



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

JOSÉ VITOR CIRCHIA DE SOUZA

**RESPIRAÇÃO E BIOMASSA MICROBIANA DO SOLO EM
SÍTIOS DE RESTAURAÇÃO E FRAGMENTOS DE
FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL**

Londrina
2020

JOSÉ VITOR CIRCHIA DE SOUZA

**RESPIRAÇÃO E BIOMASSA MICROBIANA DO SOLO EM
SÍTIOS DE RESTAURAÇÃO E FRAGMENTOS DE
FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina - UEL, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas (Biodiversidade e Conservação de Habitats Fragmentados).

Orientador: Prof. José Marcelo Domingues Torezan.

Londrina
2020

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UEL

D278r de Souza, José Vitor Circhia.
Respiração e biomassa microbiana do solo em sítios de restauração e fragmentos de floresta estacional semidecidual / José Vitor Circhia de Souza. - Londrina, 2020.
66 f. : il.

Orientador: José Marcelo Domingues Torezan.
Coorientador: Artur Berbel Lirio Rondina.
Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2020.
Inclui bibliografia.

1. Ecologia do solo - Tese. 2. Atividade microbiana - Tese. 3. Deposição de serapilheira - Tese. 4. Deposição de nitrogênio - Tese. I. Domingues Torezan, José Marcelo . II. Berbel Lirio Rondina, Artur. III. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. IV. Título.

CDU 574

JOSÉ VITOR CIRCHIA DE SOUZA

**RESPIRAÇÃO E BIOMASSA MICROBIANA DO SOLO EM SÍTIOS DE
RESTAURAÇÃO E FRAGMENTOS DE FLORESTA ESTACIONAL
SEMIDECIDUAL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina - UEL, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas (Biodiversidade e Conservação de Habitats Fragmentados).

BANCA EXAMINADORA

Orientador: Prof. Dr. José Marcelo Domingues
Torezan
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Prof^a. Dr^a. Halley Caixeta de Oliveira
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Prof. Dr. Luiz Fernando Duarte de Moraes
Embrapa Agrobiologia - EMBRAPA

Londrina, 05 de março de 2020.

AGRADECIMENTOS

Ao Dr. José Marcelo Torezan, grande professor e orientador.

Ao Dr. Artur Rondina, pelo apoio nas diversas fases do trabalho e pela coorientação.

Ao Dr. Marco Antônio Nogueira e à equipe do Laboratório de Biotecnologia do Solo da EMBRAPA Soja - Londrina, por me abrirem as portas para a realização das análises.

Ao Dr. Halley Caixeta de Oliveira por participar das bancas de qualificação e defesa.

Aos colegas do LABRE, me orgulho de ter feito parte dessa equipe.

À Mariana Hertel, pelo companheirismo.

À minha família por todo o apoio.

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

SOUZA, José Vitor Circhia de. **Respiração e biomassa microbiana do solo em sítios de restauração e fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual**. 2020. 64 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2020.

RESUMO

Devido ao aumento da concentração de CO₂ na atmosfera desde a revolução industrial, este tornou-se o principal gás do efeito estufa, portanto é essencial o entendimento dos fluxos de carbono nos ambientes. A biomassa microbiana (BMS) e respiração do solo (RS) são indicadores do estoque e ciclagem de carbono nos ecossistemas. Dessa forma, este trabalho teve como objetivos estimar e comparar a BMS e RS em sítios de restauração ecológica ativa (RF) e fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual (FF), assim como investigar os efeitos de variações na deposição de serapilheira e de nitrogênio sobre esses bioindicadores. Para isso, foram realizados tratamentos de remoção e aumento da camada de serapilheira; e de aumento na deposição de nitrogênio no solo, com a aplicação de nitrato de amônio (40 g m⁻²), em três sítios de RF e FF. Assim, os tratamentos foram: controle, sem serapilheira, dobro de serapilheira e deposição de nitrogênio. O experimento foi conduzido no norte do Paraná, de dezembro de 2018 a abril de 2019. A RS foi mensurada mensalmente com leitor de gases por infravermelho, e amostras de solo de 0 a 10 cm de profundidade foram coletadas um mês após as últimas manipulações para as estimativas de carbono orgânico lábil (C_L), carbono da biomassa microbiana (CBM) e nitrogênio da biomassa microbiana (NBM) pelo método da fumigação-extração. RS, CBM, NBM e C_L apresentaram valores inferiores em RF, e equivaleram, respectivamente a 80, 70, 62 e 64% do encontrado em FF. O aumento em duas vezes no conteúdo de serapilheira causou aumento da RS em relação ao grupo controle tanto em FF quanto RF, porém não houve mudanças na BMS e C_L. O tratamento sem serapilheira causou redução da RS em FF e da BMS em ambos os ambientes. A deposição de nitrogênio não apresentou efeitos sobre nenhum dos bioindicadores. Estes resultados sugerem que há menor ciclagem e estocagem ativa de nutrientes no solo em RF que em FF, possivelmente pelo menor aporte de substratos à atividade microbiana nesses ambientes. Por fim, a limitação na entrada de serapilheira foi o tratamento de maior impacto sobre os bioindicadores analisados, apresentando negativa a curto prazo.

Palavras-chave: Atividade microbiana. Deposição de serapilheira. Deposição de nitrogênio. Ecologia do solo. Decomposição.

SOUZA, José Vitor Circhia de. **Soil respiration and microbial biomass in restoration sites and fragments of Semideciduous Seasonal Forest**. 2020. 64pp. Dissertation (Master's degree in Biological Sciences) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2020.

ABSTRACT

Due to the increase in the concentration of CO₂ in the atmosphere since the industrial revolution, this has become the main greenhouse effect gas, thus, understanding the carbon cycle in environments is essential. Soil microbial biomass (SMB) and soil respiration (SR) are indicators of carbon stock and cycling in ecosystems. Therefore, this study aimed to estimate and compare the SMB and the SR in active ecological restoration sites (RF) and fragments of Semideciduous Seasonal Forest (FF), as well as investigate the effects of variations in litter and nitrogen deposition on these bioindicators. Hence, manipulation treatments were performed at the litter input, removing and doubling its content, and increase in nitrogen deposition with the deposition of ammonium nitrate (40 g m⁻²) at three RF and FF sites. The treatments were: control, without litter, double of litter and nitrogen deposition. The experiment was conducted in northern Paraná, from December 2018 to April 2019. The SR was measured monthly with an infrared gas analyzer, and soil samples from 0 to 10 cm deep were collected one month after the last manipulations for estimates of labile organic carbon (C_L), microbial biomass carbon (MBC) and microbial biomass nitrogen (MBN) by the fumigation-extraction method. The SR, MBC, MBN, and the C_L were lower in the RF, and corresponded, respectively, to 80, 70, 62 and 64% of those found in the FF. The two-fold increase in litter content resulted in an increase in the SR compared to the control group in both (sites), but there were no changes in microbial biomass and C_L. The treatment without litter caused a reduction in SR in FF and microbial biomass in both environments/sites. The nitrogen deposition had no effect on any of the bioindicators. Our results suggest that there are lower cycling and active storage of nutrients in the soil in the RF than in the FF, possibly due to the lower substrate contribution to the microbial activity in these environments. The litter limitation input was the treatment with the greatest impact on the analyzed bioindicators, presenting a short term negative response.

Key-words: Soil microbial activity. Litter deposition. Nitrogen deposition. Soil ecology. Decomposition.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** - Áreas de estudo Fazenda Alvorada, Fazenda Congonhas e Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG), localizadas na região Norte do estado do Paraná, Sul do Brasil. Adaptado de Sofia et al. (2004). 24
- Figura 2** – Pontos em que foram instaladas as repetições do experimento, nos reflorestamentos (RF) e fragmentos florestais (FF), nas áreas da Fazenda Alvorada (A), Fazenda Congonhas (B) e Parque Estadual Mata dos Godoy (C). Fonte: Google Earth (2019). 25
- Figura 3** - Precipitação mensal de janeiro de 2018 a abril de 2019 nas áreas da Fazenda Alvorada (dados faltantes em setembro e outubro de 2018), Fazenda Congonhas e Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG) no norte do Paraná. Fonte: Instituto das Águas do Paraná (2019). * Período de manipulação e/ou amostragem. 26
- Figura 4** - Croqui de repetição do experimento com as parcelas dos tratamentos: Controle, sem serapilheira, dobro de serapilheira e deposição de nitrogênio (40 g m^{-2}). 29
- Figura 5** - Esquema de circulação de ar no sistema IRGA, bomba e câmara. Adaptado de Paula (2018). 30
- Figura 6** - Aumento da concentração de CO_2 dentro da câmara do IRGA durante um período de medida. Intervalo dentro das duas barras verticais (em torno de 180 s) representa a medida usada para o cálculo do fluxo. Adaptado de Yuste et al. (2007). 30
- Figura 7** - Respiração do solo (RS) nos meses de janeiro, fevereiro, março e abril de 2019, nas áreas da Faz. Alvorada, Faz. Congonhas e Parque Estadual Mata dos Godoy, em fragmentos florestais e reflorestamentos. Colunas indicam a média de 96 medidas, barras o erro padrão. Colunas seguidas pela mesma letra não são significativamente diferentes ($p < 0,05$). 36
- Figura 8** – Temperatura e umidade do solo a 5 cm de profundidade, nos fragmentos florestais (colunas cinza) e reflorestamentos

- (colunas brancas), n= 48. Colunas cinza claro indicam temperatura e umidade volumétrica nos fragmentos e reflorestamentos nos meses de janeiro, fevereiro, março e abril de 2019, n= 24. As barras indicam o erro padrão. Colunas seguidas pela mesma letra não são significativamente diferentes ($p < 0,05$)..... 37
- Figura 9 –** Relação da respiração do solo (RS) no grupo controle em função da temperatura do solo a 5 cm de profundidade, nos meses de janeiro (pontos azuis), fevereiro (alaranjados) março (cinzas) e abril (amarelos). Nos fragmentos florestais e reflorestamentos, nas áreas da Faz. Congonhas, Faz. Alvorada e no Parque Estadual Mata dos Godoy..... 38
- Figura 10 -** Relação da respiração do solo (RS) no grupo controle em função da umidade volumétrica do solo a 5 cm de profundidade, nos meses de janeiro (pontos azuis), fevereiro (alaranjados) março (cinzas) e abril (amarelos). Nos fragmentos florestais (A) e reflorestamentos (B), nas áreas da Faz. Congonhas, Faz. Alvorada e no Parque Estadual Mata dos Godoy. 38
- Figura 11 -** Respiração do solo (RS) nos tratamentos controle, sem serapilheira, dobro de serapilheira e deposição de nitrogênio nos fragmentos florestais (colunas cinzas) e nos reflorestamentos (colunas brancas) localizados no norte do Paraná, sul do Brasil. Barras indicam erro padrão. Médias seguidas pela mesma letra maiúscula (fragmentos florestais) ou letra minúscula (reflorestamentos) não são significativamente diferentes em $p < 0,05$. Asteriscos indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre fragmentos florestais e reflorestamentos. 40
- Figura 12 -** Carbono orgânico lábil do solo (C_L), no grupo controle, nas áreas (n= 8) da Fazenda Alvorada, Fazenda Congonhas e Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG) em ambientes (n= 12) de fragmento florestal (FF) e reflorestamento (RF). Colunas indicam a média, barras o erro padrão. Colunas seguidas pela mesma letra não são significativamente diferentes ($p < 0,05$). 43
- Figura 13-** Carbono da biomassa microbiana (CBM) nos ambientes (n= 48)

de fragmento florestal (FF) e reflorestamento (RF) e nos tratamentos (n= 24) controle, sem serapilheira, dobro de serapilheira e deposição de nitrogênio. Colunas indicam a média, barras o erro padrão. Colunas seguidas pela mesma letra não são significativamente diferentes ($p < 0,05$)..... 44

Figura 14 - Nitrogênio da biomassa microbiana (NBM) nos ambientes (n= 48) de fragmento florestal (FF) e reflorestamento (RF) e nos tratamentos (n= 24) controle, sem serapilheira, dobro de serapilheira e deposição de nitrogênio. Colunas indicam a média, barras o erro padrão. Colunas seguidas pela mesma letra não são significativamente diferentes ($p < 0,05$)..... 44

Figura A1 - Respiração do solo (RS) nos tratamentos controle, sem serapilheira, dobro de serapilheira e deposição de nitrogênio, anterior ao início das manipulações, em dezembro de 2018, nos ambientes de fragmento florestal e reflorestamento. Colunas indicam a média de 12 medidas, barras o erro padrão, médias seguidas pela mesma letra não são significativamente diferentes em $p < 0,05$ 66

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Extensão territorial dos Fragmentos (FF) e Reflorestamentos (RF) (hectares) nas áreas do Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG), Fazenda Alvorada e Fazenda Congonhas no Norte do Paraná. Fonte: Arcanjo (2017).....	26
Tabela 2 -	Fósforo (P), nitrogênio (N) e pH do solo na profundidade de 0 – 10 cm nos reflorestamentos (RF) e fragmentos florestais (FF) nas áreas da Fazenda Alvorada e Fazenda Congonhas e Parque Estadual mata dos Godoy (PEMG), no Norte do Paraná. Valores médios ± desvio padrão. Fontes: Santos (2019); Suganuma & Torezan (2013).....	27
Tabela 3 -	Produção anual de serapilheira, biomassa arbórea acima do solo e área basal nos reflorestamentos (RF) e fragmentos florestais (FF) nas áreas da Fazenda Alvorada, Fazenda Congonhas e do Parque Estadual mata dos Godoy (PEMG), no Norte do Paraná. Fonte: Santos (2019); Arcanjo (2017).	28
Tabela 4 -	Resultado da ANOVA fatorial de medidas repetidas na avaliação dos efeitos dos ambientes (fragmento florestal e reflorestamento), tratamentos (dobro de serapilheira, sem serapilheira, deposição de nitrogênio e controle), e tempo (jan., fev., mar. e abr. de 2019) sobre a respiração do solo nas áreas da Faz. Alvorada, Faz. Congonhas e no Parque Estadual Mata dos Godoy, no Norte do Paraná.....	34
Tabela 5 -	Respiração do solo ($\text{mg C-CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) nas áreas da Faz. Alvorada, Faz. Congonhas e Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG) em ambientes de fragmento florestal (FF) e reflorestamento (RF), nos grupos controle, sem serapilheira, dobro de serapilheira e deposição de nitrogênio, no período de janeiro a abril de 2019. Os valores indicam a média de 4 repetições seguido do erro padrão.....	35
Tabela 6 -	Carbono da biomassa microbiana (CBM), nitrogênio da biomassa microbiana (NBM), relação carbono/nitrogênio da biomassa microbiana (C:N BM) e carbono orgânico lábil do solo (C_L) em $\text{mg kg solo seco}^{-1}$, de 0 a 10 cm de profundidade nas áreas da Fazenda Alvorada, Fazenda Congonhas e Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG) em ambientes de fragmento florestal (FF) e reflorestamento (RF), nos tratamentos controle, sem serapilheira, dobro de serapilheira e deposição de nitrogênio. Os valores indicam a média de 4 repetições seguido do erro padrão.....	41
Tabela 7 -	Resultado da ANOVA fatorial na avaliação dos efeitos dos ambientes (fragmento florestal e reflorestamento) e tratamentos (dobro de serapilheira, sem serapilheira, deposição de nitrogênio e controle) sobre o carbono da biomassa microbiana (CBM).	42
Tabela 8 -	Resultado da ANOVA fatorial na avaliação dos efeitos dos ambientes (fragmento florestal e reflorestamento) e tratamentos (dobro de serapilheira, sem serapilheira, deposição de nitrogênio e controle) sobre o nitrogênio da biomassa microbiana (NBM).....	42

Tabela 9 - Resultado da ANOVA fatorial na avaliação dos efeitos dos ambientes (fragmento florestal e reflorestamento) e tratamentos (dobro de serapilheira, sem serapilheira, deposição de nitrogênio e controle) sobre a relação CBM:NBM.....	42
Tabela 10 - Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis respiração do solo (RS), carbono e nitrogênio da biomassa microbiana (CBM e NBM), carbono orgânico lábil (CL) e relação carbono: nitrogênio da biomassa microbiana (C:N BM) amostradas nos fragmentos florestais e reflorestamentos no norte do Paraná. As correlações foram calculadas com todas as observações (n= 96), *Correlação significativa, ns correlação não significativa em $p < 0,05$, ^a Valores referentes ao mês de abril de 2019.	45
Tabela A1 - Médias de temperatura e umidade do solo registradas a 5 cm de profundidade nos ambientes de Reflorestamento (RF) e Fragmento Florestal (FF), mínimas e máximas entre parênteses, nos meses de janeiro a abril de 2019.....	65
Tabela A2 - Resultado da ANOVA fatorial de medidas repetidas na avaliação dos efeitos das áreas (Faz. Alvorada, Faz Congonhas e Parque Estadual Mata dos Godoy), ambientes (fragmento florestal e reflorestamento) e tempo (jan., fev., mar. e abr. de 2019) sobre a respiração do solo no grupo controle.	65
Tabela A3 - Resultado da ANOVA fatorial na avaliação dos efeitos das áreas (Faz. Alvorada, Faz Congonhas e Parque Estadual Mata dos Godoy) e ambientes (fragmento florestal e reflorestamento) e sobre o carbono da biomassa microbiana (CBM) no grupo controle.	66
Tabela A4 - Resultado da ANOVA fatorial na avaliação dos efeitos das áreas (Faz. Alvorada, Faz Congonhas e Parque Estadual Mata dos Godoy) e ambientes (fragmento florestal e reflorestamento) sobre o nitrogênio da biomassa microbiana (NBM) no grupo controle.	66
Tabela A5 - Resultado da ANOVA fatorial na avaliação dos efeitos das áreas (Faz. Alvorada, Faz Congonhas e Parque Estadual Mata dos Godoy) e ambientes (fragmento florestal e reflorestamento) sobre a relação C:N da biomassa microbiana (CBM:NBM) no grupo controle.	67
Tabela A6 - Resultado da ANOVA fatorial na avaliação dos efeitos das áreas (Faz. Alvorada, Faz Congonhas e Parque Estadual Mata dos Godoy) e ambientes (fragmento florestal e reflorestamento) sobre o carbono orgânico lábil (CL) no grupo controle.	67
Tabela A7 - Resultado da ANOVA fatorial na avaliação dos efeitos dos ambientes (fragmento florestal e reflorestamento) e tratamentos (dobro de serapilheira, sem serapilheira, deposição de nitrogênio e controle) sobre o carbono orgânico lábil (CL).	67

