

**CICLAGEM DE NUTRIENTES E QUALIDADE DO SOLO EM VEREDAS DO  
SUDESTE BRASILEIRO**

**Leliane Raynne Duarte Oliveira**

**Montes Claros - MG**

**Fevereiro - 2021**

---

**Mestrando (a): Leliane Rayne Duarte Oliveira**

**CICLAGEM DE NUTRIENTES E QUALIDADE DO SOLO EM VEREDAS DO  
SUDESTE BRASILEIRO**

Dissertação apresentada à Universidade Estadual de Montes Claros como parte das exigências do Curso de Mestrado Acadêmico em Botânica Aplicada, área de concentração em Botânica Aplicada para a obtenção do título de Mestre.

Orientador(a): Profa. Dra. Maria das  
Dores Magalhães Veloso

Coorientador(a): Profa. Dra. Leidivan  
Almeida Frazão

**Montes Claros - MG**

**Fevereiro - 2021**

Ficha Catalográfica elaborada pela Divisão de Processos Técnicos da Biblioteca Central  
da UNIMONTES

O48c Oliveira, Leliane Raynne Duarte.  
Ciclagem de nutrientes e qualidade do solo em veredas do Sudeste brasileiro  
[manuscrito] / Leliane Raynne Duarte Oliveira. – Montes Claros, 2021.  
51 f. : il.

Inclui Bibliografia.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de Montes Claros -Unimontes,  
Programa de Pós-Graduação em Botânica Aplicada /PPGBOT , 2021.

Orientadora: Profa. Dra. Maria das Dores Magalhães Veloso.

Coorientadora: Profa. Dra. Leidivan Almeida Frazão.

1. Serapilheira – Produção - Decomposição. 2. Retorno de nutrientes. 3.  
Fertilidade do solo. 4. Estoque de carbono. 5. Microrganismos do solo. I. Veloso,  
Maria das Dores Magalhães. II. Frazão, Leidivan Almeida. III. Universidade  
Estadual de Montes Claros. V. Título.

**Mestrando (a): Leliane Rayne Duarte Oliveira**

**CICLAGEM DE NUTRIENTES E QUALIDADE DO SOLO EM VEREDAS DO  
SUDESTE BRASILEIRO**

Dissertação apresentada à Universidade Estadual de Montes Claros como parte das exigências do Curso de Mestrado Acadêmico em Botânica Aplicada, área de concentração em Botânica Aplicada para a obtenção do título de Mestre.

**APROVADA em 19 de fevereiro de 2021.**

**Profa. Dra. Maria das Dores Magalhães Veloso – UNIMONTES**

**Prof. Dr. Geraldo Wilson Fernandes – UFMG**

**Prof. Dr. Mário Marcos do Espírito Santo - UNIMONTES**



Dra. Maria das Dores M. Veloso  
Coord. Laboratório Ecologia e  
Propagação Vegetal  
Masp 338637-2 - CCBS - UNIMONTES

**Maria das Dores Magalhães Veloso**

**Orientador(a)**

**Montes Claros - MG**

**Fevereiro - 2021**

---

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço primeiramente a Deus, por ter me permitido chegar até aqui.

Ao meu esposo Luis, pelo suporte e companheirismo incondicional.

Aos meus pais e irmãos, por sempre me apoiarem e acreditarem em mim.

À Dora, por toda orientação profissional e pessoal nesse período.

À Leidivan, por todo suporte e orientações.

Aos colegas do laboratório de Solos, principalmente a Sávio, pela ajuda nesta caminhada.

Aos amigos do LEVE, pelo companheirismo e auxílio.

Às colegas e amigas da 1ª turma do PPGBOT, por toda esta trajetória juntas.

Aos demais amigos, por serem fonte de inspiração e por tudo que compartilhamos até aqui.

Ao PPGBOT – Unimontes, pela oportunidade.

À CAPES e FAPEMIG pelo apoio financeiro.

A todos que de certa forma participaram da conquista deste título, muito obrigada!

## RESUMO

### **Ciclagem de nutrientes e qualidade do solo em veredas do sudeste brasileiro**

As veredas são fitofisionomias do Cerrado que apresentam solos turfosos saturados por água em boa parte do ano. O acompanhamento da produção e decomposição de serapilheira pode auxiliar no entendimento sobre a produtividade e a ciclagem de nutrientes do ecossistema. Adicionalmente, as propriedades físicas, químicas e microbiológicas edáficas refletem a qualidade do solo. Neste sentido, o objetivo deste estudo foi avaliar a deposição e decomposição da serapilheira, assim como a qualidade do solo através dos atributos químicos, físicos e microbiológicos, em duas veredas em estágios diferentes de conservação. O estudo foi conduzido na vereda Almescla (conservada) e na Peruaçu (degradada). Avaliamos a deposição de serapilheira por meio de coletores e a decomposição com uso de *litter bags*. A granulometria do solo, os teores de carbono e nutrientes e a biomassa microbiana do solo também foram avaliadas até 20 cm de profundidade. Os dados obtidos foram submetidos a modelos lineares generalizados, seguidos de ANOVA. A produção de serapilheira foi superior na vereda Peruaçu, e a fração folha correspondendo a mais de 70% do total em ambas as áreas. A constante de decomposição ( $k_c$ ) foi superior na vereda Almescla. A concentração de nutrientes por ordem decrescente foi  $Ca > N > K > Mg > S > P$  para ambos os locais avaliados. Os teores de argila, P disponível e Ca foi superior na vereda Peruaçu. O carbono microbiano, carbono orgânico total, quociente microbiano e estoque de carbono foram superiores na Almescla, enquanto o quociente metabólico foi superior na Peruaçu. Podemos concluir que a vereda degradada apresentou a maior deposição de serapilheira, por apresentar maior número de espécies pioneiras, menor constante de decomposição pelas condições desfavoráveis aos microrganismos decompositores, além de apresentar

---

maior quociente metabólico e menor estoque de carbono, o que pode indicar um estresse da microbiota edáfica.

Palavras-chave: produção de serapilheira; decomposição de serapilheira; retorno de nutrientes; fertilidade do solo; estoque de carbono; microrganismos do solo

## **ABSTRACT**

### **Nutrient cycling and soil quality in palm swamps in southeastern Brazil**

Palm swamps are Cerrado vegetations type that have peat soils saturated with water for much of the year. The monitoring of litter production and decomposition can assist in understanding the productivity and nutrient cycling of the ecosystem. Additionally, the physical, chemical and microbiological properties of the soil reflect the quality of the soil. In this sense, the objective of this study was to evaluate litter deposition and decomposition, as well as soil quality through chemical, physical and microbiological attributes, in two palm swamps at different stages of conservation. The study was carried out in Amescla (preserved) and in Peruaçu (degraded). We evaluated litter deposition using collectors and decomposition with litter bags. Soil granulometry, carbon and nutrient contents and soil microbial biomass were also evaluated up to 20 cm in depth. The data obtained were submitted to generalized linear models, followed by ANOVA. The litter production was higher in the Peruaçu, with the leaf fraction corresponding to more than 70% of the total in both areas. The decomposition constant ( $k_c$ ) was higher in the Almescla. The concentration of nutrients in decreasing order was  $Ca > N > K > Mg > S > P$  for both. The clay, P available and Ca amount was higher in Peruaçu. Microbial carbon, total organic carbon, microbial quotient and carbon stock were higher in Almescla, while the metabolic quotient was higher in Peruaçu. We can conclude that the degraded palm swamp showed the highest litter deposition, due to a higher number of pioneer species, less decomposition constant due to unfavorable conditions for the decomposing microorganisms, in addition to presenting a higher metabolic quotient and less carbon stock, which may indicate a stress of the edaphic microbiota.



---

Key words: litter production; litter decomposition; nutrient return; soil fertility; carbon stock; soil microorganisms

## SUMÁRIO

<b>Nutrient cycling and soil quality in palm swamps in southeastern Brazil .....</b>	<b>12</b>
<b>Abstract .....</b>	<b>13</b>
<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>14</b>
<b>MÉTODOS.....</b>	<b>17</b>
<b>RESULTADOS .....</b>	<b>24</b>
<b>DISCUSSÃO .....</b>	<b>25</b>
<b>CONCLUSÃO.....</b>	<b>30</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>31</b>
<b>TABELAS .....</b>	<b>42</b>
<b>FIGURAS .....</b>	<b>47</b>
<b>ANEXO 1.....</b>	<b>51</b>

Artigo formatado de acordo com a Revista Austral Ecology

**Ciclagem de nutrientes e qualidade do solo em veredas no sudeste brasileiro**

**Nutrient cycling and soil quality in palm swamps in southeast brazilian**

Autores

Leliane Raynne Duarte Oliveira<sup>1</sup>

Maria das Dores Magalhães Veloso<sup>1</sup>

Leidivan Almeida Frazão<sup>2</sup>

Walter Santos de Araújo<sup>1</sup>

Yule Roberta Ferreira Nunes<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Universidade Estadual de Montes Claros

<sup>2</sup>Universidade Federal de Minas Gerais

1 **Nutrient cycling and soil quality in palm swamps in southeastern Brazil**

2 Leliane Raynne Duarte Oliveira<sup>1</sup>; Maria das Dores Magalhães Veloso<sup>1\*</sup>; Leidivan Almeida

3 Frazão<sup>2</sup>; Walter Santos de Araújo<sup>1</sup>; Yule Roberta Ferreira Nunes<sup>1</sup>

4 <sup>1</sup>Universidade Estadual de Montes Claros – Unimontes. Campus Universitário Prof. Darcy

5 Ribeiro, Av. Prof. Rui Braga, s/n - Vila Mauriceia, Montes Claros - MG, 39401-089

6 <sup>2</sup>Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG. Instituto de Ciências Agrárias, Av.

7 Universitária, 1000 - Universitário, Montes Claros - MG, 39404-547

8 \*Autor correspondente: Universidade Estadual de Montes Claros, Centro de Ciências

9 Biológicas e da Saúde, Departamento de Biologia. Campus Universitário Prof Darcy Ribeiro,

10 S/N Vila Mauriceia 39401089 - Montes Claros, MG – Brasil; doraveloso13@gmail.com; tel:

11 +55 38 3229 8187

12 **AGRADECIMENTOS**

13 Agradecemos a Lucas Rodrigues de Souza, Valquíria Moura Fernandes e demais

14 participantes do LEVE pelo apoio no campo. Essa pesquisa foi financiada pelo Programa de

15 Pesquisa Ecológica de Longa Duração (Sítio PELD-VERE) do Conselho Nacional de

16 Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq (Processo 441440/2016-9), Coordenação

17 de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES (Código de Financiamento

18 88887.136273/2017-00), Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais -

19 FAPEMIG (APQ-04816-17 e PPM-00623-16) e Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações

20 – MCTI. Os autores declaram que não há conflitos de interesse.

