	38,12	20,76	37,12
2N	47,56	36,52	42,84
7N	42,00	26,68	35,40
14N	28,08	29,88	30,84
4P	33,08	34,24	35,72
9P	32,20	26,28	28,08
15P	39,44	29,80	31,36
6NP	34,16	29,40	29,24
13NP	32,68	24,72	24,76
16NP	40,88	33,76	31,56
3Ca	36,40	25,72	30,00
12Ca	26,68	47,52	37,76
17Ca	29,80	30,44	31,04

Parcelas	Malha Fina (restrição da mesofauna)		
	Concentração (%)		
Tratamentos	Fevereiro (2019) – 3ª mês	Maiο (2019) – 6ª mês	Agosto (2019) – 9ª mês
1C	36,52	37,92	31,48
5C	31,36	26,00	28,44
11C	35,72	29,16	42,76
2N	57,84	32,24	44,16
7N	40,48	33,84	35,80
14N	30,52	27,16	35,64
4P	33,16	36,92	31,80
9P	34,72	35,20	35,60
15P	36,32	34,76	35,64
6NP	37,96	23,80	32,08
13NP	29,12	30,12	35,60
16NP	43,52	40,56	32,04
3Ca	29,24	22,48	40,60
12Ca	48,12	43,08	39,32
17Ca	40,56	23,40	29,08

Nota: O número corresponde a disposição das parcelas no experimento e a letra corresponde aos tratamentos, a saber: (C) parcela controle; (N) tratamento com adição de nitrogênio; (P) tratamento com adição de fósforo; (NP) tratamento combinado com adição de +N e +P; (Ca) tratamento com adição de calagem.

APÊNDICE D – Dados brutos da concentração de lignina na serapilheira

Tabela 12. Valores da concentração em percentagem da Lignina do mix foliar da serapilheira ao longo do tempo para cada tratamento e controle, com acesso e restrição da fauna, em um experimento de fertilização implementado em um cerrado sentido restrito da RECOR-IBGE, Brasília, DF.

Parcelas	Malha Grossa (acesso da mesofauna)		
	Concentração (%)		
Tratamentos	Fevereiro (2019) – 3ª mês	Maió (2019) – 6ª mês	Agosto (2019) – 9ª mês
1C	66,12	57,20	46,00
5C	63,56	64,60	53,28
11C	50,96	69,72	31,36
2N	55,16	49,76	45,88
7N	56,20	57,88	43,56
14N	65,48	60,92	47,88
4P	63,16	51,28	39,40
9P	48,32	55,72	37,44
15P	51,56	60,96	57,40
6NP	63,64	72,72	49,20
13NP	60,28	77,88	64,16
16NP	37,96	38,28	31,28
3Ca	61,96	63,44	53,04
12Ca	47,72	50,76	45,88
17Ca	60,64	57,12	43,16

Parcelas	Malha Fina (restrição da mesofauna)		
	Concentração (%)		
Tratamentos	Fevereiro (2019) – 3ª mês	Maió (2019) – 6ª mês	Agosto (2019) – 9ª mês
1C	55,00	54,72	52,96
5C	69,04	64,24	63,44
11C	54,96	57,92	45,88
2N	52,80	51,96	41,24
7N	51,04	46,08	50,64
14N	65,04	65,80	46,84
4P	61,00	33,16	51,44
9P	50,56	49,72	42,24
15P	68,16	54,36	53,84
6NP	48,12	67,64	49,04
13NP	55,04	83,88	46,36
16NP	35,08	60,00	41,64
3Ca	67,68	65,20	57,80
12Ca	48,40	61,40	42,56
17Ca	41,88	61,16	58,32

Nota: O número corresponde a disposição das parcelas no experimento e a letra corresponde aos tratamentos, a saber: (C) parcela controle; (N) tratamento com adição de nitrogênio; (P) tratamento com adição de fósforo; (NP) tratamento combinado com adição de +N e +P; (Ca) tratamento com adição de calagem.