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

RS	Respiração do solo
BMS	Biomassa microbiana do solo
C	Carbono
N	Nitrogênio
CBM	Carbono da biomassa microbiana
NBM	Nitrogênio da biomassa microbiana
C _L	Carbono orgânico lábil
PEMG	Parque Estadual Mata dos Godoy
FF	Fragmento Florestal
RF	Reflorestamento
MOS	Matéria orgânica do solo
FESD	Floresta Estacional Semidecidual

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
2.1	BIOMASSA MICROBIANA DO SOLO (BMS)	19
2.2	RESPIRAÇÃO DO SOLO (RS).....	21
3	MATERIAL E MÉTODOS	24
3.1	ÁREA DE ESTUDO	24
3.2	COLETA DE DADOS	28
3.2.1	Respiração do Solo (RS).....	29
3.2.2	Biomassa Microbiana do Solo (BMS) e Carbono Orgânico Lável (CL)	31
3.3	ANÁLISE DOS DADOS	32
3.3.1	Delineamento Experimental	32
3.3.2	Análise Estatística	32
4	RESULTADOS	34
4.1	RESPIRAÇÃO DO SOLO (RS).....	34
4.1.1	Variação Temporal, Temperatura e Umidade do Solo	36
4.1.2	Variação entre Ambientes	38
4.1.3	Efeito dos Tratamentos	39
4.2	BIOMASSA MICROBIANA DO SOLO (BMS) E CARBONO ORGÂNICO LÁBIL (CL)	40
4.2.1	Variação entre Ambientes	43
4.2.2	Efeito dos Tratamentos	43
4.2.3	Correlações entre Variáveis	45
5	DISCUSSÃO	46
5.1	RESPIRAÇÃO DO SOLO (RS).....	46
5.1.1	Variação Temporal, Temperatura e Umidade do Solo	46
5.1.2	Variação entre Ambientes	47
5.1.3	Efeito dos Tratamentos	48

5.2	BIOMASSA MICROBIANA DO SOLO (BMS) E CARBONO ORGÂNICO LÁBIL (CL)	50
5.2.1	Varição entre Ambientes	50
5.2.2	Efeito dos Tratamentos	51
5.2.3	Correlações entre Variáveis	52
6	CONCLUSÕES	53
	REFERÊNCIAS	54
	APÊNDICES	64

1 INTRODUÇÃO

O ciclo do carbono (C) global é constituído por meio de fluxos entre diferentes estoques (Rocha et al., 2005), que são representados em cinco compartimentos principais: oceânico, geológico, pedológico (solo), biótico (biomassa) e atmosférico (Carvalho et al., 2010). Fluxos na forma de dióxido de carbono (CO_2) ocorrem naturalmente entre atmosfera e ecossistemas terrestres ou oceanos através de processos como fotossíntese, respiração e difusão (Grace, 2001). Fatores antropogênicos, como a queima de combustíveis fósseis e o desmatamento, são responsáveis pelo aumento da concentração de CO_2 na atmosfera (IPCC, 2007), resultando num fluxo médio anual de 8 giga toneladas, do qual cerca de 60% é difundido no oceano ou incorporado na biomassa vegetal pela fotossíntese, e o restante permanece na atmosfera (Grace, 2001).

Há um consenso na comunidade científica de que o aumento da concentração de gases de efeito estufa na atmosfera, como CO_2 , metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O), é responsável pelo aumento da temperatura média global (Cook et al., 2013; Sherwood et al., 2014). Individualmente, o CO_2 não é o mais nocivo ao sistema, porém, do ponto de vista quantitativo, tornou-se o mais importante gás causador do efeito estufa (Dixon, 1994; Anderson et al., 2016). Assim, faz-se importante o entendimento dos fluxos e estoques de C em diferentes ecossistemas, com objetivo de minimizar ou compensar o aumento de sua concentração atmosférica (Rubin et al., 1992).

Florestas tropicais apresentam grande capacidade de retenção de C (Galvão & Lourenço, 2011), em que cerca de 32% do C orgânico nesses ecossistemas está estocado nos solos (Pan et al., 2011), um resultado da produtividade primária vegetal e incorporação (Aduan et al., 2003). Assim, o potencial de estocagem de C no solo é dependente das taxas de assimilação de CO_2 pela comunidade vegetal associado ao tipo de solo e clima (Bernoux et al., 2002). Solos em regiões tropicais estocam 30% do total de C orgânico contido nos solos do planeta (Eswaran et al., 1993). No Brasil, os estoques correspondem a aproximadamente a 40% de todo o C armazenado nos solos da América Latina (Bernoux & Volkoff, 2006).

O estoque de C orgânico no solo é constituído em maior parte por tecidos mortos, e a fração viva corresponde geralmente de 1 a 5% do total, da qual aproximadamente 5 a 10% são raízes, 15 a 30% componentes da macrofauna e 60 a

80% microrganismos (Jenkinson & Ladd, 1981; Araújo & Melo, 2012). Portanto, a maior parte da matéria orgânica do solo (MOS) viva é representada pela biomassa microbiana do solo (BMS). Estes microrganismos são responsáveis por controlar as transformações da MOS e as transferências de energia no sistema solo-planta-atmosfera, constituindo-se na base de sustentação e produtividade dos ecossistemas terrestres em equilíbrio (Moreira & Siqueira, 2006). Assim, a manutenção da produtividade depende da biomassa e da atividade dos microrganismos do solo (Araújo & Melo, 2012), e ambos têm sido propostos como bioindicadores dos níveis de matéria orgânica e de qualidade do solo, pois possuem alta sensibilidade às alterações decorrentes de seu uso e manejo (Nayak et al., 2007; Niemeyer et al., 2012).

A microbiota do solo obtém energia para manutenção e crescimento celular por meio de duas principais fontes, as heterotróficas, via decomposição de tecidos mortos no estoque de MOS, e as fontes autotróficas, consumindo os fotoassimilados fornecidos pela exsudação de raízes finas em atividade (Fontaine et al., 2007; Janssens et al., 2010). Esses exsudatos são fonte de C lábil (C_L), i. e. de fácil decomposição, e estabelecem na rizosfera uma zona de alta biomassa e atividade microbiana no solo (Rondina et al., 2019). Assim, o estoque e mineralização microbiana de nutrientes dependem da qualidade e quantidade dessas fontes (Aduan et al., 2003). Além disso, variáveis microclimáticas como umidade e temperatura exercem influência sobre o metabolismo da comunidade microbiana edáfica (Davidson et al., 2000; Rocha et al., 2002).

A biomassa e atividade microbiana nos ecossistemas florestais são fortemente afetadas pela entrada de serapilheira na superfície do solo, que representa a principal fonte de matéria orgânica nesses ambientes (Chapin et al., 2011). Desse modo, o aumento da concentração de CO_2 na atmosfera e o aquecimento global podem aumentar a produtividade primária, e assim a deposição de serapilheira (Shaolin & Qiang, 2002), modificando assim a dinâmica de processos ecossistêmicos no solo (Cao & Woodward, 1998).

Fatores antrópicos, como queima de combustíveis fósseis e fertilização artificial do solo, podem ainda acarretar mudanças no ciclo natural do C devido ao aumento da deposição de nitrogênio inorgânico no solo (Magnani et al., 2007). Esse aumento de concentração pode resultar em diminuição da decomposição heterotrófica, gerando queda da biomassa microbiana e sua atividade (Fog et al.,

1988; Fontaine, 2004), através da supressão de enzimas que degradam a MOS mais recalcitrante, i.e. com alta relação C:N, além disso, a acidificação do solo pode agravar o efeito negativo (Waldrop et al., 2004; Janssens et al., 2010). Respostas negativas também podem ser encontradas em fontes de substratos autotróficos, em que o aumento de N disponível no solo favorece o investimento vegetal em órgãos aéreos em detrimento de raízes, diminuindo assim o efeito rizosférico sobre a comunidade microbiana (Fog et al., 1988; Litton et al., 2007; Janssens et al., 2010).

A restauração ambiental tem como principais objetivos restabelecer a biodiversidade e os processos naturais dos ecossistemas (Engel & Parrota, 2003), assim como o serviço ecológico de aprisionamento de C (Sanquetta & Balbinot, 2004). A recuperação desses processos é promovida ao longo da sucessão ecológica através de mudanças na estrutura do ambiente (Engel & Parrota, 2003; Durigan et al., 2016), em que o aumento da cobertura vegetal provoca a redução da temperatura e aumento da umidade relativa em períodos de seca, restabelecimento dos processos hidrológicos, de deposição de serapilheira e ciclagem de nutrientes, redução de processos erosivos e recuperação da fertilidade (Waring & Running, 2007; Kageyama et al., 2008). Desse modo, ecossistemas em estágios mais avançados na sucessão ecológica proporcionam maior tamponamento nas condições, portanto, maior homeostase nos processos ecossistêmicos (Kageyama et al., 2008). Assim, sítios de restauração florestal devem apresentar maior sensibilidade nos indicadores biológicos em resposta a variações temporais e na deposição de nutrientes no solo.

No entanto, as principais abordagens utilizadas atualmente para quantificar os processos ecossistêmicos em sítios de restauração ambiental são estimativas de atributos relacionados à vegetação (Silveira et al., 2008), como área basal, biomassa aérea, cobertura de copas, riqueza e densidade (Durigan et al., 2016). Avaliações de componentes do estoque e ciclagem de C no solo tem sido pouco estudadas nesses ambientes (Araújo et al., 1999; Doetterl et al., 2015). Para esse fim, os indicadores desses processos ecossistêmicos devem ser avaliados baseando-se em informações obtidas a partir de ecossistemas de referência, com mínimos impactos antropogênicos, i.e., fragmentos de habitat natural (Mendes et al., 2003; Suganuma & Torezan, 2013).

Nesse contexto, este trabalho tem como objetivos estimar e comparar a respiração do solo (RS), biomassa microbiana do solo (BMS) e Carbono orgânico lábil (CL) entre sítios de restauração ecológica ativa (RF) com 15 a 17 anos e

fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual (FF), assim como investigar os efeitos de variações na deposição de serapilheira, nitrogênio e temporais (sobre a RS) acerca desses bioindicadores. Para isso, serão testadas as seguintes hipóteses: (I) RS, (II) CBM, (III) NBM e (IV) C_L são menores em RF que em FF; a remoção da camada e entrada de serapilheira diminui a (V) RS, (VI) CBM e (VII) NBM; o aumento em duas vezes na deposição de serapilheira aumenta a (VIII) RS, (IX) CBM e (X) NBM; a deposição de nitrogênio diminui a (XI) RS, (XII) CBM e (XIII) NBM; (XIV) a RS apresenta maior variação mensal em RF que em FF.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Florestas tropicais desempenham um papel fundamental no ciclo do C, onde 55% dos estoques globais de C florestal são armazenados (Pan et al., 2011), mitigando assim o aquecimento global (IPCC, 2013). Por isso, as florestas tropicais estão no centro dos debates sobre as mudanças climáticas e manejo sustentável (Poorter et al., 2016), e a restauração ambiental desses ecossistemas tem se consolidado como uma importante ferramenta, capaz de fixar C através da assimilação do CO₂, portanto, reduzindo sua concentração na atmosfera (Canadell & Raupach, 2008). Porém, pouco se sabe acerca do armazenamento e controle sobre o C no solo de florestas tropicais (Doetterl et al., 2015).

A entrada de serapilheira é uma fonte importante de recursos aos organismos do solo em florestas, e a sua decomposição depende da qualidade do material depositado, assim como a composição da comunidade edáfica (Bardgett & Wardle, 2010). O conteúdo da serapilheira pode apresentar diferente composição química de acordo com as espécies da comunidade vegetal (Pei et al., 2017). Assim, ambientes com maior diversidade de plantas podem apresentar maior riqueza da comunidade microbiana do solo, aumentando assim a decomposição e solubilização de nutrientes (Shihan et al., 2017).

Outro fator que pode estar associado ao controle da decomposição da MOS é a deposição antropogênica de N. Um crescente conjunto de evidências indica que o aumento da concentração de N inorgânico no solo pode retardar a decomposição do material vegetal depositado no solo (Frey et al., 2015; Janssens et al., 2010; Maaroufi et al., 2015). Contudo, os mecanismos moleculares e microbianos subjacentes a essa resposta biogeoquímica ainda não são bem compreendidos (Burd et al., 2015). Uma explicação provável para a redução da decomposição da MOS sob o aumento da deposição de N é a diminuição da atividade de enzimas extracelulares que degradam a lignina (e.g., peroxidases e fenol oxidases) e polifenóis complexos por basidiomicetos (Maaroufi et al., 2015), reduzindo assim a disponibilização de substratos à atividade de bactérias e fungos ascomicetos, portanto há queda de atividade em todos os níveis da cadeia decompositora (Janssens et al., 2010; Zak et al., 2016). Essa diminuição do metabolismo microbiano no solo pode resultar em potencial aumento do estoque de MOS (Zak et al., 2016). Chen et al. (2018) apontam que a deposição antropogênica de N aumentou o armazenamento de C no solo em

diversos ecossistemas terrestres, como consequência da diminuição da atividade de enzimas ligninolíticas.

O solo de boa qualidade é definido por sua capacidade de sustentar a diversidade biológica, imobilizar compostos orgânicos e inorgânicos e atuar na ciclagem de nutrientes no ecossistema (Doran & Parkin, 1994; Seybold et al., 1998). Dessa forma, a qualidade do solo é avaliada pelo uso de indicadores, que se fundamentam em atributos diretos ou indiretos do status ambiental ou da condição de sustentabilidade do ecossistema, e são classificados como físicos, químicos e biológicos (quadro 1).

Quadro 1 - Principais indicadores físicos, químicos e biológicos e suas relações com a qualidade do solo. Adaptado de Doran & Parkin (1994).

Indicadores	Relação com a qualidade do solo
Físicos	
Estrutura	Retenção e transporte de água e nutrientes.
Infiltração e densidade	Movimento de água e porosidade.
Capacidade de retenção de água	Armazenamento e disponibilidade de água.
Químicos	
pH	Atividade biológica e disponibilidade de nutrientes.
Condutividade elétrica	Crescimento vegetal e atividade microbiana.
Conteúdo de N, P e K	Disponibilidade de nutrientes para as plantas.
Biológicos	
Matéria orgânica do solo (MOS)	Fertilidade, estrutura e estabilidade.
Biomassa microbiana*	Armazenamento e ciclagem de nutrientes.
Mineralização de nutrientes (N, P e S)	Produtividade do solo e potencial suprimento de nutrientes.
Respiração do solo*	Atividade microbiana.
Fixação biológica do N ₂	Potencial suprimento de N para as plantas.
Atividade enzimática	Atividade microbiana e catalítica

*Indicadores utilizados neste estudo.

Os microrganismos são amplamente utilizados como indicadores no biomonitoramento da qualidade do solo (Doran & Parkin, 1994). Isso se deve ao fato

de realizarem diversas funções essenciais à sua sustentabilidade, como decomposição da matéria orgânica, disponibilização de nutrientes às plantas, degradação de substâncias tóxicas, associação simbiótica com raízes e controle biológico de patógenos, além de influenciarem na solubilização de minerais e contribuírem para a estruturação do solo (Kennedy & Doran, 2002; Araújo & Monteiro, 2007).

Kuzyakov (2010) define como hotspots microbianos pequenos volumes de solo com maior intensidade de processos metabólicos que as condições médias do solo, em que a disponibilidade de C orgânico é o principal limitante (Hodge et al., 2000). Porém, fatores como umidade, temperatura, disponibilidade de oxigênio e excesso de nitrogênio podem ainda atuar na limitação (Kuzyakov & Blagodatskaya, 2015). Com a remoção dessas limitações, há um aumento na abundância e atividade dos microrganismos do solo e conseqüente produção de hotspots microbianos (Kuzyakov & Blagodatskaya, 2015). Os autores dividem os hotspots com base nas fontes de C e sua localização no solo em: rizosfera, com rizodeposição de exsudatos lábeis e outros compostos menos degradáveis, localizada em várias profundidades do solo; detritosfera, com entrada de material mais recalcitrante, depositada na forma de serapilheira na superfície do solo e morte de raízes finas sob várias profundidades; bioporos, formados por animais escavadores e a deposição material fecal (e.g. minhocas), também sob várias profundidades; superfícies agregadas, com a entrada de compostos lixiviados da detritosfera e parcialmente da rizosfera, especialmente importante em horizontes mais profundos do solo. Assim, o aumento ou diminuição das fontes desses substratos controlam a dimensão dos hotspots microbianos, que afetam o solo e o ecossistema por inteiro (Raynaud, 2010).