21

22 **NUTRIENT CYCLING AND SOIL QUALITY IN PALM SWAMPS IN**  
23 **SOUTHEASTERN BRAZIL**

24 **Abstract**

25 The objective of this study was to evaluate litter deposition and decomposition, as well as soil  
26 quality through chemical, physical and microbiological attributes, in two palm swamps at  
27 different stages of conservation. The study was carried out in Amescla (preserved) and in  
28 Peruaçu (degraded). We evaluated litter deposition using collectors and decomposition with  
29 litter bags. Soil granulometry, carbon and nutrient contents and soil microbial biomass were  
30 also evaluated up to 20 cm in depth. The data obtained were submitted to generalized linear  
31 models, followed by ANOVA. The litter production was higher in the Peruaçu, with the leaf  
32 fraction corresponding to more than 70% of the total in both areas. The decomposition constant  
33 ( $k_c$ ) was higher in the Almescla. The concentration of nutrients in decreasing order was  $Ca >$   
34  $N > K > Mg > S > P$  for both. The clay, P available and Ca amount was higher in Peruaçu.  
35 Microbial carbon, total organic carbon, microbial quotient and carbon stock were higher in  
36 Almescla, while the metabolic quotient was higher in Peruaçu. We can conclude that the  
37 degraded palm swamp showed the highest litter deposition, as it presents species of cerrado  
38 *strictu sensu*, less decomposition constant due to unfavorable conditions for the decomposing  
39 microorganisms, in addition to presenting a higher metabolic quotient and less carbon stock,  
40 which may indicate a stress of the edaphic microbiota.

41 Key words: litter production; litter decomposition; nutrient return; soil fertility; carbon stock;  
42 soil microorganisms

## 43 INTRODUÇÃO

44 As veredas são fitofisionomias do bioma Cerrado, localizadas próximas a cursos  
45 d'água (Ávila et al., 2016), geralmente circundadas por cerrado *strictu senso* (Boaventura,  
46 2007). Apresentam zonas, diferenciadas pela drenagem: fundo – área com solo orgânico  
47 saturado por água –, meio úmido – saturado com água em parte do ano – e meio seco – solo  
48 mais claro e com melhor drenagem (Araújo et al., 2002). Na zona de meio, a vegetação das  
49 veredas são abertas e podem apresentar floresta higrófila na zona de fundo (Carvalho, 1991,  
50 Guimarães et al., 2002), caracterizada principalmente pela presença da *Mauritia flexuosa* L. F.  
51 (palmeira buriti) (Ávila et al., 2016). Esses ecossistemas servem ainda de refúgio e abrigo para  
52 animais silvestres (Ramos et al., 2014) e fornecem recursos para as populações tradicionais que  
53 vivem no seu entorno (Bahia et al., 2009).

54 As veredas são excelentes reservatórios de carbono (Soares et al., 2015), além de  
55 eficientes reguladoras dos recursos hídricos (Bahia et al., 2009), pois apresentam solos turfosos  
56 com saturação hídrica em boa parte do ano (Ribeiro and Walter, 1998, Veloso et al., 2018),  
57 classificados como Organossolo e Gleissolo (Ramos et al., 2006). Brito et al (2020)  
58 encontraram o dobro de C e matéria orgânica em áreas de vereda em comparação com áreas de  
59 cerrado *strictu senso*. Apesar de possuírem de ser um ambiente de grande relevância ambiental  
60 e social, as áreas de vereda vêm sofrendo ao longo dos anos pressões antrópicas bastante  
61 significativas (Guimarães et al., 2017), drenagem, cultivo, desmatamento, incêndios, que  
62 acarretam em sérios processos de degradação. A modificação de ambientes alagados pode  
63 influenciar o efeito estufa e intensificar mudanças climáticas, já que são ambientes com grande  
64 quantidade de carbono (Hergoualc'h et al., 2017).

65 Solos orgânicos, como os de veredas, são pouco evoluídos, apresentam saturação  
66 por água em parte do ano, quantidades elevadas de material orgânico (Santos et al., 2018). Pela  
67 presença do lençol freático elevado em grande parte do ano, o processo de mineralização é  
68 comprometido pela falta de oxigenação (Santos et al., 2018), porém a retirada da água deste  
69 tipo de solo modifica as condições anaeróbicas do sistema, afetando suas propriedades  
70 químicas, físicas e biológicas (Valladares et al., 2008). Mudanças na qualidade do solo, em  
71 áreas úmidas, podem influenciar sua estrutura e função (Huang et al., 2012), uma vez que as  
72 espécies presentes estão adaptadas àquelas condições edáficas peculiares (Silva et al., 2018).

73 Para Raza et al. (2015), o solo é um bom indicador da qualidade do ambiente, sendo  
74 um componente essencial do ecossistema. Um estudo realizado por Huang et al. (2012) aponta  
75 mudanças do solo em consequência da degradação em áreas úmidas, como morte de plantas  
76 indicadoras, aumento de nitrato, amônio e fósforo disponível. Índices químicos, físicos e  
77 biológicos do solo podem nos fornecer informações importantes sobre seu funcionamento  
78 (Singh and Gupta, 2018). A parte microbiológica apresenta respostas rápidas às mudanças  
79 ambientais e é a parte mais ativa, por isso é considerada como um bom indicador de qualidade  
80 do solo (Martins et al., 2018).

81 Johnson e Turner (2019) apresentam três principais componentes atuantes na  
82 ciclagem de nutrientes: ciclo geoquímico, que envolve entrada e saída de nutrientes do  
83 ecossistema, biogeoquímico, que envolve trocas entre o solo e as plantas e o ciclo bioquímico,  
84 envolvendo a translocação dos nutrientes dentro da planta.

85 A principal fonte de transferência de nutrientes da vegetação para o solo é a  
86 serapilheira (Paudel et al, 2015), sendo sua decomposição um processo importante para a  
87 ciclagem de nutrientes e manutenção da fertilidade do solo (Silva et al., 2018), estabelecendo,

88 por tanto, uma conexão entre este e a vegetação (Xiang et al., 2018). Avaliar a ciclagem, bem  
89 como a produção e decomposição de serapilheira no ambiente é uma forma de avaliar a  
90 produtividade da vegetação (Clark et al., 2001) e o retorno de nutrientes (Almeida et al., 2015).

91 Estudos realizados por Becker et al. (2015) e Parsons et al. (2014) demonstram que  
92 altitude, latitude, atributos do solo e clima, bem como a composição e estrutura da vegetação  
93 são fatores que podem afetar a produção de serapilheira. Da mesma forma, para Aerts (1997),  
94 Garcia-Palacios et al (2013) Silva et al (2018), a decomposição é influenciada pela qualidade  
95 do material, pelo ambiente físico-químico e pelos organismos decompositores. Além disso, a  
96 concentração de nutrientes encontrada na serapilheira pode variar de acordo com o clima,  
97 composição de espécies e também com as propriedades do solo (Paudel et al, 2015).

98 Da mesma forma as perturbações antrópicas podem afetar os processos que ocorrem  
99 na serapilheira e no solo, como foi relatado por Erfani et al. (2017) observar que a diminuição  
100 do acesso humano aumentou o nitrogênio total e a matéria orgânica, e diminuiu a densidade do  
101 solo. Na serapilheira os mesmos autores observaram menor densidade em áreas com maiores  
102 distúrbios.

103 Diante do exposto, pode-se inferir que o conhecimento sobre a qualidade do solo,  
104 bem como os processos ecológicos estabelecidos entre a vegetação e o solo nas veredas, podem  
105 auxiliar no entendimento do funcionamento do ecossistema, além de propiciar ações  
106 mitigadoras capazes de preservar e restaurar o ecossistema. Neste sentido, o objetivo deste  
107 estudo foi avaliar a deposição e decomposição da serapilheira, assim como a qualidade do solo  
108 através dos atributos químicos, físicos e microbiológicos, em duas veredas em estágios  
109 diferentes de conservação. Para isto, foram levantadas duas hipóteses: (I) a degradação da  
110 vereda afeta o padrão de deposição de serapilheira, diminui a decomposição e modifica os



111 processos de ciclagem de nutrientes; (II) a degradação da vereda altera os atributos químicos e  
112 físicos do solo, provocando distúrbios na comunidade microbiana e afetando assim, o estoque  
113 de carbono.

## 114 **MÉTODOS**

### 115 **Área de estudo**

116 Este estudo foi realizado em duas veredas localizadas em Bonito de Minas, no norte  
117 de Minas Gerais, na região sudeste do Brasil (Figura 1). O clima da região é Aw, conforme  
118 classificação de Köpen (Alvares et al, 2013), com estações seca e chuvosa bem definidas  
119 (Figura 2). Para o desenvolvimento deste estudo utilizou-se como área de condução dos  
120 experimentos a zona de fundo das veredas.

121 As veredas estudadas estão em estágios diferentes de conservação. A vereda  
122 Almescla (15°21'37,2"S e 44°54'45,9"O), situada na Área de Proteção Ambiental (APA) do  
123 Rio Pandeiros, considerada conservada, apresenta vegetação densa e exsudação do lençol  
124 freático, na zona de fundo. Ao longo da vereda, observa-se presença de gado e lavouras, apesar  
125 disso, a área ainda apresenta um baixo nível de antropização.

126 A vereda Peruaçu (14°59'32,8"S 44°42'56,7"O), localizada no Parque Estadual  
127 Veredas do Peruaçu (PEVP), apresenta maiores indícios de degradação. O parque foi criado  
128 para proteção das veredas, fauna e flora local e do Rio Peruaçu, pelo Decreto 36070 de 1994  
129 (Minas Gerais, 1994). Segundo relato do gerente do parque, havia grande área de plantio de  
130 eucalipto antes de sua criação, regenerada naturalmente. Nas áreas de recarga da vereda, fora  
131 dos limites do parque, houve plantio de eucalipto em 2009/2010. Foi registrado também, um  
132 longo período de estiagem na região (2012 a 2016), fatores que podem ter contribuído para o  
133 secamento da vereda e do rio Peruaçu, aumentando a intensidade e frequência de incêndios

134 florestais. Não há exsudação do lençol freático ao longo da vereda e pode-se observar ainda  
135 muitas árvores e palmeiras mortas, presença de espécies vegetais típicas de cerrado *strictu senso*  
136 e trechos de vegetação aberta no fundo da vereda.

137 Alocação das parcelas

138 Ao longo das duas veredas, na área de fundo, foram alocadas 30 parcelas, com  
139 dimensões de 20m x 10m, totalizando 200m<sup>2</sup> cada parcela, e com distanciamento de 150 m  
140 entre as parcelas.

141 Atributos químicos e físicos do solo

142 Para avaliar a fertilidade e a granulometria do solo, amostras compostas foram  
143 coletadas nas 60 parcelas das duas veredas, na profundidade de 0 a 20cm, com auxílio de um  
144 trado holandês. Para compor cada amostra composta, foram coletadas cinco amostras simples  
145 nos vértices e no centro de cada parcela, as quais foram homogeneizadas e retirada uma  
146 amostra. As amostras foram expostas ao ar para secarem, peneiradas em peneira de 2mm e  
147 encaminhadas ao laboratório para a realização das análises químicas e físicas, como proposto  
148 por Teixeira et al. (2017).