ANEXO A – Protocolo determinação de celulose e lignina

2. EQUIPMENT, CHEMICALS AND SOLUTIONS

2.1. Equipment and Material

- Analytical balance
- Desiccator
- Dried sample powder ground to pass a 0.5-mm mesh-screen
- Eight screw-cap extraction tubes (approx. 40 ml, pressure-resistant)
- Dry bath or water bath (100 °C) with submersible rack holding at least 8 tubes
- Sixteen crucibles, Gooch type, porosity no. 2
- Filter manifold or individual units adapted for holding 8 crucibles (individual pressure regulation preferable)
- Pump for creating vacuum in filtration systems
- Hot plate or kettle for boiling H₂O
- Eight small trays (e.g. 10 x 15 cm) resistant to 72% sulphuric acid
- Latex gloves
- Eight acid-resistant spatulas or glass rods (about 8 cm long)
- Drying oven set at 105 °C
- Muffle furnace set at 550 °C

2.2. Chemicals

- Sulphuric acid, 0.5 M (reagent grade)
- Hexadecyltrimethylammonium bromide = Cetyltrimethylammonium bromide (CTAB), 20 g l⁻¹
- Decahydronaphtalene (reagent grade)
- Acetone (reagent grade) in spray bottles
- Sulphuric acid, 72% by weight (reagent grade)

2.3. Solutions

- Solution 1: Acid detergent solution: prepare 0.5 M sulphuric acid from low-molarity stock solution, check molarity by titration, adjust if necessary, then add the detergent CTAB (20 g l⁻¹) and stir. During handling of acid wear laboratory coat, security glasses and latex gloves.

- Solution 2: Prepare sulphuric acid at 72% by weight as described below. Weigh required amount of water into a volumetric flask and add the calculated amount of H₂SO₄ in *small* portions and *very slowly* with occasional swirling. Caution: heat production with risk of explosion hazard! Constantly cool flask in a water bath (e.g. sink). Allow sufficient time for cooling. Do not fill up flask to calibration mark. Finally let cool to 20 °C and adjust to exact volume. At all times during handling of acid wear laboratory coat, security glasses and latex gloves.
- Preparation of an acid solution: Given an acid at a concentration of A% and a density, δ , an acid at the concentration of X% is obtained as follows:
 1. In mass units (for 100 g of acid solution):

$$100 \cdot (X/A) \text{ of acid at the concentration A\%}$$

$$100 - 100 \cdot (X/A) \text{ of H}_2\text{O}$$
 2. In volumetric units (e.g. in ml):

$$100 \cdot (X/A)/D \text{ of acid at the concentration A\%}$$

$$100 - 100 \cdot (X/A) \text{ of H}_2\text{O}$$

For example, for sulphuric acid at 72% starting with 96% ($\delta = 1.83 \text{ g cm}^{-3}$):

3. For 100 g of solution:

$$100 \cdot (72/96) = 75.0 \text{ g of acid at 96\%}$$

$$100 - 75.0 = 25.0 \text{ g of H}_2\text{O}$$
4. Or in volume units:

$$100 \cdot (72/96)/1.83 = 41.0 \text{ ml of acid at 96\%}$$

$$100 - 100 \cdot (72/96) = 25.0 \text{ ml of H}_2\text{O}$$

3. EXPERIMENTAL PROCEDURES

3.1. Sample Preparation

1. Weigh clean and oven-dry crucibles to the nearest 0.1 mg.
2. Weigh air-dry sample ground to pass a 0.2 mm-mesh screen (245-255 mg to the nearest 0.1 mg) and place in extraction tube.
3. Weigh same amount of sample in ignited, tared porcelain or aluminium pans for determining moisture content and ash-free dry mass.
4. Add to tubes 20 ml of acid-detergent solution and 0.4 ml decahydronaphthalene.

3.2. Acid-Detergent Fibre Determination

1. Heat tubes to boiling for 5-10 min in a water bath with occasional swirling.
2. Reduce heat as boiling begins to avoid foaming. Boil for 60 min from onset of boiling. Adjust boiling to a slow, even level.
3. Filter tube content on a tared Gooch crucible set on a filter manifold. Use light suction! Recover particles in tubes quantitatively. Break up the filtered mat with a spatula or glass rod and wash twice with hot water (90-100 °C). Rinse sides of the crucible in the same manner.
4. Repeat wash with acetone until it removes no more colour. Break up all lumps so that the solvent comes into contact with all particles of fibre.
5. Suck the acid-detergent fibre free of acetone and dry overnight at 105 °C.
6. Place oven-dry crucible in desiccator for 1 h and then weigh to nearest 0.1 mg.
7. Calculate acid-detergent fibre (ADF) as follows:

$$\frac{W_0 - W_t}{W_s} \times 100 = ADF$$

where: W_0 = weight of the oven-dry crucible including fibre

W_t = tared weight of the oven-dry crucible

W_s = oven-dry sample weight.