2.1 BIOMASSA MICROBIANA DO SOLO (BMS)

A proposta de considerar as populações microbianas como um todo, em estudos de biomonitoramento em sistemas naturais ou agrícolas, foi inicialmente sugerida por Jenkinson (1966). Desde então, a BMS tem sido confirmada como um importante componente em análises de qualidade do solo em diversos ecossistemas (Jenkinson & Ladd, 1981). A BMS é a fração mais dinâmica da MOS, e engloba principalmente organismos de Archea, Bacteria, Fungi e Protoctista com volume menor que $5 \times 10^3 \mu\text{m}^3$, excluindo-se raízes e macrofauna (Wardle & Hungria, 1994;

Kaschuk et al., 2010). É geralmente expressa como miligrama de C microbiano por quilo ou micrograma de C por grama de solo seco (Moreira & Siqueira, 2006). Mudanças significativas na BMS em resposta a alterações ambientais podem ser detectadas com maior antecedência que nas outras frações da MOS, que podem levar de anos a décadas (Powlson et al., 1987; Rice et al., 1996). Assim, a BMS tem sido utilizada como um indicador do estado e das alterações da MOS e sugerida como uma medida sensível do aumento ou decréscimo de sua quantidade (Mendes et al., 2009).

Os principais métodos empregados para a avaliação da BMS são da fumigação-incubação (Jenkinson et al., 1976) e fumigação-extração (Vance et al., 1987). Os dois métodos têm por princípio a exposição de alíquotas do solo a clorofórmio, com a finalidade de matar as populações microbianas, romper as membranas celulares e liberar o conteúdo intracelular nas alíquotas fumigadas (Jenkinson et al., 1976). O cálculo da BMS é feito pela subtração da concentração de C das alíquotas fumigadas pelas não fumigadas (Moreira & Siqueira, 2006). Porém, na fumigação-incubação, o produto utilizado para o cálculo é o CO₂ proveniente da respiração dos microrganismos durante a incubação, usando como substrato os organismos mortos pela fumigação. Na fumigação-extração, após fumigadas, as amostras são lavadas com solução extratora e o C orgânico é quantificado em reações colorimétricas (Moreira & Siqueira, 2006). No segundo método, podem ainda ser determinados o nitrogênio e o fósforo dos extratos (Brookes et al., 1985). Brandão-Junior et al. (2008), comparando as duas metodologias na avaliação do C da BMS em solos agrícolas no norte do Paraná, em geral, não observaram diferenças nos resultados.

Rondina et al. (2019), em estudo de bioindicadores do solo de ecossistemas em diferentes estágios sucessionais no norte do Paraná, verificaram maiores valores de C e nitrogênio da BMS em ambientes mais avançados na sucessão ecológica (respectivamente 1400 e 170 $\mu\text{g g de solo seco}^{-1}$ foram mensurados em um fragmento florestal no Parque Estadual Mata dos Godoy). Quando analisados solos rizosféricos separadamente, os valores dobraram neste ambiente, porém, esta diferença não ocorreu em ambientes de pastagem ou arbustivo, apontando que ecossistemas em avançados estágios sucessionais, além da maior BMS pelo maior aporte de substratos heterotróficos, há também maiores fontes autotróficas (Rondina et al., 2019).

Em avaliação de solos em diversos sistemas, incluindo agrícolas e

florestais no centro-sul paranaense (desde plantios de milho com 15 dias até florestas nativas conservadas), Bini et al. (2013) verificaram um espectro crescente nos valores de CBM de acordo com a idade da cobertura vegetal, variando de 370 a 2033 mg C kg solo seco⁻¹, em que o único que se assemelhou à floresta nativa foi uma área de restauração com 32 anos. Isso indica que reflorestamentos ou áreas de regeneração natural tendem a recuperar as propriedades do solo em direção aos fragmentos florestais preservados, melhorando assim a sustentabilidade. Maharjan et al. (2017) ressaltam que as diferenças na BMS entre ambientes com distintas coberturas de vegetação limitam-se às camadas superficiais do solo, de 0 a 20 cm.

A BMS responde rapidamente à adição de matéria orgânica no solo, o que sugere que a maioria dos componentes da microflora está limitada pela disponibilidade desses substratos (Teklay et al., 2006). Assim, a BMS pode aumentar com acréscimo de MOS, desde que outros elementos nutricionais estejam presentes (Cochran et al., 1988). Xu et al. (2013), em estudo meta analítico de variados ecossistemas, verificaram que o aumento da deposição de serapilheira causou o aumento médio de 26% do C da BMS, e por outro lado, sua exclusão resultou em um decréscimo médio de 34%.

2.2 RESPIRAÇÃO DO SOLO (RS)

As determinações da BMS não demonstram os níveis de atividade metabólica da comunidade edáfica, assim, é importante avaliar também parâmetros que estimem seu metabolismo (Mendes et al., 2009), que podem ser mensurados através do CO₂ liberado, O₂ consumido, atividades enzimáticas ou mineralização de nutrientes (Grisi et al., 1995). É chamado de respiração do solo (RS) o efluxo de CO₂ da superfície do solo para a atmosfera (Araújo & Monteiro, 2007), produto de processos metabólicos aeróbios e anaeróbios da comunidade edáfica que elevam concentração de CO₂ nos espaços aéreos do solo e criam uma diferença potencial entre o solo e a atmosfera, portanto há um fluxo ascendente de CO₂ (Ball et al., 1999; Carvalho et al., 2010). A atividade da microbiota do solo representa a maior parte da produção, porém a respiração de raízes e macrofauna também contribuem significativamente (Melillo et al., 2002).

Diversas metodologias podem ser aplicadas para medidas da RS, como armadilha de álcalis, covariância de vórtices turbulentos e sistema de câmara

ventilada com analisador de gases por infravermelho (IRGA – sigla em inglês), sendo o último o caminho mais direto de medida (Janssens et al., 2010). Ferreira et al. (2005), comparando os métodos armadilha de álcalis e IRGA, concluíram que o primeiro, em geral, subestimou as estimativas. As medidas podem ainda ser realizadas *in vitro* ou *in situ*, em que a primeira apresenta a possibilidade de padronização e controle nas condições de umidade e temperatura das amostras, e diferentes frações do solo podem ser analisadas separadamente, porém é gerada perturbação durante a coleta e processamento do solo e o efeito de raízes e macrofauna é excluído, já a segunda fornece estimativas da respiração da comunidade do solo como um todo (Mendes et al., 2009).

Vale ressaltar que nem sempre altos valores na RS *in situ* indicam boa qualidade do solo. Segundo a teoria da respiração da comunidade proposta por Odum (1985), aumentos repentinos na produção de CO₂ podem ser um primeiro sinal de estresse, uma vez que a reparação dos danos causados por distúrbios no solo requer desvio de energia do crescimento e reprodução para a manutenção da homeostase celular, de forma que uma proporção de C da biomassa será perdida como CO₂. Uma maneira de identificar estas perturbações é a utilização do quociente metabólico (qCO₂), um índice que expressa a relação entre a RS e a BMS (Anderson & Domsch, 1978). Ele prediz que comunidades microbianas sob estresse serão menos eficientes em converter o C assimilado em nova biomassa, portanto o qCO₂ será mais elevado quando comparado a ambientes mais estáveis (Mendes et al., 2009). Porém, a utilização do índice qCO₂ é restrita a medidas de RS *in vitro*, expressas pela razão do CO₂ produzido por massa de solo, enquanto as medidas de RS *in situ* são expressas pela razão do CO₂ por área da superfície do solo. Bini et al. (2013) observaram alto qCO₂ em ambientes de cultivo de milho e *Pinus* com corte recente, quando comparados a florestas ou reflorestamentos com espécies nativas, indicando maior estresse da comunidade microbiana nos primeiros, portanto, menor eficiência na conversão de energia.

Paula (2018), nas mesmas áreas que o presente estudo, estimou a RS média de 73,1 e 73,8 mg CO₂ m⁻² h⁻¹ nos fragmentos e reflorestamentos, respectivamente, não havendo diferença entre ambos. Das variáveis mensuradas, a umidade e temperatura atuaram como limitantes nos ambientes de fragmento florestal, que apresentou em geral menor umidade do solo que o reflorestamento, e área basal da vegetação arbórea atuou como limitante da RS neste ambiente. Santos

et al. (2007) em fragmentos na FESD no Norte do Paraná, observaram um fluxo médio anual de $67 \text{ mg m}^{-2} \text{ hora}^{-1}$, com picos nos meses mais chuvosos. D'Andrea et al. (2010), também na FESD, em Minas Gerais, no mês de fevereiro, com alta pluviosidade, amostraram uma média de RS de $1550 \text{ mg m}^{-2} \text{ hora}^{-1}$.

Em análise de experimentos de manipulação nos teores dos estoques de serapilheira em diversos ecossistemas, para verificar seu efeito sobre a RS, Xu et al. (2013) observaram, em geral, que a RS foi proporcional à massa de serapilheira depositada ou retirada. Essa relação foi mais intensa em florestas tropicais que nos outros ecossistemas estudados, na medida em que a ciclagem dos nutrientes é mais acelerada nesses ambientes.

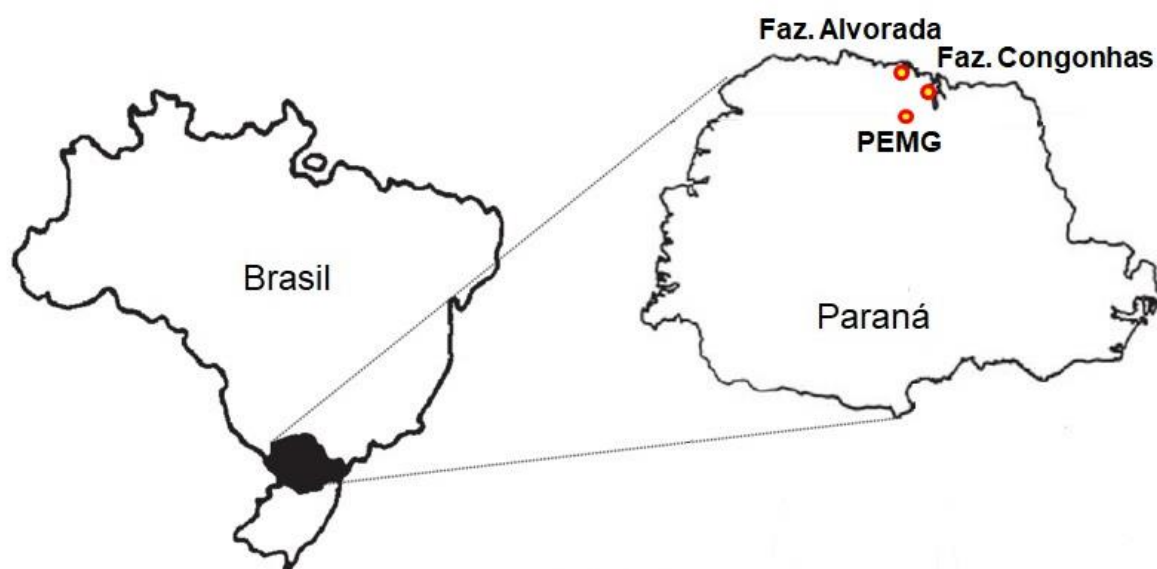
Janssens et al. (2010), em meta-análise de trabalhos sobre as respostas da RS à adição de fertilizantes nitrogenados, apontam que na maioria deles há queda na emissão de CO_2 , fundamentando que o metabolismo microbiano é limitado tanto por via da decomposição de fontes autotróficas, com a diminuição na produção de raízes finas em detrimento da parte aérea vegetal, diminuindo assim os hotspots rizosféricos; como na decomposição heterotrófica, com a diminuição da atividade de enzimas que atuam sobre substratos mais recalcitrantes. Gao et al. (2014), por outro lado, observaram efeito positivo na RS com a adição de nitrogênio disponível, justificado pelos ambientes estudados encontrarem-se em início da sucessão ecológica, associada a deficiência prévia de N nos sítios de estudo.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi conduzido na região Norte do estado do Paraná, Sul do Brasil, em duas propriedades rurais privadas, Fazenda Alvorada e Fazenda Congonhas, e no PEMG, localizadas respectivamente nos municípios de Alvorada do Sul, Rancho Alegre e Londrina (Figura 1). Cada área abrange um fragmento florestal (FF) e um reflorestamento (RF) de espécies nativas adjacente (Figura 2). A extensão territorial destes ambientes está demonstrada na Tabela 1.

Figura 1 - Áreas de estudo Fazenda Alvorada, Fazenda Congonhas e Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG), localizadas na região Norte do estado do Paraná, Sul do Brasil. Adaptado de Sofia et al. (2004).



As áreas de estudo fazem parte do projeto PELD-MANP (Pesquisa Ecológica de longa duração da Mata Atlântica do Norte do Paraná), iniciado em 2014, aprovado pelo CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico).

Figura 2 – Pontos em que foram instaladas as repetições do experimento, nos reflorestamentos (RF) e fragmentos florestais (FF), nas áreas da Fazenda Alvorada (A), Fazenda Congonhas (B) e Parque Estadual Mata dos Godoy (C). Fonte: Google Earth (2019).

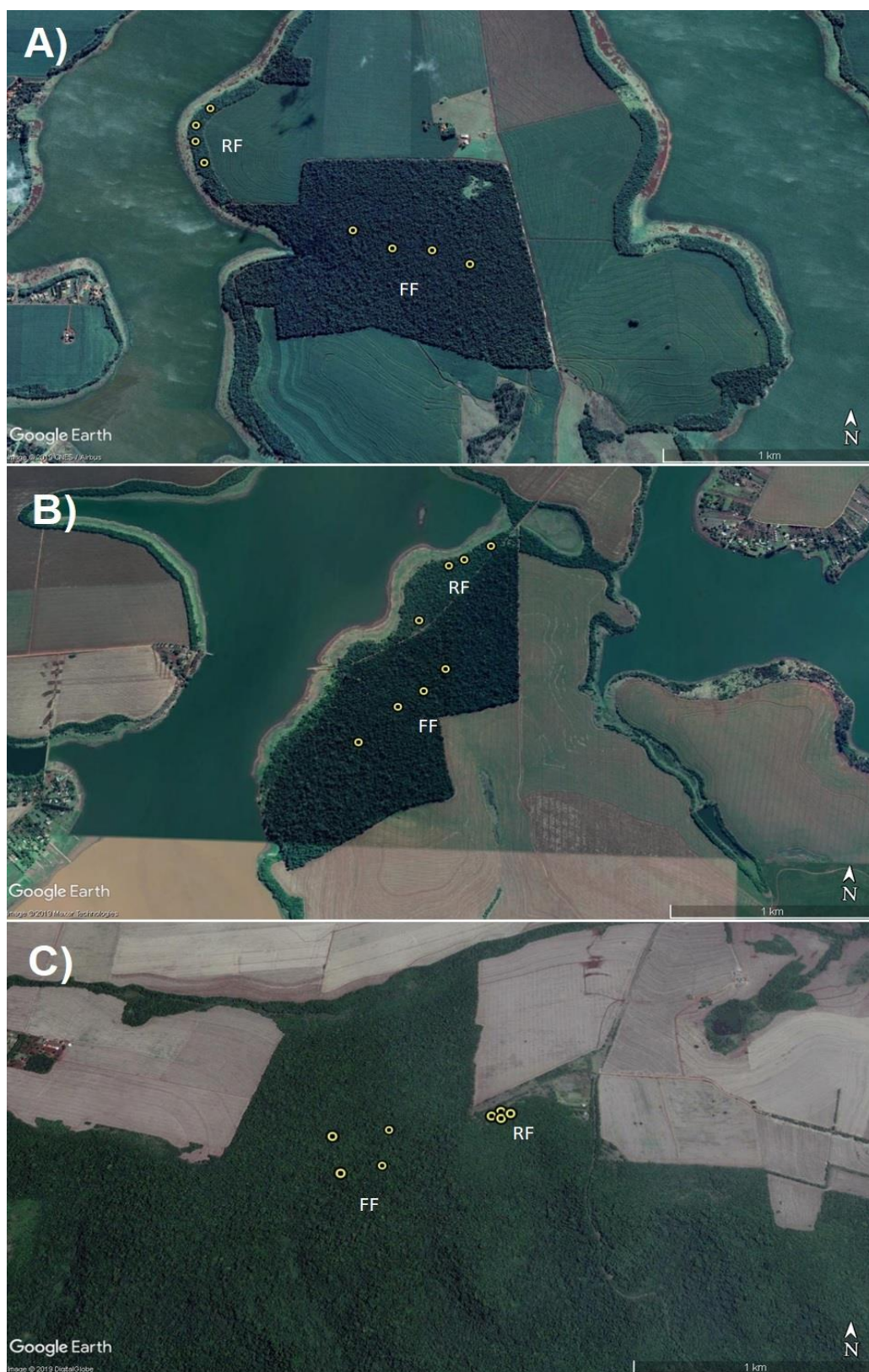
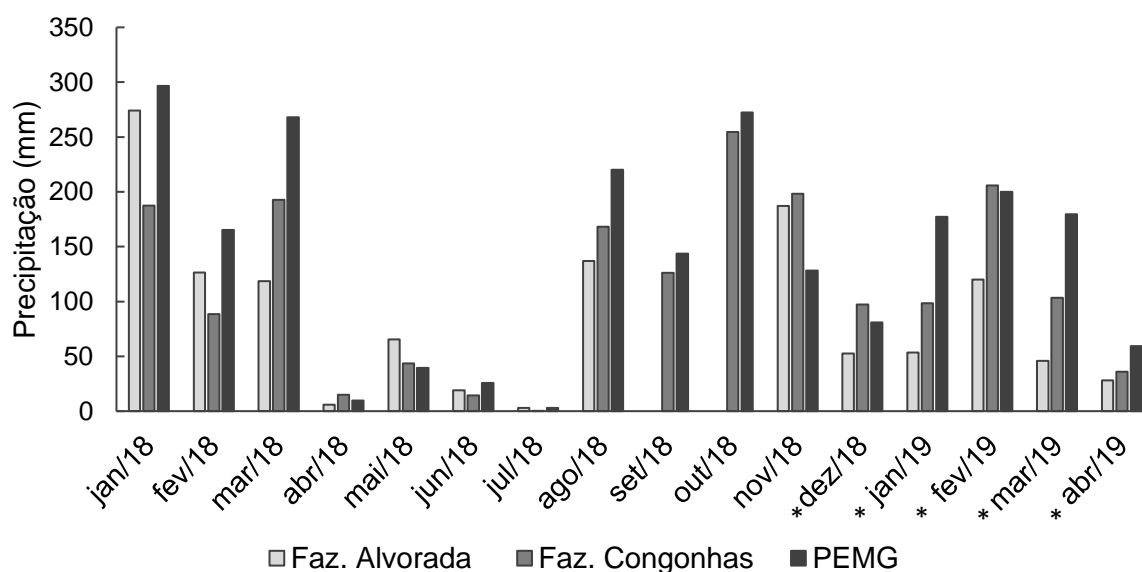


Tabela 1 - Extensão territorial dos Fragmentos (FF) e Reflorestamentos (RF) (hectares) nas áreas do Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG), Fazenda Alvorada e Fazenda Congonhas no Norte do Paraná. Fonte: Arcanjo (2017).