149 O potencial hidrogeniônico (pH) foi medido em uma suspensão de solo em água e  
150 em solução de CaCl<sub>2</sub> com auxílio de um eletrodo. A capacidade de troca catiônica (CTC) foi  
151 obtida pelo método de extração com solução de HCl. A determinação de alumínio trocável por  
152 meio de extração com solução de KCl e determinação com solução de NaOH, Ca e Mg por  
153 extração com KCl e determinação complexiométrica com indicadores. O K foi determinado por  
154 extração com solução de ácido clorídrico e posterior espectrofotometria de chama, e o P por  
155 meio de redução com ácido ascórbico e determinação por espectrofotometria. A acidez trocável  
156 (H+Al) foi determinada por meio de solução com KCl e posterior titulação com NaOH. A

157 saturação por bases (V%) e saturação por alumínio (m%) foram calculadas segundo expressão  
158 (Equação 1 e 2, respectivamente) sugerida por Teixeira et al. (2017).

159 Equação 1

160 
$$V(\%) = \frac{100 \cdot \text{Valor } S}{\text{Valor } T}$$

161 Em que

162 V(%): porcentagem de saturação por bases.

163 Valor S: soma de bases trocáveis, em  $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$ .

164 Valor T: capacidade de troca de cátions total, em  $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$ .

165 Equação 2

166 
$$m\% = \frac{100 \cdot \text{Al}^{3+}}{(\text{Valor } S + \text{Al}^{3+})}$$

167 Em que

168 m%: porcentagem de saturação por alumínio.

169 Valor S: soma de bases trocáveis, em  $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$ .

170  $\text{Al}^{3+}$ : concentração de alumínio trocável no solo, em  $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$ .

171 A análise granulométrica foi feita pelo método da pipeta, após a adição de um  
172 dispersante químico; a areia foi mensurada por tamisação, a argila foi seca em estufa e pesada  
173 e o silte, calculado com a complementação percentual (Teixeira et al., 2017).

174 Atributos microbiológicos do solo

175 A avaliação dos atributos microbiológicos foi realizada em setembro de 2019, em  
176 12 parcelas por área, através da abertura de mini trincheiras e coleta de solo em profundidade  
177 de 0-10 cm e 10-20 cm. Após coletado, o solo foi acondicionado em sacos plásticos com  
178 respirador e armazenados em geladeira até o momento de início das análises. Em seguida, o  
179 solo foi passado por peneira de 2 mm, e os resíduos vegetais e animais foram retirados por meio  
180 de catação manual.

181 A avaliação do Carbono Orgânico Total (COT) foi feita deixando parte do solo  
182 exposto para secagem natural, moído em gral de porcelana e peneirado em peneira de 0,167  
183 mm. O solo foi digerido em solução de  $K_2Cr_2O_7$  e  $H_2SO_4$  e titulado com sulfato ferroso  
184 amoniacal (Yeomans and Bremner, 1988).

185 Para os demais atributos microbiológicos, o solo foi transferido para um sistema  
186 hermético e mantido no escuro, por um período de sete dias, para incubação. O carbono  
187 microbiano (C-mic) foi calculado por meio da metodologia de fumigação-extração proposta por  
188 Vance et al. (1987) adaptada por Silva et al. (2007b), usando-se o clorofórmio para fumigação  
189 dos microrganismos e a extração com solução de  $K_2SO_4$ . O C-mic foi calculado pela diferença  
190 entre amostras fumigadas e não-fumigadas, utilizando-se um fator de correção (kc). O kc  
191 utilizado neste trabalho foi 0,33, proposto por (Sparling and West, 1988).

192 No sistema hermético, para avaliação da respiração basal do solo (RBS), foi usada  
193 solução de NaOH para precipitação do  $CO_2$  produzido pelos microrganismos, e o excesso da  
194 base foi obtido por titulação com HCl, método proposto por Jenkinson e Powlson (1976)  
195 adaptado por Silva et al. (2007a).

196 A partir dos dados obtidos, foram calculados quocientes para avaliação indireta da  
197 microbiota presente no solo, o quociente microbiano (qMIC), que é a razão entre C-mic e COT,

198 representando a quantidade de BMS em razão da quantidade de carbono presente (Anderson,  
199 1994) e o quociente metabólico ( $qCO_2$ ), a relação entre RBS e C-mic, indicando a atividade  
200 microbiana do solo (Anderson and Domsch, 1993).

201 Em campo, nas mesmas parcelas dos atributos microbiológicos, com auxílio de  
202 anéis volumétricos, foi possível obter amostras indeformadas para cálculo da densidade do solo  
203 nas profundidades de 0-10cm e 10-20cm. Multiplicando-se os teores de COT (%) pela  
204 densidade do solo ( $g\ cm^{-3}$ ) e profundidade amostrada (cm), obteve-se o estoque de carbono do  
205 solo (ECS,  $Mg\ ha^{-1}$ ), pela metodologia proposta por Fidalgo et al. (2007).

206 Deposição de serapilheira

207 Para avaliação da produção de serapilheira foram distribuídos arbitrariamente um  
208 coletor em cada parcela. Os coletores foram confeccionados com tela de nylon 1mm e canos  
209 PVC, com dimensões de 50cm x 50cm, totalizando uma área de  $0,25m^2$  e instaladas 30 cm  
210 acima do solo. Mensalmente, de dezembro de 2018 a novembro de 2019, o material  
211 interceptado foi coletado, conduzido ao laboratório e estratificado em frações de folha, material  
212 reprodutivo, caule e detritos, sendo esta última fração constituída por restos animais e material  
213 não identificado, e em seguida conduzido à estufa de circulação forçada, onde foi acompanhado  
214 em um intervalo de dois dias, e sendo retirado após a obtenção do peso constante, obtido através  
215 de balança de precisão (Arato et al., 2003). Após a obtenção do peso total do material  
216 interceptado e de suas frações, e a biomassa foi estimada por hectare.

217 Decomposição de serapilheira

218 A decomposição de serapilheira foi avaliada pela metodologia de Bockock e Gilbert  
219 (1957). Para a realização deste experimento, a serapilheira foi coletada em quatro pontos das  
220 parcelas em cada vereda, separada em porções de 50g e acomodada em sacos de nylon

221 (*litterbags*) de malha de 1mm, com dimensões de 20cm x 10cm. Na implementação do  
222 experimento (julho de 2018 para Almescla e outubro de 2018 para Peruaçu) foram colocados  
223 12 *litterbags* em cada parcela. Mensalmente, um *litterbag* foi retirado de cada parcela, lavado  
224 em água corrente, seco em estufa a 60° por 48 horas e pesado novamente. A partir destes  
225 procedimentos, obteve-se a constante de decomposição pela perda de massa (Equação 3),  
226 proposta por Thomas e Asakawa (1993) e o tempo de meia-vida (Equação 4) pela equação  
227 proposta por Costa e Atapattu (2001).

228 Equação 3

229 
$$C = C_0 \cdot e^{-kt}$$

230 Onde

231 C: quantidade de massa seca depois de um período de tempo t em dias.

232 C<sub>0</sub>: massa seca inicial.

233 k: constante de decomposição

234 O valor de k foi convertido para ano, multiplicando-se por 365.

235 Equação 4

236 
$$T_{\frac{1}{2}} = \ln \frac{0,5}{k}$$

237 Onde

238 T<sub>1/2</sub>: Tempo de meia-vida

239 K: constante de decomposição

240 Análise de nutrientes da serapilheira

241 Para análise dos macronutrientes presentes na serapilheira foram utilizados apenas  
242 a fração folha, por ser a fração mais representativa, no período de novembro/2019 a  
243 janeiro/2020 de todas as parcelas. As folhas foram secas, moídas em moinho de facas e  
244 encaminhadas para laboratório de análise, onde por meio de solubilização nítrico-perclórica  
245 foram analisados P por colorimetria, potássio por fotometria de chama, cálcio e magnésio por  
246 absorção atômica e enxofre por turbidimetria (Carmo et al., 2000). O nitrogênio total foi obtido  
247 por meio de solubilização sulfúrica e sequente método de Kjeldahl, segundo metodologia  
248 proposta por Carmo et al. (2000). A concentração de cada nutriente foi utilizada para  
249 calcularmos sua deposição anual, com a produção anual da fração folha da serapilheira.

250 Análise dos dados

251 Para comparar os parâmetros de deposição de matéria orgânica entre as veredas  
252 estudadas foram utilizados modelos lineares generalizados (GLM's). Nesses modelos, o tipo de  
253 vereda (Peruaçu vs. Almescla) e a classe de profundidade do solo (0-10cm e 10-20cm) foram  
254 utilizadas como variáveis explanatórias para os diferentes atributos microbiológicos (COT, C-  
255 mic, RBS, qCO<sub>2</sub>, qMIC), além da densidade. Nós também utilizamos GLM's para comparar os  
256 diferentes parâmetros do solo (pH, Ca, Mg, K, P, Al, H+Al, CTC, V%, m% e granulometria),  
257 frações de deposição (folha, caule, material reprodutivo, detritos e total) e dados da  
258 decomposição (k e tempo de meia-vida) entre as duas veredas estudadas. Para análise da  
259 deposição mensal das diferentes frações da serapilheira foi utilizada análise de variância  
260 seguido por teste de Tukey. Todos os modelos foram checados quanto à distribuição dos  
261 resíduos e distribuições de erros apropriadas foram utilizadas. Todas as análises foram  
262 realizadas com auxílio do software R versão 3.6.1 (R Development Core Team, 2020).

263 **RESULTADOS**

264 Ao avaliarmos a textura das veredas, Almescla apresentou solo franco-arenoso e a  
265 Peruaçu franco argilo-arenosa. A quantidade de argila na Peruaçu foi superior à Almescla, não  
266 sendo encontrada diferença entre as demais frações da textura, silte e areia (Tabela 1). A  
267 densidade média do solo na vereda Peruaçu e Almescla foi de 1,08 e 1,31 g cm<sup>-3</sup>; e 1,12 e 1,40  
268 g cm<sup>-3</sup> nas profundidades de 0-10cm e 10-20cm; respectivamente (Tabela 1).

269 Os valores de P e Ca foram superiores na vereda degradada (Tabela 2). Não  
270 obstante, não foram observadas diferenças estatísticas para os demais atributos avaliados, pH,  
271 Mg, K, Al, H+Al, CTC, V% e m% (Tabela 2).

272 Em relação aos atributos microbiológicos do solo avaliados, Cmic e ECS foram  
273 superiores na Almescla, enquanto qCO<sub>2</sub> foi maior na Peruaçu (Tabela 3). Para os demais  
274 atributos avaliados – RBS, qMIC e COT – não foram observados diferença estatística.  
275 Comparando o ECS das duas áreas, Peruaçu tem uma diminuição de 31,46% de C, o que  
276 corresponde a quase 18Mg (C) ha<sup>-1</sup> perdidos para a atmosfera, apenas na camada de 0-10 cm  
277 do solo (Tabela 3).