8. Correct value for moisture content of sample.

3.3. Acid-Detergent Lignin and Cellulose Determination

9. Cover the contents of the crucible with cooled (15 °C; water bath) 72% H₂SO₄ and stir with a spatula or glass rod to a smooth paste breaking all lumps.
10. Fill crucible about half with acid and stir. Let spatula or glass rod remain in crucible.
11. Refill with 72% H₂SO₄ and stir at hourly intervals as acid drains away. Crucibles do not need to be kept full at all times, but samples must be covered continuously. Three additions of acid suffice. Keep crucible at 20-23 °C.
12. Filter off after 3 h as much acid as possible with vacuum (start with weak vacuum).
13. Wash contents abundantly with hot water until free from acid. Rinse and

remove stirring rod.

14. Dry crucible overnight at 105 °C.
15. Place crucible in desiccator for 1 h and weigh to the nearest 0.1 mg.
16. Ignite crucible in a muffle furnace at 550 °C for 3 h and then cool to 105 °C.
17. Place in desiccator for 1 h and weigh.
18. Calculate acid-detergent cellulose (*ADC*) as follows:

$$\frac{L_a}{W_s} \times 100 = ADC$$

where: L_a = loss due to 72% H₂SO₄ treatment

W_s = oven-dry sample weight

19. Calculate acid-detergent lignin (*ADL*) as follows:

$$\frac{L_i}{W_s} \times 100 = ADL$$

where: L_i = loss upon ignition after 72% H₂SO₄ treatment

W_s = oven-dry sample weight

Correct values for moisture content of sample.

ANEXO B – Protocolo determinação de polifenóis totais

2. EQUIPMENT, CHEMICALS AND SOLUTIONS

2.1. Equipment and Material

- Eppendorf pipettes
- Vortex
- Refrigerator
- Dried leaves
- Mill or mortar and pestle
- Analytical balance (± 0.1 mg precision)
- Eppendorf tubes
- Centrifuge
- Spectrophotometer

2.2. Chemicals

1. Tannic acid standard
2. Acetone
3. Deionized water
4. 2% Na_2CO_3
5. 0.1 N NaOH
6. Folin-Ciocalteu reagent (e.g. Sigma F-9252; diluted 1:2 with deionized water)

3. EXPERIMENTAL PROCEDURES

3.1. Calibration

1. Prepare a stock solution of 25 mg tannic acid in 100 ml of acetone (30% water, 70% acetone).
2. Transfer 0, 0.2, 0.4, 0.6, 0.8, 1.0 ml of the stock solution into 6 Eppendorf tubes and add 1.0, 0.8, 0.6, 0.4, 0.2 and 0 ml of distilled water, respectively. Mix with vortex.
3. Add 5 ml of 2% Na_2CO_3 in 0.1 N NaOH and mix.
4. After 5 min, add 0.5 ml of Folin-Ciocalteu reagent and mix.
5. After 120 min, read absorbance at 760 nm.
6. Plot tannic acid concentration vs. absorbance. The relationship should be linear.

3.2. Measurement

1. Grind up dried leaves. Use powder passing through a 0.5-mm mesh size screen.
2. Weigh out approximately 100 mg portions of the ground leaves and transfer to Eppendorf tubes.
3. Extract phenolics in 5 ml of 70% acetone for 1 h at 4 °C.
4. Centrifuge (10,000-20,000 g, 10-20 min).
5. Take 0.5 ml of the supernatant (or another value between 0.1 and 0.8), make up to 1 ml with distilled water as above.
6. Add Na_2CO_3 and Folin-Ciocalteu reagent as above.
7. After 120 min, read absorbance at 760 nm.
8. Based on the standard curve, determine tannic acid equivalents per mg of leaf powder. Remember that in Step 5, only a fraction (0.5 ml) of the sample was used.