Área	FF (ha)	RF (ha)	Ano do plantio (RF)
PEMG	650	9	2002
Faz. Alvorada	122	11	2004
Faz. Congonhas	108	21	2004

A vegetação original da região é classificada como Floresta Estacional Semidecidual Submontana e passou por um intenso processo de fragmentação, de forma que a paisagem remanescente é composta por um mosaico de pequenos fragmentos florestais inseridos em uma matriz agrícola (Torezan, 2002). O clima da região é caracterizado como Cfa segundo Köppen, com temperaturas moderadas (média anual de 21,5 °C). O total pluviométrico anual da região varia de 1400 a 1600 mm ano⁻¹ (IAPAR, 2019). Os dados da precipitação durante o período de amostragem estão representados na Figura 3 e foram mensurados nas estações meteorológicas do Instituto das Águas do Paraná (2019) mais próximas das áreas de estudo, no município de Primeiro de Maio a 16 km da Fazenda Congonhas, Porecatu a 20 km da Fazenda Alvorada e Arapongas a 18 km do PEMG.

Figura 3 - Precipitação mensal de janeiro de 2018 a abril de 2019 nas áreas da Fazenda Alvorada (dados faltantes em setembro e outubro de 2018), Fazenda Congonhas e Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG) no norte do Paraná. Fonte: Instituto das Águas do Paraná (2019). * Período de manipulação e/ou amostragem.



As três áreas de estudo possuem solo do tipo Latossolo Vermelho Eutroférico (Bhering et al., 2008) ou Rhodic Ferrasol (na classificação da FAO, 1994), de cor avermelhada, originado de rochas basálticas, composto por aproximadamente 80% de argila. A camada superficial atinge cerca de 1,5 m de profundidade, possuindo alta permeabilidade e drenagem, estrutura estável e pouco suscetível a erosão, e baixa retenção de fósforo (FAO, 2015). Os teores de fósforo, nitrogênio (Santos, 2019) e pH (Suganuma & Torezan, 2013) do solo nessas áreas de estudo estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 - Fósforo (P), nitrogênio (N) e pH do solo na profundidade de 0 – 10 cm nos reflorestamentos (RF) e fragmentos florestais (FF) nas áreas da Fazenda Alvorada e Fazenda Congonhas e Parque Estadual mata dos Godoy (PEMG), no Norte do Paraná. Valores médios \pm desvio padrão. Fontes: Santos (2019); Suganuma & Torezan (2013).

		P (mg kg⁻¹)	N (g kg⁻¹)	pH
FF	Faz. Alvorada	4.0 \pm 1.1	4.8 \pm 1.1	6.74
	Faz. Congonhas	5.1 \pm 0.4	2.0 \pm 0.2	6.59
	PEMG	3.2 \pm 0.4	4.9 \pm 2.5	6.47
	Média	4.1 \pm 0.9	3.9 \pm 1.6	6.6
RF	Faz. Alvorada	3.2 \pm 0.4	2.0 \pm 0.4	5.73
	Faz. Congonhas	7.8 \pm 4.0	3.3 \pm 1.4	5.95
	PEMG	3.2 \pm 0.9	3.2 \pm 0.7	-
	Média	4.5 \pm 2.6	3.1 \pm 1.6	5.84

Os fragmentos florestais, com exceção do PEMG, apresentam histórico de corte e extração seletiva de madeira, ocorrido entre 1975 e 1985, e ainda outros impactos causados pela atividade agropecuária em seu entorno (Arcanjo, 2017). O PEMG foi criado em 1989 pelo governo do estado do Paraná, apresenta aproximadamente 650 ha (Tabela 1), e está inserido em uma mancha de 2800 ha de florestas em variados graus de conservação (Vicente, 2006) (Figura 2 C).

Os reflorestamentos nas fazendas Alvorada e Congonhas localizam-se em áreas anteriormente ocupadas por lavouras de soja e milho por mais de 20 anos, e no PEMG em uma área previamente ocupada por lavouras de café, por cerca de 40 anos. Após a remoção do cafezal em 1991, a área foi abandonada e invadida por gramíneas exóticas até o plantio do reflorestamento em 2002 (Paula, 2018). Todos os reflorestamentos foram implantados utilizando-se espaçamento de 3 x 2 m entre as mudas de espécies arbóreas nativas da região, com predomínio de espécies de início na sucessão ecológica, de rápido crescimento. Eles apresentavam entre 15 e

17 anos desde o plantio até o momento da amostragem. Medidas da produção anual de serapilheira (Santos, 2019), área basal e biomassa arbórea acima do solo (Arcanjo, 2017) destes ambientes estão demonstrados na Tabela 3.

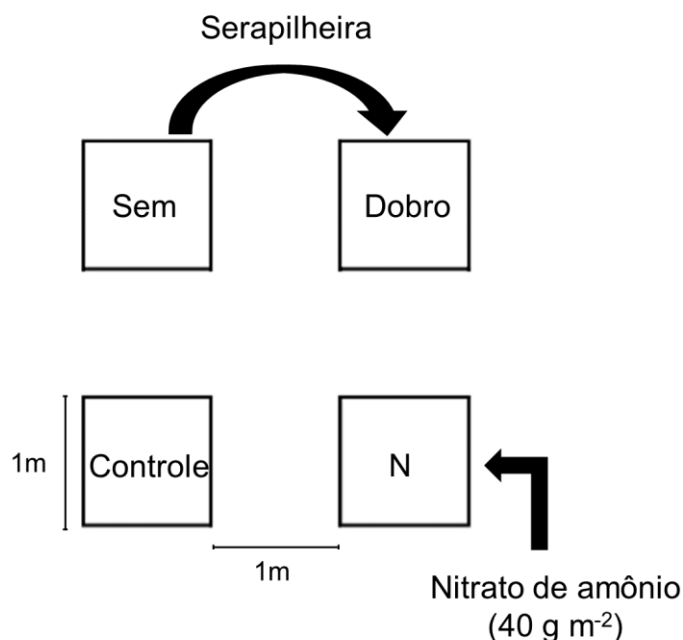
Tabela 3 - Produção anual de serapilheira, biomassa arbórea acima do solo e área basal nos reflorestamentos (RF) e fragmentos florestais (FF) nas áreas da Fazenda Alvorada, Fazenda Congonhas e do Parque Estadual mata dos Godoy (PEMG), no Norte do Paraná. Fonte: Santos (2019); Arcanjo (2017).

		Produção de serapilheira (ton ha⁻¹ ano⁻¹)	Biomassa arbórea (Mg ha⁻¹)	área basal (m² ha⁻¹)
FF	Faz. Alvorada	8.16 ± 1.84	131.2 ± 34.9	27 ± 6.6
	Faz. Congonhas	10.36 ± 6.64	133 ± 41.4	23.7 ± 6.6
	PEMG	10.73 ± 2.54	273.7 ± 104.9	49 ± 18.2
	Média	9.75 ± 1.39	179.3 ± 60.4	33.2 ± 10.4
RF	Faz. Alvorada	9.83 ± 1.44	54.3 ± 24.7	17.6 ± 8.9
	Faz. Congonhas	8.81 ± 1.22	115.2 ± 60.2	31.8 ± 11.6
	PEMG	7.04 ± 2.1	46.4 ± 27.1	13.7 ± 3
	Média	8.56 ± 1.4	72 ± 37.3	21 ± 7.8

3.2 COLETA DE DADOS

Em cada ambiente (FF e RF) foram instaladas 12 repetições do experimento, 4 em cada uma das áreas (Figura 2). Cada repetição é formada por quatro parcelas de 1 m² com distância de 1 m entre si, que constituem os grupos controle e tratamentos: 1) sem serapilheira; 2) dobro de serapilheira; e 3) deposição de nitrogênio. As manipulações nas parcelas dos tratamentos foram realizadas mensalmente durante o período de quatro meses (dezembro de 2018 a março de 2019). Nos tratamentos de manipulação na serapilheira, sua cobertura acima do solo foi coletada com auxílio de pá e pincel da parcela do grupo “sem serapilheira”, e depositada na parcela do grupo “dobro de serapilheira” (Figura 4). No grupo do tratamento “deposição de nitrogênio” foram aplicados homogeneamente na superfície da parcela, com auxílio de regador, 500 mL de solução de nitrato de amônio (NH₄NO₃) 20 g L⁻¹, totalizando a deposição de 40 g m⁻² ao final do período de manipulações, dosagem categorizada com alta por Mo et al. (2008).

Figura 4 - Croqui de repetição do experimento com as parcelas dos tratamentos: Controle, sem serapilheira, dobro de serapilheira e deposição de nitrogênio (40 g m^{-2}).



Amostras de solo foram coletadas no centro das parcelas em um cilindro com 15 cm de diâmetro e 10 cm de profundidade, em abril de 2019, um mês após as últimas manipulações. As amostras foram peneiradas em malha de 4 mm e estocadas em sacos plásticos sob refrigeração (5°C) até a realização das análises laboratoriais.

3.2.1 Respiração do Solo (RS)

As medidas de RS foram realizadas *in situ*, no centro das parcelas dos grupos de tratamento, com um analisador de gases a infravermelho (IRGA – sigla em inglês, modelo LI-COR – 840A Biosciences, Lincoln, Nebraska EUA), acoplado a um sistema de câmara ventilada. Uma câmara de polivinilcarbono-PVC (15 cm diâmetro x 7 cm altura) foi inserida a 1 cm de profundidade no solo no momento da amostragem e o ar circulado entre a câmara e o IRGA, através de uma bomba de ar (Figura 5). A concentração de CO_2 no sistema foi mensurada a cada 1 segundo durante 5 minutos e os dados armazenados em um computador portátil conectado ao IRGA. O fluxo de CO_2 da superfície do solo para a atmosfera foi calculado a partir do coeficiente angular da reta obtida pela regressão linear entre a concentração do CO_2

e o tempo em um intervalo de 180 segundos (Figura 6).

Figura 5 - Esquema de circulação de ar no sistema IRGA, bomba e câmara. Adaptado de Paula (2018).

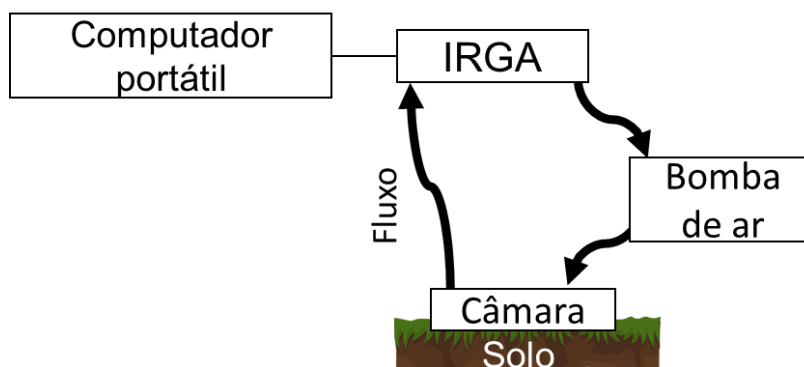
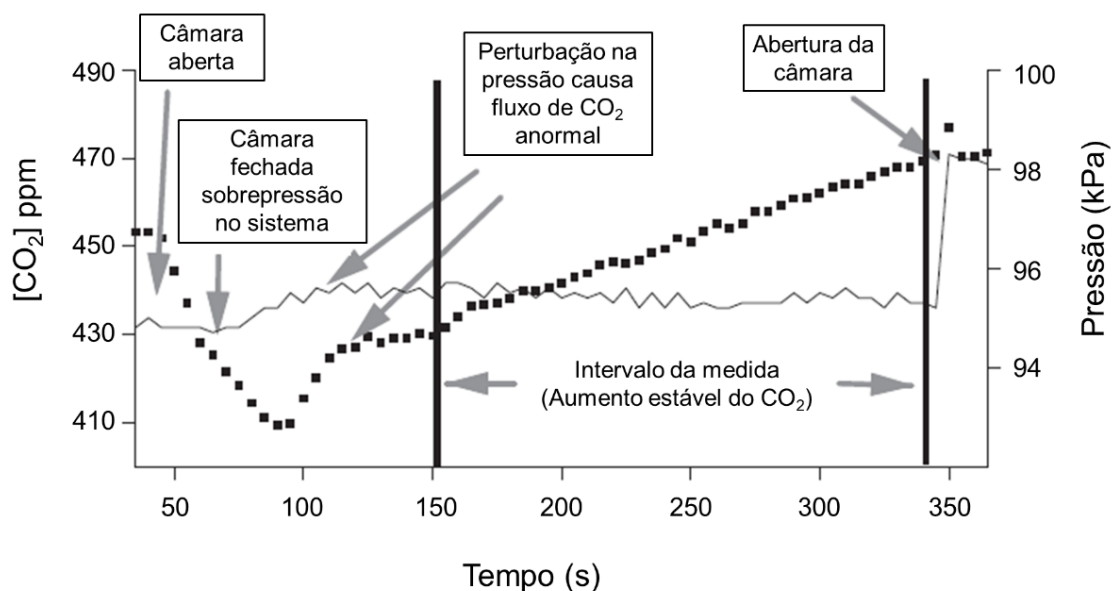


Figura 6 - Aumento da concentração de CO_2 dentro da câmara do IRGA durante um período de medida. Intervalo dentro das duas barras verticais (em torno de 180 s) representa a medida usada para o cálculo do fluxo. Adaptado de Yuste et al. (2007).



A cada amostragem da RS foram registradas a temperatura do solo a 5 cm de profundidade com termômetro digital modelo HI 935005 (Hanna Instruments, Woonsocket, Rhode Island EUA), e a umidade volumétrica do solo (m^3 água m^{-3} solo) na mesma profundidade com medidor de umidade do solo Field Scout TDR 150

(Spectrum Technologies, Plainfield, Illinois EUA). Ambas as medidas foram realizadas fora das parcelas, no centro de cada repetição do experimento, de modo a evitar perturbações na área da parcela. Assim, para cada repetição foram assumidos os mesmos valores de temperatura e umidade para os quatro grupos (controle e tratamentos).

Foi realizada uma medida da RS por parcela no momento anterior ao início das manipulações nos teores de serapilheira e deposição de nitrogênio, em dezembro de 2018, com o objetivo de verificar se havia algum efeito prévio na RS proveniente do local em que foram instaladas as parcelas. Após o início das manipulações nos tratamentos, a RS foi mensurada mensalmente de janeiro a abril de 2019.

3.2.2 Biomassa Microbiana do Solo (BMS) e Carbono Orgânico Lábil (CL)

As análises quantitativas da BMS e C_L foram realizadas no Laboratório de Biotecnologia do Solo, na Embrapa Soja - Londrina. O carbono da biomassa microbiana (CBM) e nitrogênio da biomassa microbiana (NBM) foram determinados pelo método de fumigação-extração (Vance et al., 1987; Brookes et al., 1985). A umidade das amostras foi ajustada em 60% da capacidade de retenção de água. Alíquotas de 20 g de solo foram fumigadas com clorofórmio ($CHCl_3$) em câmara de vácuo a 25 °C por 24 h e alíquotas não fumigadas foram conservadas pelo mesmo período e condições. Foram utilizados 80 mL de solução de K_2SO_4 0,5 mol L^{-1} como agente extrator.

O C solúvel orgânico dos extratos foi estimado pela oxidação com permanganato de potássio ($KMnO_4$) 0,1 mol L^{-1} e quantificado em espectrofotometria a 495 nm. A diferença na concentração de C entre os extratos das alíquotas fumigadas e não fumigadas foram expressos como o CBM pela multiplicação de um fator de extração (K_c) de 0,33 (Vance et al., 1987). O C orgânico lábil do solo (C_L) foi estimado pela concentração de C nos extratos das alíquotas não fumigadas (Pabst et al., 2013; Rondina et al., 2019). Os resultados foram expressos em mg C kg solo seco⁻¹.

$$CBM = \frac{[C F] - [C NF]}{K_c} \qquad C_L = \frac{[C NF]}{K_c}$$

Na determinação do NBM foram retiradas alíquotas de 20 mL dos extratos, adicionado 500 mg de catalisador ($K_2SO_4 + CuSO_4$, 10:1) e 1,5 mL de H_2SO_4 concentrado. As amostras foram digeridas em bloco digestor e diluídas em água destilada 300 vezes. A determinação do N foi obtida através de reação colorimétrica e leitura em espectrofotômetro digital no comprimento de onda de 630 nm. A diferença na concentração de N entre os extratos fumigados e não fumigados foi expressa como o NBM pela multiplicação de um fator de extração (K_N) de 0,45 (Brookes et al., 1985). Os resultados foram expressos em mg N kg solo seco⁻¹. Também foi calculada a relação CBM:NBM das amostras.

$$NBM = \frac{[N F] - [N NF]}{Kn}$$

3.3 ANÁLISE DOS DADOS

3.3.1 Delineamento experimental

Parcelas referentes aos tratamentos (controle, sem serapilheira, dobro de serapilheira e deposição de nitrogênio) com quatro repetições foram alocadas em ambientes de FF e RF em três áreas (Faz. Alvorada, Faz. Congonhas e PEMG). Inicialmente, as parcelas sem manipulações (controle) alocadas em FF e RF nas três áreas foram comparadas entre si. A RS, CBM e NBM foram iguais entre os três ambientes de FF e os três de RF, portanto, para essas variáveis as parcelas alocadas nas três áreas foram consideradas repetições, totalizando n=12 no FF e no RF. O C_L diferiu entre as três áreas, portanto, este dado foi considerado de maneira independente, assim o número de parcelas para esta variável foi n=4 no FF e RF.