278 Ao avaliar a produção total de serapilheira em um ano, observou-se que a vereda  
279 Peruaçu teve uma maior deposição em relação à Almescla, como também as frações material  
280 reprodutivo e caule, já a fração detritos foi superior na Almescla e não houve diferença  
281 estatística na produção da fração folha entre as duas veredas (Tabela 4).

282 Dentre as frações, para ambas as áreas, folha foi a mais representativa e detritos a  
283 com menor representação (Figura 3). No entanto, na Peruaçu, material reprodutivo foi superior  
284 a caule, enquanto na Almescla, caule foi superior (Figura 3).



285 Ao analisar a deposição mensal (Figura 4), observamos a maior deposição total e  
286 da fração folha na vereda Almescla no mês de setembro, que não foi observado na Peruaçu.  
287 Observou-se também um padrão de deposição de material reprodutivo maior na Almescla nos  
288 meses finais de seca e meses chuvosos, enquanto na Peruaçu a produção maior desta fração foi  
289 no final da estação chuvosa até o início desta.

290 Na Almescla, a produção maior da fração caule foi nos meses mais chuvosos e nos  
291 meses finais da estação seca (Figura 4). Já na Peruaçu, não foi possível observar um padrão  
292 claro de deposição desta fração. Observamos maior deposição de detritos no mês com maior  
293 precipitação e nos meses finais de seca na Almescla, enquanto na Peruaçu maiores deposições  
294 de detrito foram observadas em vários meses, sem um padrão claro (Figura 4).

295 Em um ano de avaliação, a massa remanescente dos *litterbags* na Almescla foi de  
296 54,18% e Peruaçu foi de 65,10%. O valor de  $k$  médio, obtido para Peruaçu, foi  $0,001224$   
297  $\pm 0,001289 \text{ g g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ , ou  $0,45 \text{ g g}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  e o tempo de meia-vida 566 dias, inferior  
298 estatisticamente ao valor de  $k$  encontrado para Almescla, ( $0,001871 \pm 0,000632 \text{ g g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$  ou  
299  $0,66 \text{ g g}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ) e o tempo de meia-vida de 370 dias.

300 Em relação à quantidade de macronutrientes devolvidos através das folhas da  
301 serapilheira interceptada durante um ano, foram observadas maiores quantidades de Ca, N, K,  
302 Mg, S e P, em ordem decrescente (Tabela 5). As deposições de N, S e P foram maiores para a  
303 vereda degradada. Os demais nutrientes não foram significativamente diferentes para as áreas  
304 (Tabela 5).

## 305 **DISCUSSÃO**

306 De forma geral, os dados obtidos indicam baixa quantidade de nutrientes e uma  
307 acidez elevada nos dois ambientes, diferindo dos resultados de Brito et al. (2020) e Veloso et

308 al. (2018) em áreas de vereda. Organossolos são reservatórios de carbono, que apresentam  
309 material vegetal em diferentes estágios de decomposição e possuem alta acidez, CTC (Soares  
310 et al., 2015) e baixa saturação por bases (Santos et al., 2018). As condições anaeróbicas deste  
311 tipo de solo detêm a mineralização, porém sua drenagem promove a degradação (Santos et al.,  
312 2018). Hergoualc'h et al. (2020), analisando áreas de turfeiras, também encontraram maior teor  
313 de Ca na área com maior índice de degradação. Switzer et al. (2012) observaram que o pH e a  
314 quantidade de Ca e Mg aumentaram após o fogo. Possivelmente, a textura menos arenosa na  
315 vereda degradada pode ter favorecido a maior concentração de Ca e P neste ambiente (Centeno  
316 et al., 2017). Mudanças nas propriedades químicas do solo podem dificultar a regeneração nos  
317 ambientes úmidos, como veredas, em que a vegetação natural é adaptada a solos pobres (Ewing  
318 et al., 2012).

319 Os microrganismos presentes no solo controlam diversas funções do ecossistema,  
320 como ciclos biogeoquímicos, decomposição da serapilheira e ciclagem dos nutrientes (Onen et  
321 al., 2020). A BMS é a parte mais ativa do solo (Brito et al., 2020) e pode ser considerada um  
322 bom indicador de sua qualidade, já que é o componente edáfico mais sensível a distúrbios  
323 (Zornoza et al., 2009) e apresenta respostas mais rápidas (Araújo and Monteiro, 2007) que os  
324 atributos físico-químicos. Podemos observar uma diminuição na C-mic e aumento do qCO<sub>2</sub> na  
325 vereda degradada, o que pode indicar um estresse da comunidade microbiana (Anderson and  
326 Domsch, 1993, Araújo et al., 2017). Valores altos de qCO<sub>2</sub> representam comunidade  
327 microbianas menos sustentáveis e mineralização mais rápida (Raiesi and Beheshti, 2015), o que  
328 pode acarretar em mudanças no ciclagem de C e nutrientes, e perda de C para a atmosfera (Chen  
329 et al., 2018) enquanto valores altos de C-mic podem indicar maior imobilização de C e  
330 consequente menores perdas de C para a atmosfera (Raiesi and Beheshti, 2015).

331 Em relação a ECS, corroborando nossos resultados, Zelarayán et al. (2015)  
332 encontraram perdas de 47% de ECS na camada de 0-20cm em floresta ripária na Amazônia  
333 com nível de degradação muito alto em comparação com a floresta conservada, considerando  
334 a floresta amazônica como um dos maiores reservatórios de carbono terrestre (Brienen et al.,  
335 2015). As áreas úmidas, inclusive as veredas, são ambientes com grande capacidade de  
336 armazenamento de C e altamente vulneráveis (Wantzen et al., 2012), perturbações, como a  
337 secagem, alteram as condições de anoxia e consequente a atividade microbiana (Chen et al.,  
338 2018), o que pode acarretar em enormes perdas de C para a atmosfera (Wantzen et al., 2012).

339 A serapilheira apresenta um importante papel na ciclagem de nutrientes e na  
340 manutenção da fertilidade do solo (Edwards et al., 2018, Silva et al., 2018), e sua decomposição  
341 é um processo chave para os ecossistemas (Szefer et al., 2017). Neste contexto, a decomposição  
342 consiste em uma etapa importante para a ciclagem do carbono e dos nutrientes e seu  
343 consequente retorno ao solo (Austin et al., 2014). Sales et al. (2020), em estudos realizados no  
344 cerrado *strictu sensu*, no entorno de veredas encontraram deposições de 2,84 a 3,79Mg ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>  
345 <sup>1</sup>, o que corresponde a valores abaixo dos encontrados neste estudo (5,4423Mg ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup> para  
346 Peruaçu e 4,1742Mg ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup> para Almescla). Cianciaruso et al. (2006) encontraram 5,646Mg  
347 ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup> em cerradão, correspondendo, portanto, a valores próximo aos deste estudo. Neste  
348 sentido, Inkotte et al. (2019) sugerem amplas variações na produção de serapilheira em  
349 fitofisionomias do Cerrado, de 0,62Mg ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup> até 9,27Mg ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>, evidenciando o estado  
350 de conservação, diferença florística e o estágio sucessional da vegetação, dentre outros, como  
351 prováveis fatores desta variação.

352 Diferindo dos resultados encontrados no presente estudo, Silva et al. (2018)  
353 encontraram maior produção de serapilheira em floresta primária em comparação com florestas

354 secundárias de 25, 15 e 5 anos. Em contraste, segundo Moraes e Prado (1998), espécies  
355 pioneiras que se estabelecem após perturbações apresentam maior produção de serapilheira que  
356 espécies de florestas primárias. Espécies como *Astronium fraxinifolium* Schott (pioneira,  
357 heliófita e de ambiente seco – Lorenzzi, 2002); *Bowdichia virgilioides* Kunth (pioneira,  
358 heliófita e xerófita – Lorenzzi, 2002), dentre outras, além da alta densidade de *Xylopia*  
359 *emarginata* Mart. e *Cecropia pachystachya* Trécul (dados ainda não publicados), espécies  
360 pioneiras (Batista et al., 2008; Lorenzi, 2002), provavelmente aumentam a produção de  
361 serapilheira na vereda Peruaçu, já que a composição e estrutura da floresta podem modificar  
362 este processo (Becker et al., 2015).

363           Em relação às frações da serapilheira (folha, caule, material reprodutivo e detritos),  
364 folha foi a fração que apresentou a maior quantidade na serapilheira interceptada (3,82 Mg ha<sup>-1</sup>  
365 ano<sup>-1</sup> para Peruaçu e 3,23 Mg ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup> para Almescla). Segundo Cianciaruso et al. (2006),  
366 Lopes et al. (2015), Sloboda et al. (2017) e Valenti et al. (2008) esta porção pode representar  
367 em torno de 70% da serapilheira, em diferentes tipos de vegetação, corroborando então, o  
368 encontrado neste estudo.

369           De acordo com Valenti et al. (2008), a deposição da serapilheira pode ser uma  
370 resposta fisiológica, influenciada pela sazonalidade, o que pode ser observado nas florestas  
371 tropicais, através dos picos de produção de serapilheira na estação seca (Brasil et al., 2017,  
372 Sales et al., 2020, Souza et al., 2019, Zhang et al., 2014), sendo este evento possivelmente uma  
373 resposta das folhas ao déficit hídrico (Alvarenga et al., 2015). Além disso, a maior produção de  
374 caule na vereda Peruaçu pode estar relacionada com a menor dominância da comunidade  
375 arbórea, potencializando a ação do vento e das chuvas (Almeida et al., 2015). A maior produção  
376 de material reprodutivo na vereda Almescla, nos meses de chuva pode estar relacionada com

377 condições menos estressantes para as plantas (Silva et al., 2018) e com condições mais  
378 favoráveis para a germinação (Almeida et al., 2015). Para Silva et al. (2018), a deposição de  
379 material reprodutivo está relacionada à adaptação das espécies vegetais à estacionalidade  
380 climática.

381 A decomposição engloba todos os processos físicos e químicos que transformam a  
382 serapilheira (Aerts, 1997). A taxa de decomposição mais alta na vereda conservada pode estar  
383 relacionada às melhores condições ambientais encontradas nesta vereda, como temperatura  
384 mais amena (Silva et al., 2018) e maior umidade do solo (Brito et al., 2020, Silva et al., 2018),  
385 uma vez que apresenta vegetação mais densa (área basal da Almescla 17,52 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> enquanto a  
386 Peruaçu apresentou área basal de 15,84 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> – dados não publicados), que proporcionam  
387 maior atividade microbiana no material sobre o solo.

388 Silva et al. (2018) avaliando a decomposição em floresta amazônica primária,  
389 White et al. (2013) em floresta tropical sazonal semidecidual e Cianciaruso et al. (2006) em  
390 cerrado obtiveram valores próximos ao k obtido (0,49; 0,52 e 0,56 g.g<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup> respectivamente).  
391 Brito et al. (2020) obtiveram k de 0,014 para vereda, com metodologia Tea Bag Index  
392 (Keuskamp et al., 2013), o que pode explicar a diferença no valor de k encontrado neste estudo.  
393 Para White et al. (2013), a disponibilidade de nutrientes para as plantas é mais rápida quando o  
394 tempo de meia-vida da serapilheira é menor, o que acontece na Almescla quando comparada  
395 com a Peruaçu.

396 Corroborando nossos resultados, Bambi et al. (2011), Sales et al. (2020), Godinho  
397 et al. (2014) encontraram padrão semelhante de quantidade de nutrientes contidos nas folhas da  
398 serapilheira. A quantidade de nutrientes devolvidos pela serapilheira pode variar por fatores  
399 como tipo de vegetação, condições climáticas e locais (Park et al., 2020, Qiu et al., 2002). A

400 concentração de nutrientes na serapilheira também pode ser uma resposta da fertilidade do solo  
401 (Vitousek and Sanford Jr, 1986) – como a quantidade de P, que foi maior na Peruaçu tanto na  
402 serapilheira quanto no solo – ou pode estar relacionada à translocação ou retenção de cada  
403 nutriente no vegetal antes da senescência do órgão. Ca, por exemplo, é um elemento estrutural  
404 (Hawkesford et al. 2012) e apresenta baixa taxa interna de translocação (Schumacher et al.,  
405 2004), por tanto, está presente em maiores concentrações em tecidos senescentes. Já o P possui  
406 alta mobilidade nos tecidos vegetais (Schumacher et al., 2004), o que faz com que a  
407 concentração deste elemento seja maior em tecidos novos e em formação e menor em tecidos  
408 vegetais senescentes (Hawkesford et al. 2012).

#### 409 **CONCLUSÃO**

410 Este estudo nos permite inferir que as veredas, são ambientes ímpares e de grande  
411 relevância ambiental, principalmente pela quantidade de carbono acumulada, dentre vários  
412 outros serviços ecológicos por eles prestados.

413 Neste sentido, concluímos que a degradação deste ambiente gera danos  
414 irreversíveis, haja vista que o secamento da vereda provoca desequilíbrio na comunidade  
415 microbiológica, em função do aumento da sua atividade metabólica, consumindo mais matéria  
416 orgânica, o que acarreta em perda de nutrientes do solo e conseqüentemente que chegam à  
417 planta. A modificação da qualidade do solo impede que espécies adaptadas às veredas se  
418 estabeleçam, ocorrendo com isto a colonização por espécies invasoras, com padrões diferentes  
419 de composição e deposição de serapilheira. Tais eventos podem influenciar na decomposição  
420 do material depositado, causando modificações na ciclagem de nutrientes e na qualidade do  
421 solo, o que conseqüentemente altera as funções ecológicas dentro da vereda, provocando a

422 diminuição do estoque de carbono e de sua imobilização no solo, o que em escala global  
423 contribui para as mudanças climáticas.

#### 424 REFERÊNCIAS

425 AERTS, R. 1997. Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial  
426 ecosystems: a triangular relationship. *Oikos*, 439-449.

427 ALMEIDA, E. J., LUIZÃO, F. & RODRIGUES, D. J. 2015. Produção de serrapilheira em  
428 florestas intactas e exploradas seletivamente no sul da Amazônia em função da área basal da  
429 vegetação e da densidade de plantas. *Acta Amazonica*, 45, 157-166.

430 ALVARENGA, A. C., FERNANDES, L. A., ALONSO, J., SANTOS, L. D. T., SAMPAIO, R.  
431 A. & FRAZÃO, L. A. 2015. Producción, composición y aporte de nutrientes de hojarasca en  
432 sistemas agroforestales. *Spanish Journal of Rural Development*, VI

433 ALVARES, C.A., STAPE, J. L., SENTELHAS, P. C., GONÇALVES, J. M., SPAROVEK, G.  
434 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6): 711-  
435 728.

436 ANDERSON, T. H. 1994. Physiological analysis of microbial communities in soil: applications  
437 and limitations. In: RITZ, K., DIGHTON, J. & GILLER, K. E. (eds.) *Beyond the biomass*.  
438 Wiley-Sayce: BSSS.

439 ANDERSON, T. H. & DOMSCH, K. H. 1993. The metabolic quotient for CO<sub>2</sub> (qCO<sub>2</sub>) as a  
440 specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the  
441 microbial biomass of forest soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 25, 393-395.

442 ARATO, H. D., MARTINS, S. V. & FERRARI, S. H. D. S. 2003. Produção e decomposição  
443 de serapilheira em um sistema agroflorestal implantado para recuperação de área degradada em  
444 Viçosa-MG. *Revista Árvore*, 27, 715-721.

- 445 ARAÚJO, A. S. F., MAGALHAES, L. B., SANTOS, V. M., NUNES, L. A. P. L. & DIAS, C.  
446 T. S. 2017. Biological properties of disturbed and undisturbed Cerrado sensu stricto from  
447 Northeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 77, 16-21.
- 448 ARAÚJO, A. S. F. & MONTEIRO, R. T. R. 2007. Indicadores biológicos de qualidade do solo.  
449 *Bioscience Journal*, 23.
- 450 ARAÚJO, E. A., KER, J. C., NEVES, J. C. L. & LANI, J. L. 2012. Qualidade do solo:  
451 conceitos, indicadores e avaliação. *Applied Research & Agrotechnology*, 5, 187-206.
- 452 ARAÚJO, G. M., BARBOSA, A. A., ARANTES, A. A. & AMARAL, A. F. 2002. Composição  
453 florística de veredas no Município de Uberlândia, MG. *Brazilian Journal of Botany*, 25, 475-  
454 493.
- 455 AUSTIN, A. T., VIVANCO, L., GONZÁLEZ-ARZAC, A. & PÉREZ, L. I. 2014. There's no  
456 place like home? An exploration of the mechanisms behind plant litter–decomposer affinity in  
457 terrestrial ecosystems. *New Phytologist*, 204, 307-314.
- 458 ÁVILA, M. A., SOUZA, S. R., VELOSO, M. D. D. M., SANTOS, R. M., FERNANDES, L.  
459 A. & NUNES, Y. R. F. 2016. Structure of natural regeneration in relation to soil properties and  
460 disturbance in two swamp forests. *Cerne*, 22, 1-10.
- 461 BACH, E. M., RAMIREZ, K. S., FRASER, T. D. & WALL, D. H. 2020. Soil Biodiversity  
462 Integrates Solutions for a Sustainable Future. *Sustainability*, 12, 2662.
- 463 BAHIA, T., LUZ, G. D., VELOSO, M., NUNES, Y., NEVES, W., BRAGA, L. & LIMA, P. D.  
464 2009. Veredas na APA do Rio Pandeiros: importância, impactos ambientais e perspectivas.  
465 *MG. Biota, Belo Horizonte*, 2, 3-13.
- 466 BAMBI, P., LOBO, F. D. A., DALMOLIN, Â. C. & DIAS, C. A. A. 2011. Decomposição e  
467 redistribuição de nutrientes das folhas de espécies da floresta de transição Amazônia-Cerrado,  
468 MT. *Ciência e Natura*, 33, 17-31.



- 469 BATISTA, C. U. N., MEDRI, M. E., BIANCHINI, E., MEDRI, C., PIMENTA, J. A. 2008.  
470 Tolerância à inundação de *Cecropia pachystachya* Trec. (Cecropiaceae): aspectos  
471 ecofisiológicos e morfoanatômicos. *Acta Botanica Brasílica*, 22(1).
- 472 BECKER, J., PABST, H., MNYONGA, J. & KUZYAKOV, Y. 2015. Annual litterfall  
473 dynamics and nutrient deposition depending on elevation and land use at Mt. Kilimanjaro.  
474 *Biogeosciences*, 12, 5635-5646.
- 475 BOAVENTURA, R. S. 2007. *Vereda berço das águas*, Ecodinâmica.
- 476 BOCOCK, K. L. & GILBERT, O. J. W. 1957. The disappearance of leaf litter under different  
477 woodland conditions. *Plant and Soil*, 9, 179-185.
- 478 BRASIL, J. B., DE ANDRADE, E. M., DO NASCIMENTO AQUINO, D. & JÚNIOR, L. R.  
479 P. 2017. Sazonalidade na produção de serrapilheira em dois manejos no semiárido tropical.  
480 *Journal of Environmental Analysis and Progress*, 2, 167-176.
- 481 BRIENEN, R., PHILLIPS, O., FELDPAUSCH, T. et al. 2015 Long-term decline of the  
482 Amazon carbon sink. *Nature* 519, 344–348.
- 483 BRITO, B. G. S., VELOSO, M. D. D. M., SARNEEL, J. M., FALCÃO, L. A. D., RIBEIRO, J.  
484 M., FRAZÃO, L. A. & FERNANDES, G. W. 2020. Litter decomposition in wet and dry  
485 ecosystems of the Brazilian Cerrado. *Soil Research*, 58, 371-378.
- 486 CALDEIRA, M. V. W., DA SILVA, R. D., KUNZ, S. H., ZORZANELLI, J. P. F., CASTRO,  
487 K. C. & DE OLIVEIRA GODINHO, T. 2013. Biomassa e nutrientes da serapilheira em  
488 diferentes coberturas florestais. *Comunicata Scientiae*, 4, 111-119.
- 489 CARMO, C. A. F. D. S., DE ARAUJO, W. S., BERNARDI, A. C. D. C. & SALDANHA, M.  
490 F. C. 2000. Métodos de análise de tecidos vegetais utilizados na Embrapa Solos. *Embrapa*  
491 *Solos-Circular Técnica (INFOTECA-E)*.

- 492 CARVALHO, P. 1991. As veredas e sua importância no domínio dos cerrados. *Informe*  
493 *agropecuário*, 168, 54-56.
- 494 CENTENO, L. N., GUEVARA, M. D. F., CECCONELLO, S. T., SOUSA, R. O. & TIMM, L.  
495 C. 2017. Textura do solo: conceitos e aplicações em solos arenosos. *Revista Brasileira de*  
496 *Engenharia e Sustentabilidade*, 4, 31-37.
- 497 CHEN, L., LIU, L., MAO, C. et al. 2018. Nitrogen availability regulates topsoil carbon  
498 dynamics after permafrost thaw by altering microbial metabolic efficiency. *Nat Commun* 9,  
499 3951.
- 500 CIANCIARUSO, M. V., PIRES, J. S. R., DELITTI, W. B. C. & SILVA, É. F. L. P. D. 2006.  
501 Produção de serapilheira e decomposição do material foliar em um cerradão na Estação  
502 Ecológica de Jataí, município de Luiz Antônio, SP, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 20, 49-59.
- 503 CLARK, D. A., BROWN, S., KICKLIGHTER, D. W., CHAMBERS, J. Q., THOMLINSON,  
504 J. R., NI, J. & HOLLAND, E. A. 2001. Net primary production in tropical forests: an evaluation  
505 and synthesis of existing field data. *Ecological applications*, 11, 371-384.
- 506 COSTA, W. A. J. M. & ATAPATTU, A. M. L. K. 2001. Decomposition and nutrient loss from  
507 prunings of different contour hedgerow species in tea plantations in the sloping highlands of  
508 Sri Lanka. *Agroforestry Systems*, 51, 201-211.
- 509 COÛTEAUX, M.-M., BOTTNER, P. & BERG, B. 1995. Litter decomposition, climate and  
510 litter quality. *Trends in ecology & evolution*, 10, 63-66.
- 511 EDWARDS, W., LIDDELL, M. J., FRANKS, P., NICHOLS, C. & LAURANCE, S. G. W.  
512 2018. Seasonal patterns in rainforest litterfall: Detecting endogenous and environmental  
513 influences from long-term sampling. *Austral Ecology*, 43, 225-235.
- 514 EITEN, G. 1972. The cerrado vegetation of Brazil. *The Botanical Review*, 38, 201-341.