3.3.2 Análise estatística

Primeiramente foram verificadas a normalidade dos dados pelo teste Shapiro-Wilk e a homocedasticidade pelo teste Levene. Os dados das variáveis que não atenderam as premissas (RS e NBM) foram transformados em log₁₀ antes das

análises. Foi realizada análise de variância (ANOVA) fatorial de medias repetidas para a RS, em que atuaram como fatores fixos ambiente, tratamento e tempo. Para o CBM e NBM foi realizada ANOVA de dois fatores (ambiente e tratamento). Para o CL foi realizada ANOVA de três fatores (área, ambiente e tratamento). Foi realizado teste Tukey para verificar as diferenças entre os grupos.

Foi utilizado índice de correlação de Pearson para avaliar a influência da temperatura e umidade do solo sobre a RS nos diferentes meses, assim como a correlação das variáveis RS, CBM, NBM e CL entre si. Em todos os testes foi considerado $\alpha = 5\%$. As análises foram realizadas no software Statistica 12.

4 RESULTADOS

4.1 RESPIRAÇÃO DO SOLO (RS)

A RS nas áreas de estudo (Fazenda Alvorada, Fazenda Congonhas e Parque Estadual Mata dos Godoy), ambientes (Fragmento Florestal e Reflorestamento), tratamentos (controle, sem serapilheira, dobro de serapilheira e deposição de nitrogênio) e nos diferentes meses (janeiro, fevereiro, março e abril de 2019) estão demonstrados na Tabela 5.

Considerando apenas os grupos controle, não houve influência da área de estudo sobre a RS ($p= 0,18$; Tabela A2).

Considerando os fatores ambiente (FF e RF), tratamento (controle, sem serapilheira, dobro de serapilheira e deposição de nitrogênio) e variação temporal sobre a RS, foi verificado efeito significativo do ambiente ($p= 0,001$), tratamento ($p<0,001$), interação entre ambiente e tratamento ($p= 0,03$) e ainda da variação temporal ($p<0,001$). Os resultados dos efeitos dos fatores sobre a RS estão apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 - Resultado da ANOVA fatorial de medidas repetidas na avaliação dos efeitos dos ambientes (fragmento florestal e reflorestamento), tratamentos (dobro de serapilheira, sem serapilheira, deposição de nitrogênio e controle), e tempo (jan., fev., mar. e abr. de 2019) sobre a respiração do solo nas áreas da Faz. Alvorada, Faz. Congonhas e no Parque Estadual Mata dos Godoy, no Norte do Paraná.

Fatores	SQ	Graus de liberdade	QM	F	p
Ambiente	0.450	1	0.450	11.32	0.001136*
Tratamento	5.030	3	1.677	42.20	0.000000*
ambiente x tratamento	0.366	3	0.122	3.07	0.032007*
Tempo	11.312	3	3.771	205.11	0.000000*
tempo x ambiente	0.070	3	0.023	1.27	0.285276
tempo x tratamento	0.107	9	0.012	0.65	0.754942
tempo x ambiente x tratamento	0.111	9	0.012	0.67	0.733208
Erro	4.853	264	0.018		

* Valores significativos para $\alpha=5\%$

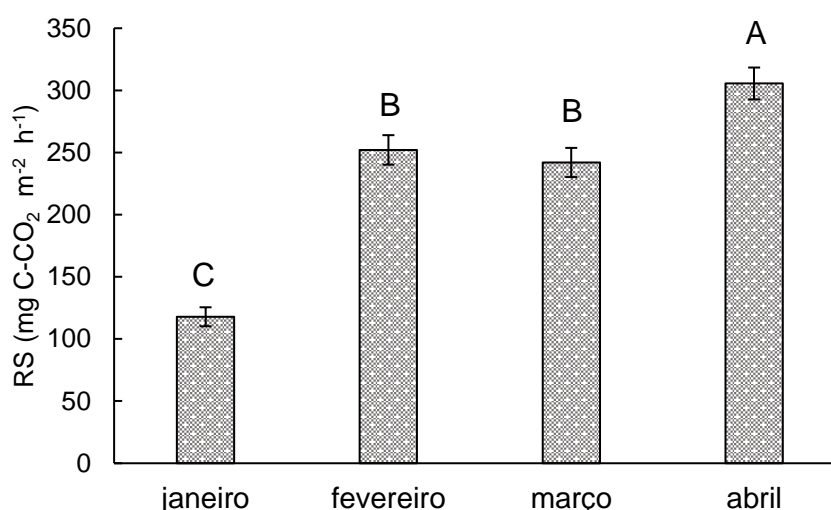
Tabela 5 - Respiração do solo ($\text{mg C-CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) nas áreas da Faz. Alvorada, Faz. Congonhas e Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG) em ambientes de fragmento florestal (FF) e reflorestamento (RF), nos grupos controle, sem serapilheira, dobro de serapilheira e deposição de nitrogênio, no período de janeiro a abril de 2019. Os valores indicam a média de 4 repetições seguido do erro padrão.

		Faz. Alvorada		Faz. Congonhas		PEMG		Média	
		FF	RF	FF	RF	FF	RF	FF	RF
Controle	Janeiro	91.8 ± 10.9	60.2 ± 4.5	128.8 ± 27.8	92.5 ± 10.8	191.7 ± 21.2	142.7 ± 14.4	137.4 ± 16.6	98.5 ± 11.7
	Fevereiro	289.3 ± 47.4	243.7 ± 74.4	332.4 ± 29.7	217.8 ± 32.3	214.2 ± 58	239.1 ± 33.6	278.6 ± 24.4	233.5 ± 26.7
	Março	347.7 ± 82.3	136.8 ± 16.5	350.3 ± 35	235.8 ± 24	264.6 ± 67.6	166.5 ± 19.2	320.9 ± 35	179.7 ± 16.3
	Abril	369.4 ± 40.9	273.6 ± 26.7	399.2 ± 48.4	303.5 ± 24.3	256 ± 48.4	222.7 ± 42	341.5 ± 30.4	266.6 ± 19.5
	Média	274.5 ± 36.2	178.6 ± 28.5	302.7 ± 31.2	212.4 ± 22.5	231.6 ± 24.4	192.8 ± 16.7	269.6 ± 18	194.6 ± 13.2
Sem Serapilheira	Janeiro	67.3 ± 8.8	45.5 ± 4.6	69.6 ± 7.5	73.8 ± 5.6	96.4 ± 10.1	135.4 ± 26.6	77.8 ± 6.1	84.9 ± 14
	Fevereiro	181.9 ± 13.5	157.8 ± 26.9	138.1 ± 12.7	179.5 ± 17.2	153.7 ± 11.7	153.9 ± 51.8	157.9 ± 8.6	163.8 ± 11.2
	Março	152.5 ± 10.8	113.1 ± 11.6	161.1 ± 5.7	209.6 ± 24.5	155.7 ± 15.8	231.8 ± 39.7	156.4 ± 6	184.8 ± 21.1
	Abril	233.4 ± 17.5	195.5 ± 18.8	179.6 ± 2.6	211.1 ± 21	194.7 ± 14	323.2 ± 40.2	202.6 ± 9.6	243.2 ± 28
	Média	158.8 ± 16.6	128 ± 16.4	137.1 ± 11.3	168.5 ± 16.7	150.1 ± 10.8	211.1 ± 26.8	148.7 ± 7.5	169.2 ± 12.6
Dobro de Serapilheira	Janeiro	154.1 ± 47	65.7 ± 10	156.6 ± 24.5	178.4 ± 36.7	297.3 ± 62.3	244.7 ± 26.1	202.7 ± 31.9	162.9 ± 26.3
	Fevereiro	438.6 ± 79.9	326.2 ± 19.5	343.8 ± 54.1	448.5 ± 55.1	305.5 ± 72	335.2 ± 51.8	362.6 ± 40	370 ± 29
	Março	631.1 ± 44.8	286 ± 21.9	329.5 ± 37.8	343.7 ± 30.7	286.1 ± 48.6	285.6 ± 39.7	415.6 ± 51.6	305.1 ± 18.5
	Abril	632.3 ± 100.1	444 ± 29.1	413.7 ± 60	355.5 ± 21.2	358.8 ± 70.1	343.4 ± 40.2	468.3 ± 54.5	381 ± 21.1
	Média	464 ± 59.9	280 ± 36.6	310.9 ± 32	331.5 ± 30.3	312 ± 29.5	302.2 ± 20.9	362.3 ± 26.3	304.7 ± 17.2
Deposição de nitrogênio	Janeiro	71.1 ± 7.1	45.9 ± 4.8	84 ± 11.1	82.1 ± 13.8	153.6 ± 36.8	99.4 ± 15.2	102.9 ± 16	75.8 ± 9.2
	Fevereiro	315.5 ± 54.6	230.1 ± 36.6	274.2 ± 45.6	202.4 ± 32	191.1 ± 43	137.7 ± 18.3	260.3 ± 29.5	190 ± 19.5
	Março	237.6 ± 24.8	151.2 ± 13.7	209.8 ± 16.2	235.22 ± 22	233.3 ± 17.1	153.44 ± 15.1	226.9 ± 11	179.9 ± 14.9
	Abril	339.6 ± 50.8	283.4 ± 17.7	316.2 ± 43.8	260.6 ± 39.3	214.3 ± 18.7	209.7 ± 16.1	290 ± 26.6	251.3 ± 16.7
	Média	241 ± 32.4	177.6 ± 25	221 ± 27.1	195.1 ± 21.8	198.1 ± 15.9	150.1 ± 12.6	220 ± 15	174.3 ± 11.9

4.1.1 Variação Temporal, Temperatura e Umidade do solo

O efeito da variação temporal sobre a RS revelou diferenças na atividade edáfica de acordo com o mês, exibindo um padrão crescente no período da amostragem, em que janeiro apresentou os valores mais baixos, fevereiro e março intermediários e abril os mais altos, com 118, 252, 241 e 306 mg C-CO₂ m⁻² h⁻¹, respectivamente (Figura 7).

Figura 7 - Respiração do solo (RS) nos meses de janeiro, fevereiro, março e abril de 2019, nas áreas da Faz. Alvorada, Faz. Congonhas e Parque Estadual Mata dos Godoy, em fragmentos florestais e reflorestamentos. Colunas indicam a média de 96 medidas, barras o erro padrão. Colunas seguidas pela mesma letra não são significativamente diferentes ($p < 0,05$).



A temperatura média do solo não apresentou diferença entre FF e RF ($p = 0,75$; Figura 8). Porém, foi verificada diferença temporal entre os meses amostrados ($p < 0,001$; Figura 8), em que a maior média (25,7 °C) foi mensurada em janeiro, com um padrão decrescente nos meses seguintes, em que a mínima (22,1 °C) foi atingida em abril.

A umidade volumétrica do solo, assim como sua amplitude de variação, foi maior em RF que em FF ($p = 0,001$; Figura 8) em todo o período amostrado. A maior média (30,7%) foi registrada em março em RF, já a mínima (17,1%) ocorreu em janeiro, no FF. Portanto, janeiro apresentou as condições climáticas mais quentes e secas.

Figura 8 – Temperatura e umidade do solo a 5 cm de profundidade, nos fragmentos florestais (colunas cinza) e reflorestamentos (colunas brancas), $n= 48$. Colunas cinza claro indicam temperatura e umidade volumétrica nos fragmentos e reflorestamentos nos meses de janeiro, fevereiro, março e abril de 2019, $n= 24$. As barras indicam o erro padrão. Colunas seguidas pela mesma letra não são significativamente diferentes ($p<0,05$).

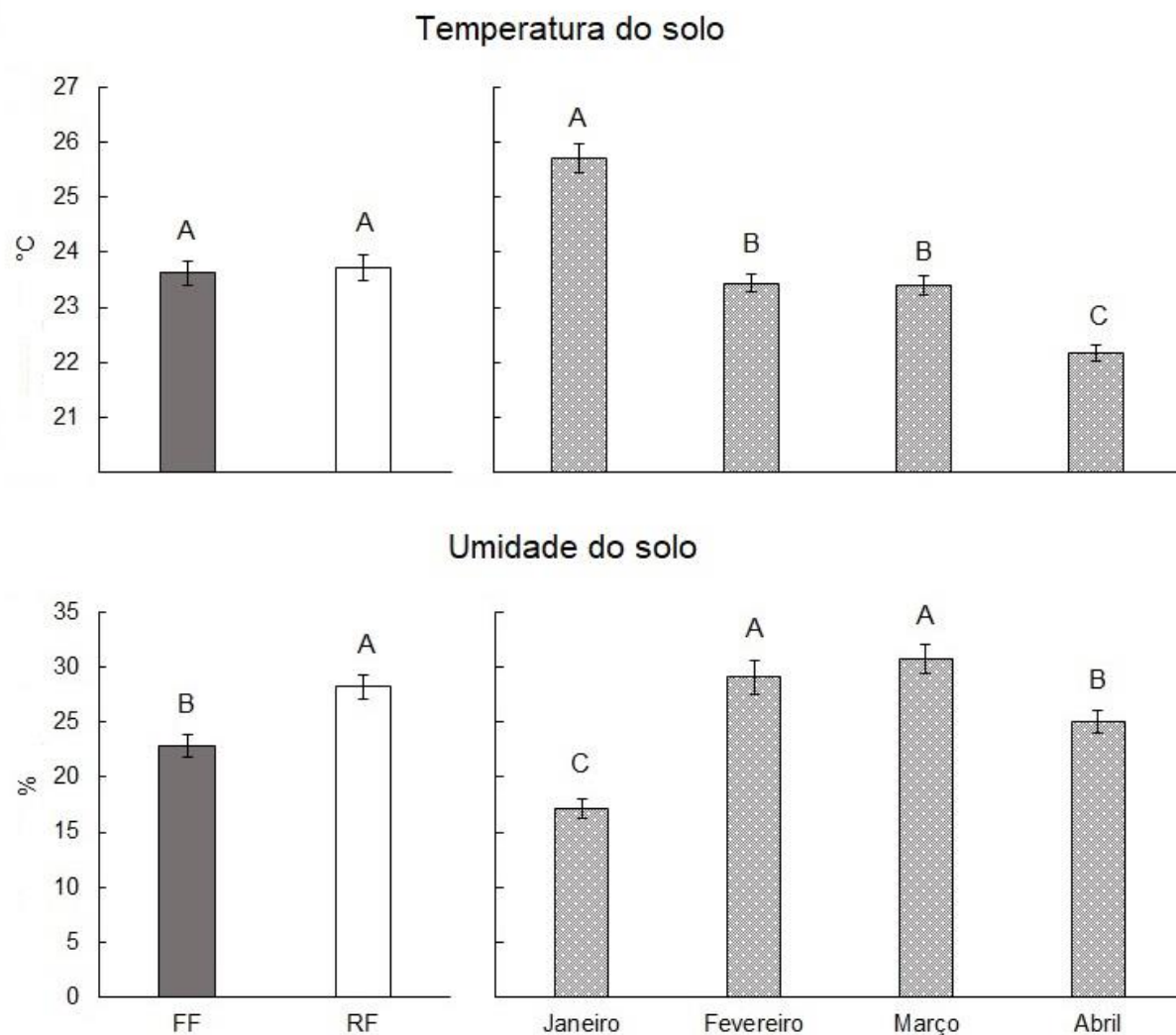


Figura 9 – Relação da respiração do solo (RS) no grupo controle em função da temperatura do solo a 5 cm de profundidade, nos meses de janeiro (pontos azuis), fevereiro (alaranjados) março (cinzas) e abril (amarelos). Em ambientes de fragmentos florestal e reflorestamento, nas áreas da Faz. Congonhas, Faz. Alvorada e no Parque Estadual Mata dos Godoy.