- 515 ERFANI, M., SALMANMAHINY, A., DANEHKAR, A. & ETEMAD, V. 2017. Modeling of  
516 forest soil and litter health using disturbance and landscape heterogeneity indicators in northern  
517 Iran. *Journal of Mountain Science*, 14, 1801-1813.
- 518 EWING, J. M., VEPRASKAS, M. J., BROOME, S. W. & WHITE, J. G. 2012. Changes in  
519 wetland soil morphological and chemical properties after 15, 20, and 30 years of agricultural  
520 production. *Geoderma*, 179, 73-80.
- 521 FIDALGO, E. C. C., BENITES, V. D. M., MACHADO, P. L. O. D. A., MADARI, B. E.,  
522 COELHO, M. R., MOURA, I. B. & LIMA, C. X. 2007. Estoque de carbono nos solos do Brasil.  
523 *Embrapa Solos-Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento (INFOTECA-E)*.
- 524 GODINHO, T. D. O., CALDEIRA, M. V. W., ROCHA, J. H. T., CALIMAN, J. P. & TRAZZI,  
525 P. A. 2014. Quantificação de biomassa e nutrientes na serapilheira acumulada em trecho de  
526 Floresta Estacional Semidecidual Submontana, ES. *Cerne*, 20, 11-20.
- 527 GUIMARÃES, A., RODRIGUES, A. S. D. L. & MALAFAIA, G. 2017. Adapting a rapid  
528 assessment protocol to environmentally assess palm swamp (Veredas) springs in the Cerrado  
529 biome, Brazil. *Environmental monitoring and assessment*, 189, 592.
- 530 GUIMARÃES, A. J. M., ARAÚJO, G. M. D. & CORRÊA, G. F. 2002. Estrutura  
531 fitossociológica em área natural e antropizada de uma vereda em Uberlândia, MG. *Acta*  
532 *Botanica Brasilica*, 16, 317-329.
- 533 HERGOUALC'H, K., GUTIÉRREZ-VÉLEZ, V. H., MENTON, M. & VERCHOT, L. V. 2017.  
534 Characterizing degradation of palm swamp peatlands from space and on the ground: an  
535 exploratory study in the Peruvian Amazon. *Forest Ecology and Management*, 393, 63-73.
- 536 HERGOUALC'H, K., DEZZEO, N., VERCHOT, L. V., MARTIUS, C., VAN LENT, J., DEL  
537 AGUILA-PASQUEL, J. & LÓPEZ GONZALES, M. 2020. Spatial and temporal variability of

- 538 soil N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> fluxes along a degradation gradient in a palm swamp peat forest in the  
539 Peruvian Amazon. *Global change biology*, 26, 7198-7216.
- 540 HUANG, C., BAI, J., SHAO, H., GAO, H., XIAO, R., HUANG, L. & LIU, P. 2012. Changes  
541 in soil properties before and after wetland degradation in the Yellow River Delta, China.  
542 *CLEAN–Soil, Air, Water*, 40, 1125-1130.
- 543 INKOTTE, J., MARTINS, R. C. C., SCARDUA, F. P. & PEREIRA, R. S. 2019. Métodos de  
544 avaliação da ciclagem de nutrientes no bioma Cerrado: uma revisão sistemática. *Ciência  
545 Florestal*, 29, 988-1003.
- 546 JENKINSON, D. S. & POWLSON, D. S. 1976. The effects of biocidal treatments on  
547 metabolism in soil—V: A method for measuring soil biomass. *Soil biology and Biochemistry*,  
548 8, 209-213.
- 549 KEUSKAMP, J. A., DINGEMANS, B. J., LEHTINEN, T., SARNEEL, J. M. & HEFTING, M.  
550 M. 2013. Tea Bag Index: a novel approach to collect uniform decomposition data across  
551 ecosystems. *Methods in Ecology and Evolution*, 4, 1070-1075.
- 552 KLINK, C. A. & MACHADO, R. B. 2005. A conservação do Cerrado brasileiro.  
553 *Megadiversidade*, 1, 147-155.
- 554 LOPES, M. C. A., ARAÚJO, V. F. P. & VASCONCELLOS, A. 2015. The effects of rainfall  
555 and vegetation on litterfall production in the semiarid region of northeastern Brazil. *Brazilian  
556 Journal of Biology*, 75, 703-708.
- 557 LORENZI, H. 2002. Árvores Brasileiras: Manual de Identificação e Cultivo de Plantas  
558 Arbóreas do Brasil. 4<sup>a</sup> ed. *Instituto Plantarum*, Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brazil.
- 559 MARTINS, J. R., FERNANDES, L. A., OLIVEIRA, A. L. G., SAMPAIO, R. A. & FRAZÃO,  
560 L. A. 2018. Soil microbial attributes under agroforestry systems in the cerrado of Minas Gerais.  
561 *Floresta e Ambiente*, 25.

- 562 MINASGERAIS 1994. Decreto nº 36070 - Cria o Parque Estadual Veredas do Peruáçu,  
563 localizado no município de Januária. Assembleia Legislativa de Minas Gerais Diário do  
564 Executivo.
- 565 MORAES, J. A. P. V. & PRADO, C. H. B. A. 1998. Photosynthesis and water relations in  
566 cerrado vegetation. *Oecologia Brasiliensis*, 4, 3.
- 567 ONEN, O. I., ABOH, A. A., MFAM, A. N., AKOR, M. O., NWEKE, C. N. & OSUAGWU, A.  
568 N. 2020. Microbial Diversity: Values and Roles in Ecosystems. *Asian Journal of Biology*, 10-  
569 22.
- 570 PARK, B. B., RAHMAN, A., HAN, S. H., YOUN, W. B., HYUN, H. J., HERNANDEZ, J. &  
571 AN, J. Y. 2020. Carbon and Nutrient Inputs by Litterfall in Evergreen and Deciduous Forests  
572 in Korea. *Forests*, 11, 143.
- 573 PARSONS, S. A., VALDEZ-RAMIREZ, V., CONGDON, R. A. & WILLIAMS, S. E. 2014.  
574 Contrasting patterns of litterfall seasonality and seasonal changes in litter decomposability in a  
575 tropical rainforest region. *Biogeosciences*, 11, 5047-5056.
- 576 QIU, S., MCCOMB, A. J. & BELL, R. W. 2002. Phosphorus-leaching from litterfall in wetland  
577 catchments of the Swan Coastal Plain, southwestern Australia. *Hydrobiologia*, 472, 95-105.
- 578 R Development Core Team, 2009. R: A Language and Environment for Statistical Computing.  
579 *In: COMPUTING*, R. F. F. S. (ed.). Vienna, Austria.
- 580 RAIESI, F. & BEHESHTI, A. 2015. Microbiological indicators of soil quality and degradation  
581 following conversion of native forests to continuous croplands. *Ecological Indicators*, 50, 173-  
582 185.
- 583 RAMOS, M. V. V., CURI, N., MOTTA, P. E. F. D., VITORINO, A. C. T., FERREIRA, M. M.  
584 & SILVA, M. L. N. 2006. Veredas do Triângulo Mineiro: Solos, água e uso. *Ciência e*  
585 *Agrotecnologia*, 30, 283-293.

- 586 RAMOS, M. V. V., HARIDASAN, M. & DE ARAÚJO, G. M. 2014. Caracterização dos solos  
587 e da estrutura fitossociológica da vegetação de Veredas da Chapada no Triângulo Mineiro.  
588 *Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science*, 3, 180-210.
- 589 RAZA, S., ALI, Z., ZAINAB, I., SIDRA, S., NIMRA, A., ZONA, Z. & AZIZ, K. 2015. Soil  
590 and water analysis for micro-nutrients in wetland's associated grassland ecosystems. *J. Anim.*  
591 *Pl. Sci*, 25, 1168-1175.
- 592 RIBEIRO, J. F. & WALTER, B. M. T. 1998. Fitofisionomias do bioma Cerrado. *Embrapa*  
593 *Cerrados-Capítulo em livro científico (ALICE)*.
- 594 SALES, G. B., LESSA, T. A. M., FREITAS, D. A., VELOSO, M. D. D. M., SILVA, M. L. D.  
595 S., FERNANDES, L. A. & FRAZÃO, L. A. 2020. Litterfall dynamics and soil carbon and  
596 nitrogen stocks in the Brazilian palm swamp ecosystems. *Forest Ecosystems*, 7, 1-12.
- 597 SANTOS, H. G., JCOMINE, P. K. T., ANJOS, L. H. C., OLIVEIRA, V. A., LUMBRERAS, J.  
598 F., COELHO, M. R., ALMEIDA, J. A., ARAUJO FILHO, J. C., OLIVEIRA, J. B. & CUNHA,  
599 T. J. F. 2018. *Sistema brasileiro de classificação de solos*, Brasília, DF: Embrapa, 2018.
- 600 SCHUMACHER, M. V., BRUN, E. J., HERNANDES, J. I. & KÖNIG, F. G. 2004. Produção  
601 de serapilheira em uma floresta de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze no município de  
602 Pinhal Grande-RS. *Revista Árvore*, 28, 29-37.
- 603 SILVA, E. E., AZEVEDO, P. H. S. & DE-POLLI, H. 2007a. Determinação da respiração basal  
604 (RBS) e quociente metabólico do solo (qCO<sub>2</sub>). *Embrapa Agrobiologia-Comunicado Técnico*  
605 *(INFOTECA-E)*.
- 606 SILVA, E. E., AZEVEDO, P. H. S. & DE-POLLI, H. 2007b. Determinação do carbono da  
607 biomassa microbiana do solo (BMS-C). *Embrapa Agrobiologia-Comunicado Técnico*  
608 *(INFOTECA-E)*.