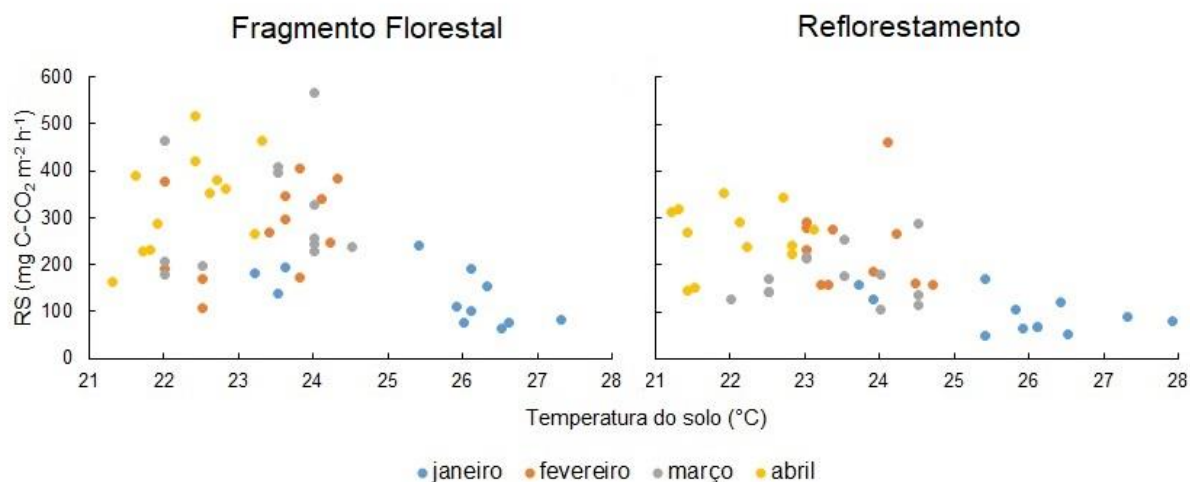
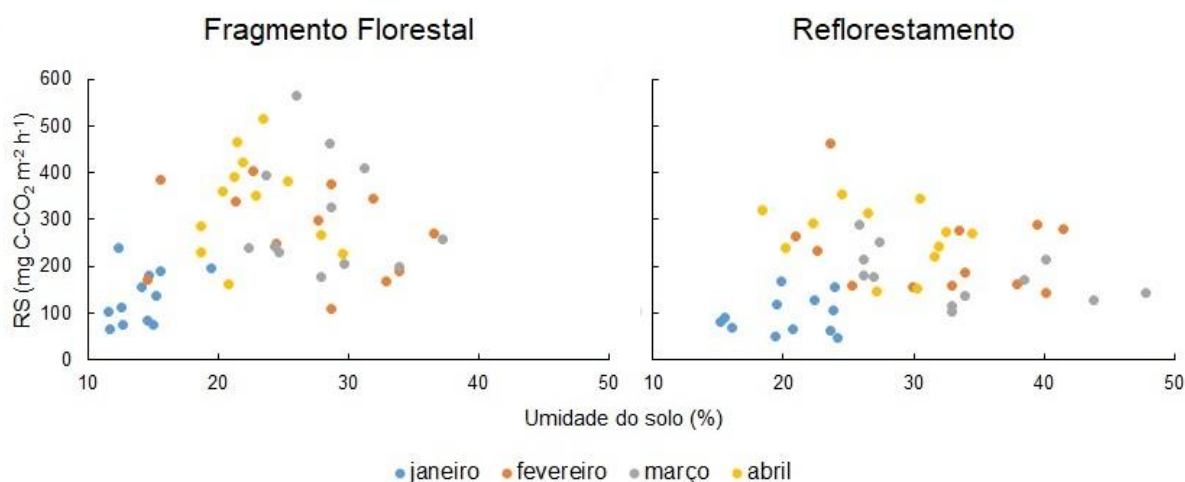


Figura 10 - Relação da respiração do solo (RS) no grupo controle em função da umidade volumétrica do solo a 5 cm de profundidade, nos meses de janeiro (pontos azuis), fevereiro (alaranjados) março (cinzas) e abril (amarelos). Em ambientes de fragmento florestal e reflorestamento, nas áreas da Faz. Congonhas, Faz. Alvorada e no Parque Estadual Mata dos Godoy.



4.1.2 Variação entre ambientes

No grupo controle, a RS foi aproximadamente 27% maior em FF que em RF ($p=0,001$), em que foram observados fluxos de 267,4 e 194,5 mg C-CO₂ m⁻² h⁻¹, em FF e RF, respectivamente (Figura 11).

4.1.3 Efeito dos tratamentos

No momento anterior ao início das manipulações na deposição de serapilheira e nitrogênio, em dezembro de 2018, não foi observada diferença entre os grupos de tratamentos controle, sem serapilheira, dobro de serapilheira e deposição de nitrogênio sobre a RS ($p = 0,9$; Figura A1). Portanto, não houve efeito prévio do local em que foram instaladas as parcelas.

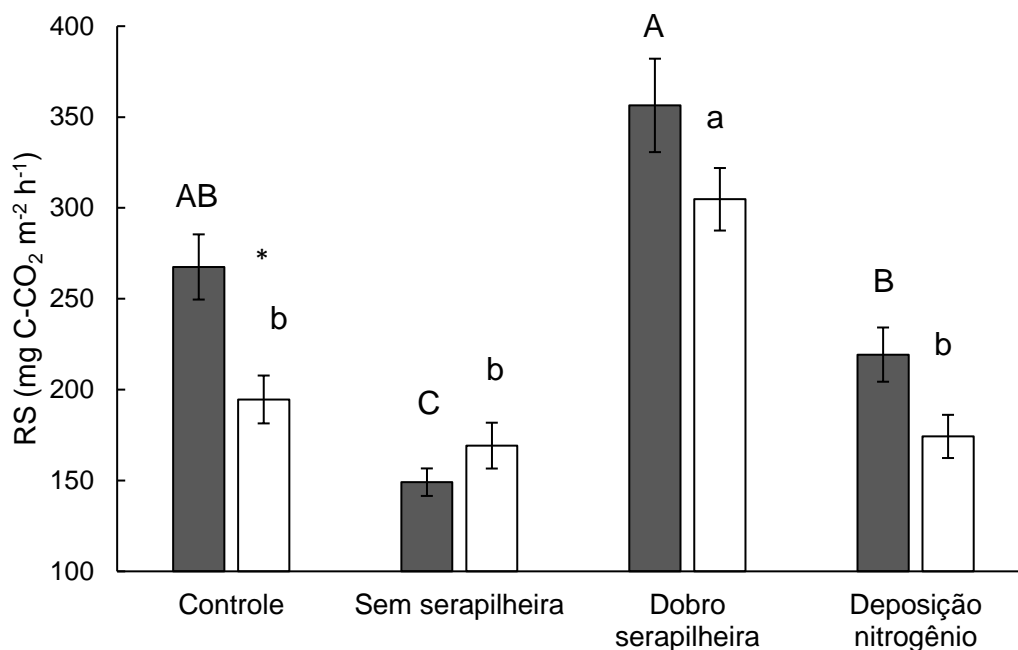
Na análise após os tratamentos (Tabela 4), foi observada interação dos fatores ambiente e tratamento sobre a RS ($p = 0,03$), revelando diferentes respostas aos tratamentos quanto ao ambiente. Além disso, o único grupo que apresentou diferença entre os ambientes foi o controle (Figura 11).

No tratamento sem serapilheira, em FF, a RS foi 44% menor em relação ao grupo controle, e 58% menor que o grupo com o dobro de serapilheira. Já em RF, o tratamento sem serapilheira não apresentou diferença significativa em relação ao controle, porém foi 44% menor que o grupo com o dobro de serapilheira.

O tratamento com o dobro de serapilheira não apresentou diferença significativa em relação ao controle em FF, porém foi maior que o grupo sem serapilheira neste ambiente. Já em RF, o tratamento com dobro de serapilheira apresentou efeito positivo sobre a RS, com aumento 57% em relação ao controle, além disso, foi maior que o grupo sem serapilheira.

Por fim, o tratamento com deposição de nitrogênio não apresentou efeito significativo em relação ao controle em nenhum dos ambientes, contudo, foi maior que o grupo sem serapilheira em FF e menor que o com o dobro de serapilheira em ambos ambientes (Figura 11).

Figura 11 - Respiração do solo (RS) nos tratamentos controle, sem serapilheira, dobro de serapilheira e deposição de nitrogênio nos fragmentos florestais (colunas cinzas) e nos reflorestamentos (colunas brancas) localizados no norte do Paraná, sul do Brasil. Barras indicam erro padrão. Médias seguidas pela mesma letra maiúscula (fragmentos florestais) ou letra minúscula (reflorestamentos) não são significativamente diferentes em $p < 0,05$. Asteriscos indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre fragmentos florestais e reflorestamentos.



4.2 BIOMASSA MICROBIANA DO SOLO (BMS) E CARBONO ORGÂNICO LÁBIL (C_L)

O CBM, NBM, relação CBM:NBM e C_L nas três áreas de estudo (Fazenda Alvorada, Fazenda Congonhas e Parque Estadual Mata dos Godoy), nos ambientes (FF e RF) e tratamentos (sem serapilheira, dobro de serapilheira e deposição de nitrogênio) estão demonstrados na Tabela 6.

Tabela 6 – Carbono da biomassa microbiana (CBM), nitrogênio da biomassa microbiana (NBM), relação carbono/nitrogênio da biomassa microbiana (C:N BM) e carbono orgânico lábil do solo (CL) em mg kg solo seco⁻¹, de 0 a 10 cm de profundidade nas áreas da Fazenda Alvorada, Fazenda Congonhas e Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG) em ambientes de fragmento florestal (FF) e reflorestamento (RF), nos tratamentos controle, sem serapilheira, dobro de serapilheira e deposição de nitrogênio. Os valores indicam a média de 4 repetições seguido do erro padrão.

		Faz. Alvorada		Faz. Congonhas		PEMG		Média	
		FF	RF	FF	RF	FF	RF	FF	RF
Controle	CBM	744.7 ± 44.5	544.7 ± 10.7	985.4 ± 25.2	627.4 ± 133	941.6 ± 107	568.4 ± 27.8	890.5 ± 47.8	580 ± 42.5
	NBM	52.9 ± 4	39.3 ± 10.7	94.6 ± 23.4	32.9 ± 2.6	95 ± 25.4	49.5 ± 14.3	80.8 ± 12	40.6 ± 5.1
	C:N BM	14.1 ± 0.5	14.8 ± 2.1	12.8 ± 3.2	15.2 ± 0.8	13.1 ± 4.3	18.1 ± 1.9	13.3 ± 1.6	17.4 ± 2.9
	CL	1065.2 ± 92.2	650 ± 59	1241.7 ± 246	697.5 ± 38.7	1517 ± 236.6	1088.5 ± 95.7	1274.6 ± 120.5	812 ± 69.2
Sem serapilheira	CBM	679.4 ± 102	506.9 ± 47	692.5 ± 116	414.3 ± 85.4	389 ± 79.3	356.5 ± 31.1	586.9 ± 67.3	425.9 ± 36
	NBM	37.6 ± 8.9	28.9 ± 11	51.6 ± 23.4	32.9 ± 7.4	59.1 ± 11.4	24.2 ± 8.7	49.5 ± 8.7	28.7 ± 4.8
	C:N BM	23.51 ± 8.5	29.57 ± 11.5	21.1 ± 6.6	14 ± 2.8	8 ± 2.6	19.8 ± 5.3	17.5 ± 3.9	21.1 ± 4.3
	CL	1100.9 ± 25.1	607.5 ± 35.7	924.8 ± 123.5	585 ± 39.1	1665.7 ± 194.7	1294.1 ± 26.8	1230.4 ± 118.1	828.8 ± 100.8
Dobro de serapilheira	CBM	902.4 ± 98.9	571 ± 67.8	1138 ± 143	793.6 ± 105.3	681.3 ± 125.2	555.5 ± 74.5	907.2 ± 85.6	640 ± 54.8
	NBM	61.1 ± 20.9	49.9 ± 2.8	63.7 ± 16.2	49.7 ± 11.5	71.8 ± 15	58.6 ± 4.8	65.6 ± 9.2	52.8 ± 4
	C:N BM	22.5 ± 8.7	11.7 ± 2.1	25 ± 9.3	17.1 ± 2	10.7 ± 2.9	9.6 ± 1.5	19.4 ± 4.3	12.9 ± 1.4
	CL	1385.7 ± 274.1	789.6 ± 101.1	1228.6 ± 169.6	700.6 ± 78.3	1593.5 ± 157.3	1083.5 ± 89.6	1401.6 ± 117.1	857.9 ± 68.2
Deposição de nitrogênio	CBM	592.7 ± 80.4	558.6 ± 131.8	848.5 ± 49.1	605.6 ± 57.2	666.1 ± 132.7	418.1 ± 147.2	702.4 ± 58.8	527.4 ± 66.5
	NBM	34.9 ± 7.2	37.4 ± 10.6	86.1 ± 20.6	51.8 ± 8.6	83.3 ± 19.4	41.8 ± 7.6	68.1 ± 11.3	43.7 ± 5
	C:N BM	21.7 ± 8	18.4 ± 7.1	11.3 ± 2	12.7 ± 2.2	10.3 ± 3.5	13.5 ± 41.6	14.4 ± 3.1	14.8 ± 3.2
	CL	1067.8 ± 44.4	792.8 ± 231.6	1212.8 ± 233.8	660.5 ± 55	1515.6 ± 113.2	1154.3 ± 7.1	1265.4 ± 97.3	869.2 ± 96.3

Considerando apenas os dados do grupo controle, o fator área não apresentou efeito sobre o CBM ($p= 0,16$; Tabela A3), NBM ($p= 0,54$; Tabela A4), nem relação CBM:NBM ($p= 0,9$; Tabela A5). O efeito da área de estudo foi observado apenas sobre o C_L ($p= p<0,001$; Tabela 9 **Tabela A6**), que apresentou maiores valores no PEMG que nas Fazendas Alvorada e Congonhas (Figura 12). Os resultados das análises de variância sobre CBM, NBM e C_L estão demonstrados nas tabelas 7, 8 e 9, respectivamente.

Tabela 7 - Resultado da ANOVA fatorial na avaliação dos efeitos dos ambientes (fragmento florestal e reflorestamento) e tratamentos (dobro de serapilheira, sem serapilheira, deposição de nitrogênio e controle) sobre o carbono da biomassa microbiana (CBM).

Fatores	SQ	Graus de liberdade	QM	F	p
ambiente	0.5536	1	0.5536	22.32	0.000009*
tratamento	0.4899	3	0.1633	6.58	0.000457*
ambiente x tratamento	0.0154	3	0.0051	0.21	0.891041
erro	2.1828	88	0.0248		

* Valores significativos para $\alpha=5\%$

Tabela 8 - Resultado da ANOVA fatorial na avaliação dos efeitos dos ambientes (fragmento florestal e reflorestamento) e tratamentos (dobro de serapilheira, sem serapilheira, deposição de nitrogênio e controle) sobre o nitrogênio da biomassa microbiana (NBM).

Fatores	SQ	Graus de liberdade	QM	F	p
ambiente	0.8247	1	0.8247	15.234	0.000186*
tratamento	0.7928	3	0.2643	4.881	0.003469*
ambiente x tratamento	0.2224	3	0.0741	1.369	0.257459
erro	4.7642	88	0.0541		

* Valores significativos para $\alpha=5\%$

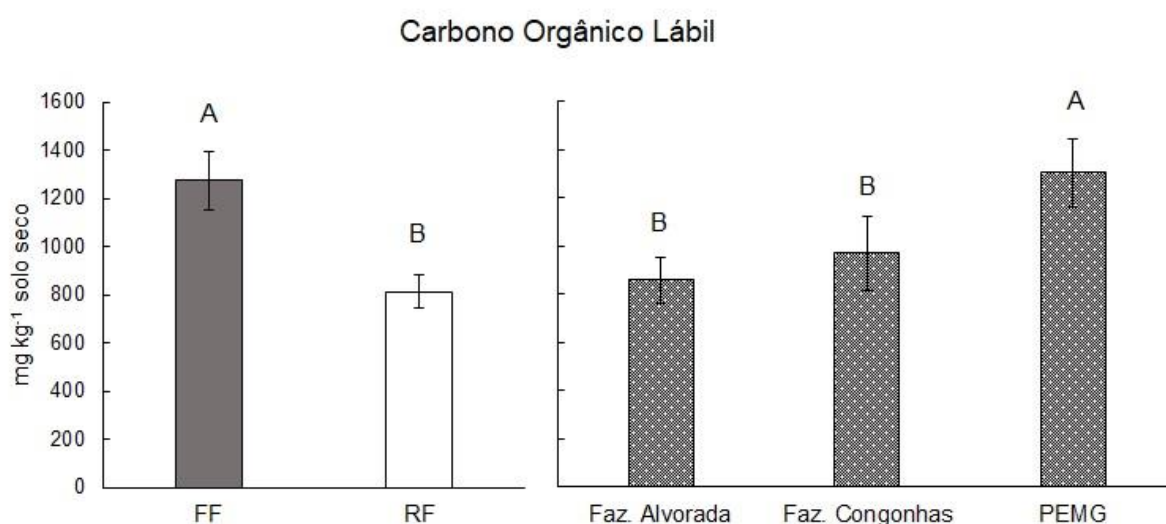
Tabela 9 - Resultado da ANOVA fatorial na avaliação dos efeitos das áreas (Faz. Alvorada, Faz. Congonhas e PEMG), ambientes (fragmento florestal e reflorestamento) e tratamentos (dobro de serapilheira, sem serapilheira, deposição de nitrogênio e controle) sobre o carbono orgânico lábil (C_L)

Fatores	SQ	Graus de liberdade	QM	F	p
área	4227305	2	2113653	26,555	0,000000*
ambiente	4887472	1	4887472	61,405	0,000000*
tratamento	143017	3	47672	0,599	0,617768
área x ambiente	21943	2	10971	0,138	0,871467

área x tratamento	543047	6	90508	1,137	0,349819
ambiente x tratamento	86164	3	28721	0,361	0,781445
área x ambiente x tratamento	113272	6	18879	0,237	0,962876
erro	5730765	72	79594		

* Valores significativos para $\alpha=5\%$

Figura 12 - Carbono orgânico lábil do solo (C_L), no grupo controle, nas áreas (n= 8) da Fazenda Alvorada, Fazenda Congonhas e Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG) em ambientes (n= 12) de fragmento florestal (FF) e reflorestamento (RF). Colunas indicam a média, barras o erro padrão. Colunas seguidas pela mesma letra não são significativamente diferentes ($p<0,05$).



4.2.1 Variação entre ambientes

O ambiente apresentou efeito significativo sobre o CBM ($p<0,001$) e NBM ($p<0,001$), que foram, respectivamente, 30 e 38% maiores em FF que em RF. Porém, a relação entre CBM e NBM (C:N BM) não foi diferente entre os ambientes ($p=0,5$). Além disso, houve efeito do ambiente sobre o C_L ($p<0,001$), que foi 36% maior em FF que em RF (Figura 12).

4.2.2 Efeito dos tratamentos

O efeito do fator tratamento foi significativo sobre o CBM ($p<0,001$) e NBM ($p=0,003$). Ambos apresentaram padrões semelhantes nas respostas aos tratamentos em relação ao grupo controle, em que o único que apresentou diferença

foi o grupo sem serapilheira, com redução de 31 e 35% no CBM e NBM, respectivamente (Figura 13 Figura 14).

Não foram observados efeitos significativos dos tratamentos sobre a relação C:N da BMS ($p=0,6$) ou sobre o C_L ($p=0,6$).

Figura 13- Carbono da biomassa microbiana (CBM) nos ambientes ($n=48$) de fragmento florestal (FF) e reflorestamento (RF) e nos tratamentos ($n=24$) controle, sem serapilheira, dobro de serapilheira e deposição de nitrogênio. Colunas indicam a média, barras o erro padrão. Colunas seguidas pela mesma letra não são significativamente diferentes ($p<0,05$).

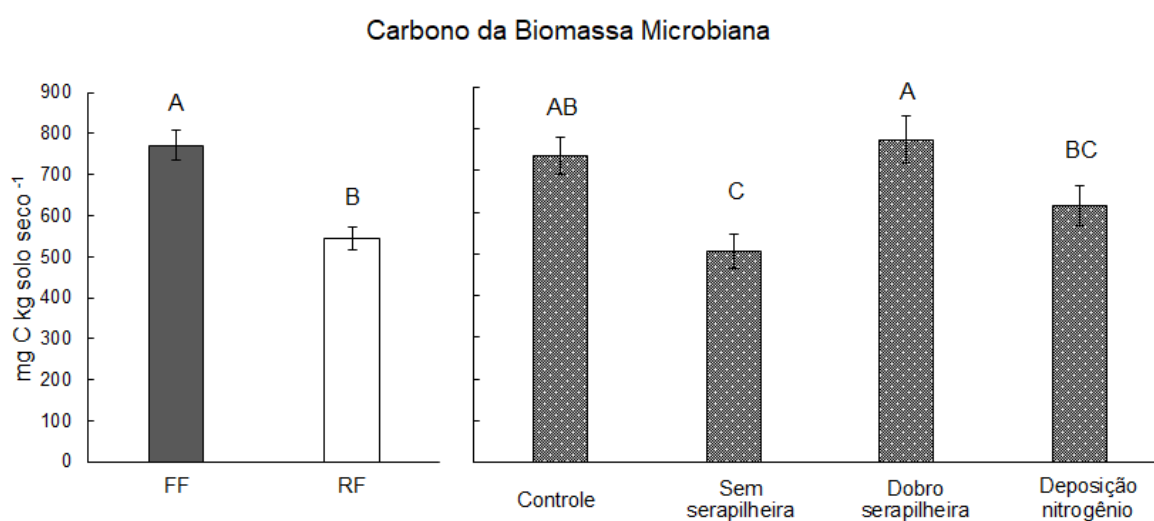
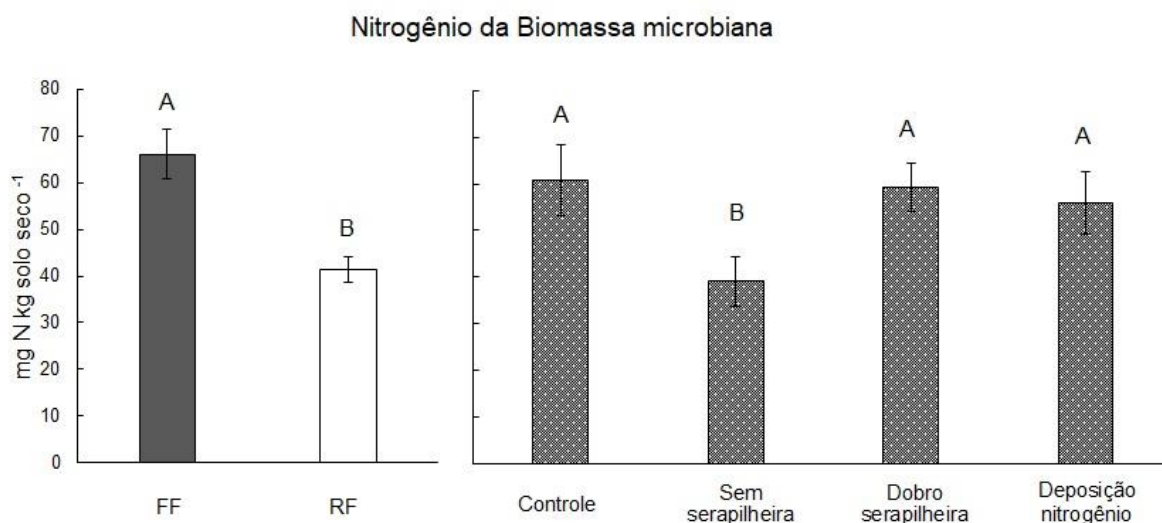


Figura 14 - Nitrogênio da biomassa microbiana (NBM) nos ambientes ($n=48$) de fragmento florestal (FF) e reflorestamento (RF) e nos tratamentos ($n=24$) controle, sem serapilheira, dobro de serapilheira e deposição de nitrogênio. Colunas indicam a média, barras o erro padrão. Colunas seguidas pela mesma letra não são significativamente diferentes ($p<0,05$).



4.2.3 Correlações entre variáveis

A matriz de correlação de Pearson entre as variáveis revelou relação positiva entre CBM e NBM. Além disso, foi verificada relação positiva entre a RS amostrada no mês de abril (momento em que foi realizada a coleta de solo para a amostragem das outras variáveis) com o CBM e o NBM. Por fim, foi observada correlação positiva entre CL e NBM (Tabela 10).

Tabela 10 - Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis respiração do solo (RS), carbono e nitrogênio da biomassa microbiana (CBM e NBM), carbono orgânico lábil (CL) e relação carbono: nitrogênio da biomassa microbiana (C:N BM) amostradas nos fragmentos florestais e reflorestamentos no norte do Paraná. As correlações foram calculadas com todas as observações (n= 96), *Correlação significativa, ns correlação não significativa em $p < 0,05$,
^a Valores referentes ao mês de abril de 2019.

	CBM	NBM	CL	C:N BM
RS^a	0.34 *	0.21 *	ns	ns
CBM		0.26 *	ns	0.4 *
NBM			0.21 *	-0.78 *
CL				ns

5 DISCUSSÃO

5.1 RESPIRAÇÃO DO SOLO (RS)

5.1.1 Variação Temporal, Temperatura e Umidade do Solo

Foram observadas as menores taxas de RS de no mês janeiro, que corresponde ao período mais seco e quente dos quatro meses amostrados, fevereiro e março apresentaram RS intermediária e abril a mais alta. Temperatura e umidade do solo são os fatores que mais afetam as taxas de decomposição a curto prazo (Davidson et al. 2000; Yuste et al., 2007), e há interação desses fatores no controle da RS (Craine & Gelderman, 2011), não podendo ser analisados separadamente.

A maior umidade do solo encontrada em RF em relação à FF (Figura 8), está de acordo com o observado por Paula (2018). Esta diferença pode ser explicada pelo maior consumo da água em FF. Segundo Bruno et al. (2006), quanto maior a densidade arbórea florestal, mais rapidamente a água contida no solo sob rasa profundidade é absorvida pelas raízes e transpirada nas folhas. Assim, a maior biomassa arbórea (Arcanjo, 2017) e maior densidade de raízes absorventes em FF (Rondina et al., 2019) possivelmente causou maior transpiração foliar neste ambiente, diminuindo o acúmulo de água no solo nesta profundidade.

A baixa RS em janeiro, tanto em FF quanto em RF (Figura 9), possivelmente ocorreu pela queda da atividade microbiológica do solo em momentos de alta temperatura associada a baixa umidade (Figura 8). O mesmo padrão foi observado por Yuste et al., (2007) sob regimes sazonais quentes e secos. Em estudos em que a umidade não atuou como um fator limitante, diversos autores verificaram um aumento exponencial da RS em função do aumento da temperatura (Lloyd & Taylor, 1994; Boone et al., 1998).

A RS apresentou queda em umidade volumétrica abaixo de 15% em FF (Figura 10), valores mínimos atingidos apenas neste ambiente, que apresentou os valores mais baixos de umidade, portando havendo limitação na disponibilidade de água à atividade microbiana. Em RF, onde a umidade não ultrapassou o valor mínimo de 15%, não foi observada a mesmo padrão (Figura 10). Segundo Davidson et al.

(2000), os teores de água no solo abaixo da capacidade de campo limitam a atividade microbiana pela limitação de substratos orgânicos solúveis em água, portanto, há queda na produção de CO₂. Por outro lado, solos excessivamente úmidos tendem a diminuir a RS pela restrição na difusão de oxigênio (Linn & Doran, 1984). Efeitos da seca na limitação da RS foram observados em umidade volumétrica abaixo de 12% e saturação acima de 80% (Boone et al., 1998; Mo et al., 2008). Segundo Dilustro et al. (2005), estes limites dependem da textura do solo amostrado.

Além de limitar a atividade microbiológica edáfica diretamente, efeitos da umidade e temperatura podem ser encontrados na associação entre microrganismos e vegetação, na fração autotrófica da RS. Plantas em atividade fotossintética exsudam continuamente em sua rizosfera substratos de fácil decomposição como glicose, aminoácidos e ácidos orgânicos (Gleixner et al., 2005). Em condições quentes e secas, a produção fotossintética é limitada no ecossistema, portanto há menor translocação de fotoassimilados para as raízes, havendo diminuição da atividade microbiana (Hogberg et al., 2001; Kuzyakov & Cheng, 2004; Tang et al., 2005; Gleixner et al., 2005; Baldocchi et al., 2006). Tang et al. (2005) verificaram forte controle da fotossíntese sobre a respiração solo no ecossistema, com uma resposta de 7 a 12 horas.

5.1.2 Variação entre ambientes

A RS em ambientes de FF foi cerca de 27% maior que em RF. Essa diferença encontrada entre os ambientes foi similar à observada por Rondina et al. (2019) entre o fragmento de floresta no PEMG e um ambiente arbustivo em início da sucessão ecológica. Porém os autores utilizaram o método de respirometria *in vitro*, em que o efeito das raízes é excluído. Paula (2018), em análise da RS nas mesmas áreas que o presente estudo, não observou diferenças entre RF e FF, em contrapartida aos nossos resultados, possivelmente pelo fato de suas amostragens terem sido realizadas durante a estação seca, em que a condição climática limitou a RS neste período, revelando valores menores que os nossos, com média de 73,5 mg C-CO₂ m⁻² h⁻¹. Valores similares aos nossos foram encontrados na Amazônia Oriental por Davidson et al. (2000) em florestas maduras, variando entre 200 e 300 mg C-CO₂ m⁻² h⁻¹ durante a estação chuvosa, com decréscimo nos meses mais secos. Salimon (2003) observou um efluxo médio anual 188 mg C-CO₂ m⁻² h⁻¹ em florestas

preservadas na Amazônia Sul-Occidental, também com taxas similares as nossas em períodos de maior precipitação.

A RS é frequentemente relacionada positivamente à atividade enzimática microbiana na decomposição de substratos orgânicos no solo e mineralização de nutrientes (Cui et al., 2014). Assim, em ambientes tropicais em estágios menos avançados na sucessão ecológica, como reflorestamentos, há menor quantidade de matéria orgânica depositada no solo que em florestas maduras (Nogueira et al., 2016). Além disso, a maior riqueza da comunidade vegetal em FF (Arcanjo, 2017) pode resultar em uma composição química da MOS mais diversa, refletindo em maior diversidade microbiológica, portanto maior respiração heterotrófica no solo nesse ambiente (Shihan et al., 2017).

A maior RS em FF também pode estar associada à decomposição de substratos de fonte autotrófica. Rondina et al. (2019) sugerem que plantas de ambientes em estágios tardios da sucessão apresentam como característica funcional maior exsudação de compostos fotoassimilados pelas raízes como estratégia para obtenção de nutrientes, através da associação com bactérias do solo. Já plantas de início da sucessão apresentam como estratégia principal a associação com fungos micorrízicos. Além disso, florestas maduras apresentam maior densidade de raízes finas, o que pode acentuar os efeitos (Rondina et al., 2019).

5.1.3 Efeito dos tratamentos

A resposta da RS aos tratamentos sem serapilheira e dobro de serapilheira foi diferente entre FF e RF (Figura 11). O efeito negativo da remoção mensal da serapilheira sobre a RS foi observado apenas em FF. Essa relação não foi significativa em RF possivelmente pela limitação prévia de MOS neste ambiente, o que pode ser evidenciado pelos menores valores mensurados no grupo controle (Figura 11). Por outro lado, o aumento em duas vezes no conteúdo de serapilheira apresentou efeito positivo apenas em RF, reforçando a hipótese de maior limitação de substratos disponíveis à decomposição nesse ambiente. Além disso, ambientes mais abertos têm maior dependência da camada de serapilheira para manutenção das condições favoráveis à atividade microbiana no solo (Amatangelo et al., 2008), já que em florestas maduras há maior interceptação do calor solar e da precipitação pelo dossel (Lowman & Schowalter, 2012).

O metabolismo da comunidade edáfica, portanto a mineralização de nutrientes, é fortemente afetada pela entrada de serapilheira na superfície do solo (Chapin et al., 2011). Dessa forma, Li et al. (2004) observaram queda de 54% da RS após 7 anos de exclusão da entrada de serapilheira em florestas tropicais. Em levantamento bibliográfico de experimentos com manipulações nos teores de serapilheira em diversos ecossistemas, Xu et al. (2013) constataram diminuição média de 34% da RS com a sua remoção e aumento de 31% com a adição, em que os efeitos mais pronunciados foram encontrados em florestas tropicais. Além disso, foi verificada correlação positiva da RS com a massa de serapilheira adicionada e negativa com a removida nos experimentos.

O tratamento com a deposição de nitrogênio não apresentou efeito sobre a RS em nenhum dos ambientes (Figura 11). Em levantamento bibliográfico de estudos realizados em florestas temperadas, Janssens et al. (2010) apontam que o aumento na deposição de N no solo limita o metabolismo da comunidade microbiana no solo, tanto pela via da decomposição de substratos autotróficos, com a redução de biomassa de raízes; quanto heterotrófica, com a supressão da produção de enzimas ligninolíticas pela microbiota. Os autores sugerem que respostas similares podem ocorrer em ambientes tropicais. Contudo, a maioria dos estudos sobre o efeito da deposição de N foram realizados em ecossistemas de floresta temperada, onde é comum a limitação natural de N no solo (Mo et al., 2008). Florestas tropicais diferem das florestas temperadas não apenas no clima, mas também são mais limitadas em fósforo do que em nitrogênio e os solos são frequentemente mais ácidos (Hall & Matson, 2003). Cleveland & Townsend (2006), em florestas tropicais na Costa Rica, verificaram aumento da biomassa de raízes finas e da RS *in situ* após dois anos de deposição de nitrato de amônio ($150 \text{ kg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$). Porém, em ensaios *in vitro* em que é excluído o efeito de raízes foi observado efeito contrário, havendo aumento da respiração autotrófica e diminuição da respiração heterotrófica com a deposição de N nesse ecossistema. Assim, há necessidade de mais estudos para o entendimento das respostas da RS à deposição de N em florestas tropicais, já que até o momento existem poucas publicações (Zak et al., 2019). Além disso, a direção dos efeitos do aumento da deposição de N nos processos de mineralização do C da serapilheira possivelmente depende de quais espécies estão presentes na microbiota em diferentes ecossistemas, assim como a composição química do substrato colonizado (Carreiro et al., 2000; Waldrop et al., 2004).

5.2 BIOMASSA MICROBIANA DO SOLO (BMS) E CARBONO ORGÂNICO LÁBIL (C_L)

5.2.1 Variação entre ambientes

Tanto o CBM quanto o NBM foram maiores em ambientes de FF que em RF. Da mesma maneira que a RS, a BMS é frequentemente relacionada positivamente à atividade enzimática microbiana na decomposição da MOS e mineralização de nutrientes (Zhu et al., 2014). Portanto, em estágios tardios da sucessão ecológica, em que há maiores estoques de substratos orgânicos no solo, conseqüentemente há maior BMS que ambientes menos avançados na sucessão (Nogueira et al., 2016; Rondina et al., 2019). Além disso, Beare et al. (1990) indicam que a biomassa microbiana presente na camada de serapilheira é positivamente correlacionada ao conteúdo de N neste material. Santos (2019), nas mesmas áreas do presente estudo, encontrou maiores concentrações de N na serapilheira em ambiente de FF quando comparado com RF, o que pode ter contribuído para a maior BMS nesses ambientes.

Não foram observadas diferenças na relação C:N da biomassa microbiana entre FF e RF. Paul & Clark (1996) sugerem que diferenças nessa relação refletem diferenças no investimento do material celular estrutural pela microbiota, e.g., biomassa de fungos possui relação C:N maior que bactérias. Assim, comunidades vegetais que apresentem diferenças na constituição dos tecidos podem corresponder a diferenças mensuráveis na proporção C:N da BMS (Cleveland & Liptzin, 2007). Apesar dos valores mais altos no RF (Tabela 6), essa distinção não foi significativa.