- 609 SILVA, W. B., PÉRICO, E., DALZUCHIO, M. S., SANTOS, M. & CAJAIBA, R. L. 2018.  
610 Are litterfall and litter decomposition processes indicators of forest regeneration in the  
611 neotropics? Insights from a case study in the Brazilian Amazon. *Forest ecology and*  
612 *management*, 429, 189-197.
- 613 SINGH, J. S., GRUPTA, V. K. 2018. Soil microbial biomass: A key soil driver in management  
614 of ecosystem functioning. *Science of the Total Environment*, 634, 497–500.
- 615 SLOBODA, B., MARQUES, R., BIANCHIN, J., BLUM, H., DONHA, C., SILVEIRA, F. &  
616 CAPRETZ, R. 2017. Litterfall and nutrient dynamics in a mature Atlantic Rainforest in Brazil.  
617 *Floresta e ambiente*, 24.
- 618 SNAKIN, V. V., KRECHETOV, P. P., KUZOVNIKOVA, T. A., ALYABINA, I. O., GUROV,  
619 A. F. & STEPICHEV, A. V. 1996. The system of assessment of soil degradation. *Soil*  
620 *technology*, 8, 331-343.
- 621 SOARES, P. F. C., ZUCHELLO, F., DOS ANJOS, L. H. C., PEREIRA, M. G. & DE  
622 OLIVEIRA, A. P. P. 2015. Soil attributes and c and n variation in histosols under different  
623 agricultural usages in the state of Rio de Janeiro, Brazil. *Bioscience Journal*, 31.
- 624 SOUZA, S. R., VELOSO, M. D., ESPÍRITO-SANTO, M. M., SILVA, J. O., SÁNCHEZ-  
625 AZOFEIFA, A., E BRITO, B. G. S. & FERNANDES, G. W. 2019. Litterfall dynamics along a  
626 successional gradient in a Brazilian tropical dry forest. *Forest Ecosystems*, 6, 35.
- 627 SPARLING, G. P. & WEST, A. W. 1988. A direct extraction method to estimate soil microbial  
628 C: calibration in situ using microbial respiration and <sup>14</sup>C labelled cells. *Soil Biology and*  
629 *Biochemistry*, 20, 337-343.
- 630 SWITZER, J. M., HOPE, G. D., GRAYSTON, S. J. & PRESCOTT, C. E. 2012. Changes in  
631 soil chemical and biological properties after thinning and prescribed fire for ecosystem



- 632 restoration in a Rocky Mountain Douglas-fir forest. *Forest ecology and management*, 275, 1-  
633 13.
- 634 SZEFER, P., CARMONA, C. P., CHMEL, K., KONEČNÁ, M., LIBRA, M., MOLEM, K.,  
635 NOVOTNÝ, V., SEGAR, S. T., ŠVAMBERKOVÁ, E. & TOPLICEANU, T. S. 2017.  
636 Determinants of litter decomposition rates in a tropical forest: functional traits, phylogeny and  
637 ecological succession. *Oikos*, 126, 1101-1111.
- 638 TEIXEIRA, P. C., DONAGEMMA, G. K., FONTANA, A. & TEIXEIRA, W. G. 2017. Manual  
639 de métodos de análise de solo. *Rio de Janeiro, Embrapa*. 573p.
- 640 THOMAS, R. J. & ASAKAWA, N. M. 1993. Decomposition of leaf litter from tropical forage  
641 grasses and legumes. *Soil Biology and Biochemistry*, 25, 1351-1361.
- 642 VALENTI, M. W., CIANCIARUSO, M. V. & BATALHA, M. A. 2008. Seasonality of litterfall  
643 and leaf decomposition in a cerrado site. *Brazilian journal of Biology*, 68, 459-465.
- 644 VALLADARES, G. S., GOMES, E. G., SOARES DE MELLO, J. C. C., PEREIRA, M. G.,  
645 ANJOS, L. H. C. D., EBELING, A. G. & BENITES, V. D. M. 2008. Análise dos componentes  
646 principais e métodos multicritério ordinais no estudo de organossolos e solos afins. *Revista*  
647 *Brasileira de Ciência do Solo*, 32, 285-296.
- 648 VANCE, E. D., BROOKES, P. C. & JENKINSON, D. S. 1987. An extraction method for  
649 measuring soil microbial biomass C. *Soil biology and Biochemistry*, 19, 703-707.
- 650 VELOSO, M. D. D. M., FERNANDES, L. A., DE ÁVILA, M. A. & FERREIRA, Y. R. 2018.  
651 Soil Attributes in Anthropized Hygrophilous Forest in Northern Minas Gerais State, Brazil.  
652 *Journal of Agricultural Science and Technology B*, 311-319
- 653 VITOUSEK, P. M. & SANFORD JR, R. L. 1986. Nutrient cycling in moist tropical forest.  
654 *Annual review of Ecology and Systematics*, 17, 137-167.



- 655 WANTZEN, K. M., COUTO, E. G., MUND, E. E., AMORIM, R. S. S., SIQUEIRA, A.,  
656 TIELBÖRGER, K. & SEIFAN, M. 2012. Soil carbon stocks in stream-valley-ecosystems in the  
657 Brazilian Cerrado agroscape. *Agriculture, ecosystems & environment*, 151, 70-79.
- 658 WHITE, B. L. A., NASCIMENTO, D. L., DANTAS, T. V. P. & RIBEIRO, A. S. 2013.  
659 Dynamics of the production and decomposition of litterfall in a brazilian northeastern tropical  
660 forest (Serra de Itabaiana National Park, Sergipe State). *Acta Scientiarum. Biological Sciences*,  
661 35, 195-201.
- 662 XIANG, Y., AN, S., CHENG, M., LIU, L. & XIE, Y. 2018. Changes of Soil Microbiological  
663 Properties during Grass Litter Decomposition in Loess Hilly Region, China. *International*  
664 *journal of environmental research and public health*, 15, 1797.
- 665 YEOMANS, J. C. & BREMNER, J. M. 1988. A rapid and precise method for routine  
666 determination of organic carbon in soil. *Communications in soil science and plant analysis*, 19,  
667 1467-1476.
- 668 ZELARAYÁN, M. L., CELENTANO, D., OLIVEIRA, E. C., TRIANA, S. P., SODRÉ, D. N.,  
669 MUCHAVISOY, K. H. M. & ROUSSEAU, G. X. 2015. Impacto da degradação sobre o estoque  
670 total de carbono de florestas ripárias na Amazônia Oriental, Brasil. *Acta Amazonica*, 45, 271-  
671 282.
- 672 ZHANG, H., YUAN, W., DONG, W. & LIU, S. 2014. Seasonal patterns of litterfall in forest  
673 ecosystem worldwide. *Ecological Complexity*, 20, 240-247.
- 674 ZORNOZA, R., GUERRERO, C., MATAIX-SOLERA, J., SCOW, K. M., ARCENEGUI, V.  
675 & MATAIX-BENEYTO, J. 2009. Changes in soil microbial community structure following  
676 the abandonment of agricultural terraces in mountainous areas of Eastern Spain. *Applied Soil*  
677 *Ecology*, 42, 315-323.

678 **TABELAS**

679 **Tabela 1.** Média e desvio padrão da textura (argila, areia e silte) e densidade (profundidades 0-  
680 10 cm e 10-20 cm) do solo nas veredas Peruaçu e Almescla. DP: desvio padrão

Atributos físicos do solo	Peruaçu		Almescla	
	Média	DP	Média	DP
Argila (%)	22,83*	5,55	14,85	8,08
Areia (%)	52,75	17,75	60,75	31,55
Silte (%)	24,41	14,86	24,40	22,34
Densidade (g.cm <sup>-3</sup> ) 0-10cm	1,08	0,18	1,12	0,17
Densidade (g.cm <sup>-3</sup> ) 10-20cm	1,31	0,17	1,40	0,25

681 \* Média superior estatisticamente a um nível <0,05.

682

683 **Tabela 2.** Média e desvio padrão dos atributos químicos do solo em vereda degradada e  
684 conservada. DP: desvio padrão.

Fertilidade do solo	Peruaçu		Almescla	
	Média	DP	Média	DP
pH em água	4,43	0,45	4,51	0,41
P Mehlich	16,49*	10,19	10,26	6,13
Ca	3,31*	4,82	1,15	1,37
Mg	0,24	0,19	0,20	0,12
K	97,03	52,31	93,19	45,13
Al	2,10	1,40	2,05	1,48
H+Al	16,46	5,79	14,91	9,21
CTC	20,26	7,01	16,50	9,23
V%	17,67	18,20	13,03	14,63
m%	50,13	34,52	56,93	29,34

685 \* Média superior estatisticamente a um nível  $<0,05$ .

686

687 **Tabela 3.** Média e desvio padrão dos atributos microbiológicos de duas veredas com diferentes  
688 estágios de conservação nas camadas de 0-10 cm e 10-20 cm do solo. RBS – respiração basal  
689 do solo; C-mic – carbono microbiano; qCO<sub>2</sub> – quociente metabólico; COT – carbono orgânico  
690 total; qMIC – quociente microbiano; ECS – estoque de carbono no solo.

691

Atributo	Profundidade	Peruaçu		Almescla	
		Média	DP	Média	DP
RBS (mgC-CO <sub>2</sub> .kg solo <sup>-1</sup> .hora <sup>-1</sup> )	0-10 cm	0,0932	0,0370	0,0982	0,0494
	10-20 cm	0,0757	0,0307	0,0800	0,0298
C-mic (mg.kg <sup>-1</sup> )	0-10 cm	92,9454	75,7885	175,4324	118,2435
	10-20 cm	65,3869	40,6263	114,5891	74,2677
qCO <sub>2</sub>	0-10 cm	1,9865	1,8747	0,8727	0,6642
	10-20 cm	1,5021	0,9818	0,8929	0,5179
COT	0-10 cm	3,9878	2,2871	5,6342	3,0399
	10-20 cm	3,1226	1,6267	3,9086	2,8309
qMIC	0-10 cm	0,4036	0,3923	0,3796	0,2959
	10-20 cm	0,2072	0,1331	0,3907	0,2369
ECS	0-10 cm	39,0697	17,9264	57,0033	27,9917
	10-20 cm	38,2222	15,6775	44,8519	27,9580

692

693 **Tabela 4.** Média e desvio padrão da produção de serapilheira de dezembro/2018 a  
694 novembro/2019 nas frações folha, material reprodutivo, caule, detritos e total, em Mg ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>  
695 <sup>1</sup>. DP: desvio padrão.

Área	Folha		Material Reprodutivo		Caule		Detrito		Total	
	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP
Peruaçu	3,82	1,43	0,75*	0,76	0,68*	0,45	0,19	0,11	5,44*	2,01
Almescla	3,23	1,43	0,31	0,32	0,37	0,21	0,27*	0,15	3,82	1,43

696 \* Média superior estatisticamente a um nível <0,05.

697

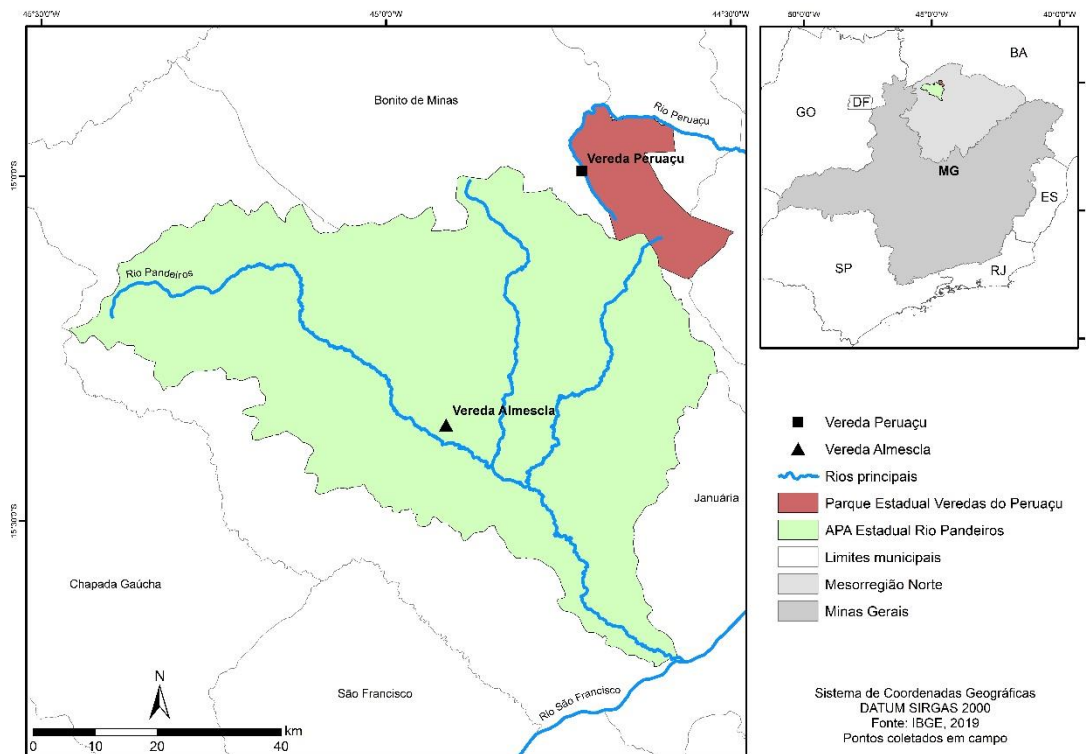
698 **Tabela 5.** Média e desvio padrão dos macronutrientes, em Kg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>, devolvidos através  
699 da fração folha da serapilheira em um ano nas veredas Peruaçu e Almescla. DP: desvio padrão.

Macronutriente	Peruaçu		Almescla	
	Média	DP	Média	DP
Ca	69,11	38,44	52,22	29,63
N	39,96*	16,79	30,73	12,95
K	10,83	6,76	10,59	7,26
Mg	3,82	1,97	4,74	3,01
S	2,83*	1,20	2,23	0,98
P	1,44*	0,50	1,06	0,46

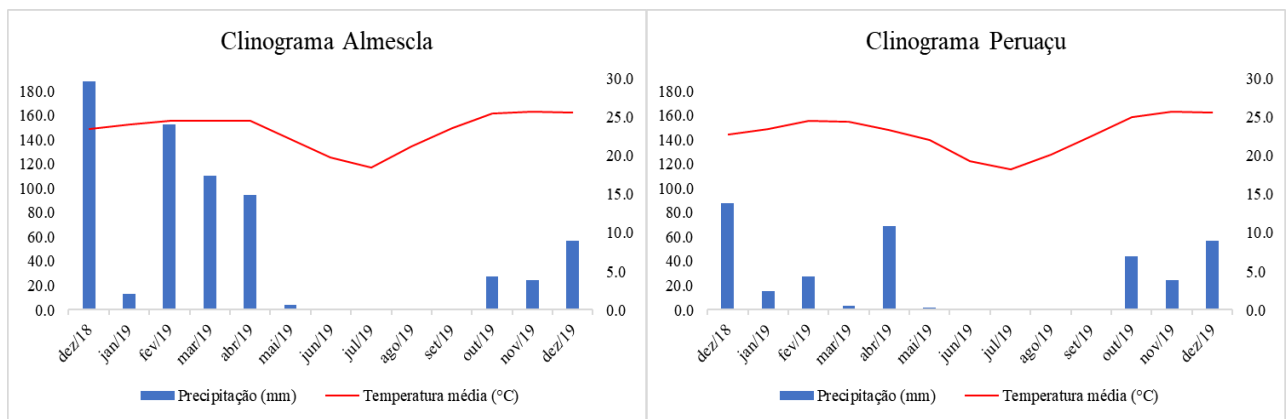
700 \* Média superior estatisticamente a um nível <0,05.

701

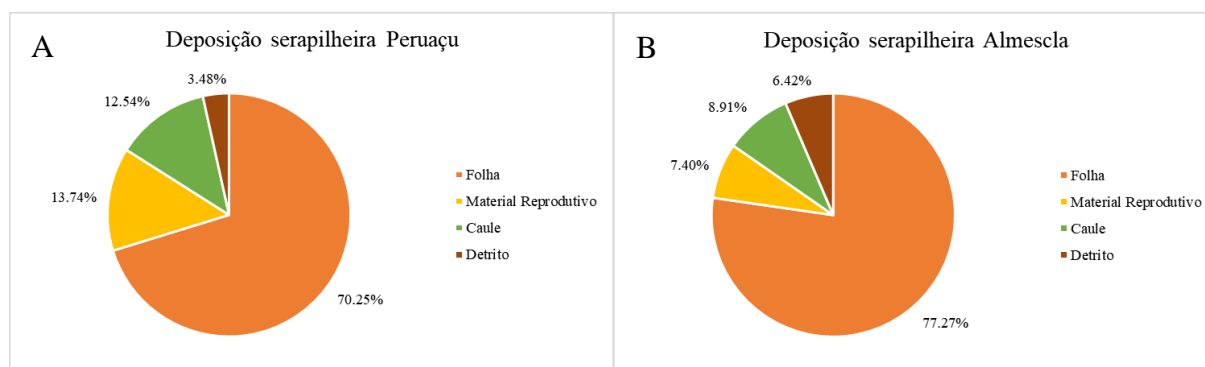
702 FIGURAS



703 **Figura 1-** Localização geográfica da área de estudo

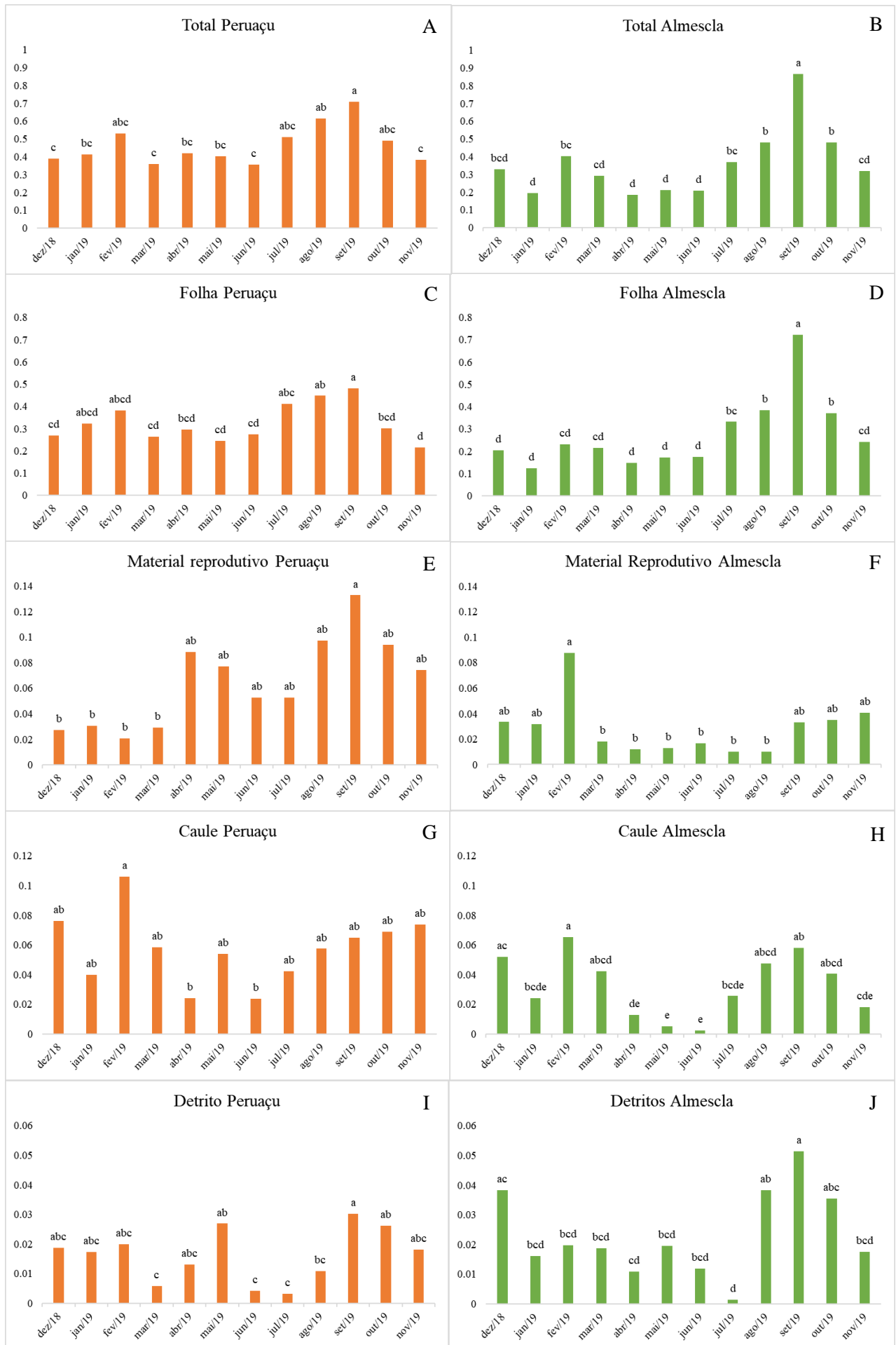


**Figura 2 –** Climatograma da área de estudo no ano de 2019.



**Figura 3.** Deposição de serapilheira em suas frações Folha, Material Reprodutivo, Caule e Detrito de dezembro de 2018 a novembro de 2019, em duas veredas com diferentes estados de conservação. (A) deposição das frações de serapilheira em porcentagem na vereda Peruaçu. (B) deposição das frações de serapilheira em porcentagem na vereda Almescla.





**Figura 4.** Deposição mensal de serapilheira de dezembro de 2018 a novembro de 2019 em duas veredas com diferentes estados de conservação. Valores em  $\text{Mg ha}^{-1}\text{mês}^{-1}$  (A) deposição total de serapilheira na Almescla; (B) deposição da fração folha em na Almescla; (C) deposição da fração material reprodutivo na Almescla; (D) deposição da fração caule na Almescla; (E) deposição da fração detrito na Almescla; (F) deposição total na Peruaçu; (G) deposição da fração folha na Peruaçu; (H) deposição da fração material reprodutivo na Peruaçu; (I) deposição da fração caule na Peruaçu; (J) deposição da fração detrito na Peruaçu. Letras diferentes acompanhando as médias indicam diferença estatística a um nível  $<0,05$  de acordo com teste T.

707

708

---

709 **ANEXO 1**

710 **Normas para submissão da revista Austral Ecology**

711 Disponível em:

712 <https://onlinelibrary.wiley.com/page/journal/14429993/homepage/forauthors.html>