Foi observado maior aporte de C_L no solo na área do PEMG que nas Fazendas Alvorada e Congonhas, os valores obtidos foram similares aos de Rondina et al. (2019) nessa mesma área. Além disso, o C_L foi maior em FF que RF. O C_L é o carbono disponível à captação da microbiota do solo para crescimento e manutenção celular, de baixo peso molecular, composto por uma variedade de exsudatos, secreções, mucilagens ou ainda estoque de MOS com curto tempo de rotatividade (Curl & Truelove, 1986). Por conta de sua origem é encontrado em maior concentração na rizosfera e exerce influência sobre a diversidade e estado fisiológico da microbiota

nestas zonas (Toal et al., 2000; Rondina et al., 2019). Rondina et al. (2019) sugerem que em florestas maduras há maior investimento em rizodeposição pela comunidade vegetal que ecossistemas em estágio iniciais da sucessão, portanto maior aporte de C_L.

5.2.2 Efeito dos tratamentos

De acordo com o observado, a quantidade de serapilheira presente nos ambientes analisados não atua como um fator limitante ao crescimento das populações microbianas, visto que o aumento em duas vezes na deposição não causou aumento do CBM nem NBM, ou ainda, a MO adicional não foi incorporada à BMS durante o período de quatro meses do experimento. Porém, o tratamento de retirada e exclusão da entrada da serapilheira revelou efeitos negativos tanto no CBM quanto NBM. O tempo médio de decomposição do material na serapilheira varia entre 4 a 16 anos em florestas temperadas e 3 meses a 1 ano em florestas tropicais (Witkamp & Olson, 1963). Sua remoção pode, portanto, induzir a um rápido declínio da microbiota do solo nestes ambientes (Xu et al., 2013). Assim, após 4 meses de exclusão da camada de serapilheira, constatamos uma ruptura na ciclagem de C e N, figurada na diminuição do CBM e NBM.

A serapilheira é um dos mais importantes componentes na ciclagem de nutrientes em florestas tropicais e mudanças em sua dinâmica podem causar diversos efeitos nesses ecossistemas (Attiwill & Adams, 1993). Em meta análise de 70 trabalhos em variados ecossistemas, Xu et al. (2013) verificaram que a remoção da camada de serapilheira causou queda de 34% do CBM, valor significativo apenas em florestas tropicais e subtropicais. Em contrapartida, a adição de serapilheira causou o aumento de 26% do CBM, com efeito mais pronunciado em pastagens.

Assim como sobre a RS, a deposição de N não apresentou efeitos significativos sobre o CBM nem NBM, em nenhum dos ambientes. Waldrop et al. (2004), em três diferentes ecossistemas florestais do centro-oeste dos Estados Unidos, verificaram efeitos negativos, neutros e positivos sobre a BMS com aumento na deposição de nitrato de amônio ($80 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$) após um ano, revelando uma resposta ecossistema-específica, em que os efeitos negativos estariam associados a ambientes com alto conteúdo recalcitrante no estoque de MOS, e ecossistemas com MOS de mais rápida ciclagem apresentaram resposta neutra ou positiva. Zhou et al.

(2018) observaram decréscimo na BMS com a deposição de N em florestas tropicais na China, justificando esse efeito pela diminuição da decomposição de lignina, menores biomassa de raízes finas, C_L e pH do solo.

5.2.3 Correlações entre variáveis

A correlação entre as variáveis (Tabela 10) revelou um padrão consistente através da relação positiva entre a RS mensurada no mês de abril (momento em que foi realizada a coleta de solo para a amostragem das outras variáveis), e CBM e NBM. Um indicativo de que a energia obtida através da respiração está sendo utilizada no crescimento e reprodução das populações microbianas (Odum, 1958), portanto não há desvio de energia para a reparação de danos celulares, que poderia indicar uma situação de estresse da comunidade edáfica, logo, menor eficiência em converter o C assimilado em nova biomassa (Mendes et al., 2009).

Além disso, a correlação positiva entre C_L e NBM indica que essas fontes de substrato atuam no crescimento de populações de bactérias do solo nessas áreas. O C_L é composto por substratos prontamente disponíveis, decomposto principalmente por bactérias (Toal et al., 2000). Assim, sua maior disponibilidade pode favorecer o aumento da biomassa bacteriana, que possui menor razão C:N em sua constituição celular que a biomassa de fungos (Mouginot et al., 2014). Possivelmente, por isso essa relação foi significativa apenas entre C_L e NBM e não entre C_L e CBM.

6 CONCLUSÕES

Dado o exposto, foram verificados no ambiente de RF, menores RS, BMS e CL que em FF, revelando características do solo de ambientes menos avançados na sucessão ecológica nesse ambiente. A RS variou de acordo com o mês de amostragem, em que janeiro, com as condições climáticas mais quentes e secas, revelou maior limitação da atividade no solo. O tratamento de remoção da camada e deposição de serapilheira causou diminuição da RS apenas em FF, efeito não foi verificado em RF, possivelmente pela maior limitação de substratos característica deste ambiente (indicada pela menor RS). Além disso, houve redução do CBM e NBM em ambos ambientes, assim, este foi o tratamento que apresentou maior efeito sobre os bioindicadores analisados. O aumento em duas vezes na deposição de serapilheira gerou aumento da RS apenas em RF, reforçando a hipótese de maior limitação prévia de substratos à atividade microbiana que em FF, e não houve efeito deste tratamento sobre o CBM e NBM. Por fim, a deposição de N não apresentou efeito sobre a RS, CBM e nem NBM.

REFERÊNCIAS

- ADUAN, R. E.; VILELA, M. F. & KLINK, C. 2003. **Ciclagem de carbono em ecossistemas terrestres: o caso do Cerrado brasileiro**. Embrapa Cerrados.
- AMATANGELO, K. L.; DUKES, J. S. & FIELD, C. B. 2008. Responses of a California annual grassland to litter manipulation. **Journal of Vegetation Science** 19(5): 605-612.
- ANDERSON, J. P. & DOMSCH, K. H. 1978. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. **Soil Biology and Biochemistry** 10: 215- 221.
- ANDERSON, T. R.; HAWKINS E. & JONES P. D. 2016. CO₂, the greenhouse effect and global warming: from the pioneering work of Arrhenius and Callendar to today's Earth System Models. **Endeavour** 40:179-187.
- ARAÚJO, A. S. F. & MELO, W. J. 2012. **Biomassa microbiana do solo**. Teresina: Serviço de Processamento Técnico da Universidade Federal do Piauí. 150p.
- ARAÚJO, A. S. F. & MONTEIRO, R. T. R. 2007. Indicadores biológicos de qualidade do solo. **Bioscience Journal** 23(3): 66-75.
- ARAÚJO, T. M.; HIGUSHI, N. & CARVALHO JÚNIOR, J.A. 1999. Comparison of formulae for biomass content determination in a tropical rain forest site in the state of Pará, Brazil. **Forest Ecology and Management** 117: 43-52.
- ARCANJO, F. A. 2017. **Biomassa arbórea em sítios de restauração e remanescentes de mata atlântica do sul do Brasil**. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina.
- ATTIWILL, P. M. & ADAMS, M. A. 1993. Nutrient cycling in forests. **New phytologist** 124(4): 561-582.
- BALDOCCHI, D.; TANG, J. & XU, L. 2006. How switches and lags in biophysical regulators affect spatial-temporal variation of soil respiration in an oak-grass savanna. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences** 111(G2).
- BALL, B. C.; SCOTT, A. & PARKER, J. P. 1999. Field N₂O, CO₂ and CH₄ fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. **Soil and Tillage Research** 53(1): 29-39.
- BARDGETT, R. D. & WARDLE, D. A. 2010. Aboveground-belowground Linkages: Biotic Interactions, Ecosystem Processes, and Global Change. **Oxford University Press, Oxford**.
- BEARE, M. H.; NEELY, C. L.; COLEMAN, D. C. & HARGROVE, W. L. 1991. Characterization of a substrate-induced respiration method for measuring fungal, bacterial and total microbial biomass on plant residues. **Agriculture, Ecosystems & Environment** 34(1-4): 65-73.

- BERNOUX, M. & VOLKOFF, B. 2006. Soil carbon stock in soil ecoregions of Latin America. In: LAL, R.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; ETCHEVERS, J. & CERRI, C.E.P. **Carbon sequestration in soils of Latin America**. New York, Haworth, Pp.65-75.
- BERNOUX, M.; CONCEIÇÃO, S. C. M.; VOLKOFF, B. & CERRI, C. C. 2002. Brazil's soil carbon stocks. **Soil Science Society of America Journal** 66:888-896.
- BHERING, S. B.; SANTOS, H. G.; BOGNOLA, I. A.; CÚRCIO, G. R.; CARVALHO JUNIOR, W. D.; CHAGAS, C. D. S., ... & SILVA, J. D. S. 2008. Mapa de solos do Estado do Paraná, legenda atualizada. In Embrapa Florestas-Artigo em anais de congresso (ALICE). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 32., 2009, Fortaleza. O solo e a produção de bioenergia: perspectivas e desafios: anais. Viçosa, MG: SBCS; Fortaleza.
- BINI, D.; SANTOS, C. A.; CARMO, K. B.; NAGOMI, K.; ANDRADE, G.; ZANGARO, W. & NOGUEIRA, M. A. 2013. Effects of land use on soil organic carbon and microbial processes associated with soil health in southern Brazil. **European Journal of Soil Biology**. 55: 117-123.
- BOONE, R. D.; NADELHOFFER, K. J.; CANARY, J. D. & KAYE, J. P. 1998. Roots exert a strong influence on the temperature sensitivity of soil respiration. **Nature** 396(6711): 570.
- BRANDÃO-JUNIOR, O.; HUNGRIA, M.; FRANCHINI, J. C. & ESPINDOLA, C. R. 2008. Comparação entre os métodos de fumigação-extração e fumigação-incubação para determinação do carbono da biomassa microbiana em um latossolo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 32(5): 1911-1919.
- BROOKES, P. C.; LANDMAN, A.; PRUDEN, G. & JENKINSON, D. S. 1985. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. **Soil biology and Biochemistry** 17(6): 837-842.
- BRUNO, R. D.; ROCHA, H. R.; FREITAS, H. C.; GOULDEN, M.L. & MILLER, S. D. 2006. Soil moisture dynamics in an eastern Amazonian tropical forest. **Hydrological Processes** 20 (12): 2477-2489.
- BURD, A. B.; FREY, S.; CABRE, A.; et al. 2015. Terrestrial and marine perspectives on modeling organic matter degradation pathways. **Global Change Biology** 22(1): 121-136.
- CANADELL, J.G. & RAUPACH, M.R. 2008. Managing Forests for Climate Change Mitigation. **Science** 320:1456-1457.
- CAO, M. & WOODWARD F. I. 1998. Net primary and ecosystem production and carbon stocks of terrestrial ecosystems and their responses to climate change. **Global Change Biology**. 4: 185-198.
- CARREIRO, M. M.; SINSABAUGH, R. L.; REPERT, D. A. & PARKHURST, D. F. 2000. Microbial enzyme shifts explain litter decay responses to simulated nitrogen deposition. **Ecology** 81(9): 2359-2365.

- CARVALHO, J. L. N.; AVANZI, J. C.; SILVA, M. L. N.; MELLO, C. R. D. & CERRI, C. E. P. 2010. Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 34(2):277-289.
- CHAPIN, F. S.; MATSON, P. A. & VITOUSEK, P. 2011. **Principles of terrestrial ecosystem ecology**. 2ªed. Springer, Londres. 511 p.
- CHEN, J.; LUO, Y.; VAN GROENIGEN, K. J.; HUNGATE, B. A.; CAO, J.; ZHOU, X. & WANG, R. W. 2018. A keystone microbial enzyme for nitrogen control of soil carbon storage. **Science advances** 4(8): eaaq1689.
- CLEVELAND, C. C. & LIPTZIN, D. 2007. C: N: P stoichiometry in soil: is there a "Redfield ratio" for the microbial biomass? **Biogeochemistry** 85(3): 235-252.
- CLEVELAND, C. C. & TOWNSEND, A. R. 2006. Nutrient additions to a tropical rain forest drive substantial soil carbon dioxide losses to the atmosphere. **Proceedings of the National Academy of Sciences** 103(27): 10316-10321.
- COOK, J.; NUCCITELLI, D.; GREEN, S. A.; RICHARDSON, M.; WINKLER, B.; PAINTING, R.; ... & SKUCE, A. 2013. Quantifying the consensus on anthropogenic global warming in the scientific literature. **Environmental Research Letters** 8:024024.
- CRAINE, J. M. & GELDERMAN, T. M. 2011. Soil moisture controls on temperature sensitivity of soil organic carbon decomposition for a mesic grassland. **Soil Biology and Biochemistry** 43(2): 455-457.
- CUI, S.; ZHU, X.; WANG, S.; ZHANG, Z.; XU, B.; LUO, C.; ... & ZHAO, X. 2014. Effects of seasonal grazing on soil respiration in alpine meadow on the Tibetan plateau. **Soil use and management**, 30(3): 35-443.
- CURL, E. A. & TRUELOVE, B. 1986. Root exudates. In **The rhizosphere** (pp. 55-92). Springer, Berlin, Heidelberg.
- D'ANDREA, A. F.; SILVA, M. L. N.; DE FREITAS, D. A. F.; CURI, N. & SILVA, C. A. 2010. Variações de curto prazo no fluxo e variabilidade espacial do CO₂ do solo em floresta nativa. **Pesquisa Florestal Brasileira** 30:85.
- DAVIDSON, E. A.; VERCHOT, L. V.; CATTANIO J. H.; ACKERMAN I. L. & CARVALHO, J. E. M. 2000. Effects of soil water content on soil respiration in forests and cattle pastures of eastern Amazon. **Biogeochemistry** 48: 53-69.
- DIAS, J. D. 2006. **Fluxo de CO₂ proveniente da respiração do solo em áreas de floresta nativa da Amazônia**. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- DILUSTRO, J. J.; COLLINS, B.; DUNCAN, L. & CRAWFORD, C. 2005. Moisture and soil texture effects on soil CO₂ efflux components in southeastern mixed pine forests. **Forest Ecology and Management** 204(1): 87-97.
- DIXON, R. K., SOLOMON, A. M., BROWN, S., HOUGHTON, R. A., TREXIER, M. C., & WISNIEWSKI, J. 1994 Carbon pools and flux of global forest

ecosystems. **Science** 263:185-190.

- DOETTERL, S.; KEARSLEY, E.; BAUTERS, M.; HUFKENS, K.; LISINGO, J.; BAERT, G.; VERBEECK, H. & BOECKX, P. 2015. Aboveground vs. belowground carbon stocks in African tropical lowland rainforest: drivers and implications. **PLoS ONE** 10(11): 1–14.
- DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. 1994. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D. F. & STEWART, B. A. **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison: SSSA, p. 3-21.
- DURIGAN, G., SUGANUMA, M. S., & DE MELO, A. C. G. 2016. Expected values for attributes of riparian forests undergoing restoration at different ages. **Scientia Forestalis**. 44(110), 463-474.
- ENGEL, V.L. & PARROTTA, J.A. 2003. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. Pp. 01-26 In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL V.L.; GANDARA, F.B. (Eds.), **Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais**, FEPAF, Botucatu.
- ESWARAN, H.; VANDENBERG, E. & REICH, P. 1993. Organic carbon in soils of the world. **Soil Science Society of America Journal**., 57:192-194.
- FERREIRA, E. A. B; RESCK, D. V. S & GOMES, A. C. 2005. Medidas de fluxo de CO₂ pelos métodos da absorção alcalina e analisador de gás infravermelho em diferentes sistemas de manejo do solo no Cerrado. In: **Congresso brasileiro de ciência do solo** vol. 30.
- FOG, K. 1988. The effect of added nitrogen on the rate of decomposition of organic matter. **Biological Reviews**, 63(3): 433-462.
- FONTAINE, S.; BARDOUX, G.; ABBADIE, L. & MARIOTTI, A. 2004 Carbon input to soil may decrease soil carbon content. **Ecology Letters**. 7:314–320.
- FONTAINE, S.; BAROT, S.; BARRÉ, P.; BDIQUI, N.; MARY, B. & RUMPEL, C. 2007 Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. **Nature** 450:277–280.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO UNESCO). 1994. **Soil Map of the World**. FAO-UNESCO, Roma.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO UNESCO). 2015. World reference base for soil resources 2014, update 2015: International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. **World Soil Resources Reports**. 106: 192 p.
- FREY, S. A. S.; OLLINGER, K. J.; NADELHOFFER; et al. 2015. Chronic nitrogen additions suppress decomposition and sequester carbon in temperate forests. **Biogeochemistry** 121: 305-316.
- GALVÃO, A. V. F. & LOURENÇO, A. 2011. REED no Brasil: Um enfoque amazônico. Centro de Gestão de Estudos Estratégicos, 5ª ed., Brasília, DF.

- GAO, Q.; HASSELQUIST, N. J.; PALMROTH, S.; ZHENG, Z. & YOU, W. 2014. Short-term response of soil respiration to nitrogen fertilization in a subtropical evergreen forest. **Soil Biology and Biochemistry** 76: 297-300.
- GLEIXNER, G.; KRAMER, C.; HAHN, V. & SACHSE, D. 2005. The effect of biodiversity on carbon storage in soils. In **Forest Diversity and Function** (pp. 165-183). Springer, Berlin, Heidelberg.
- GRACE, J. 2001. Carbon cycle. In: Levin S. A. **Encyclopedia of biodiversity**. Academic Press, San Diego. Pp 609-629.
- GRISI, B. M. 1995. Biomassa e a atividade de microrganismos do solo: Revisão metodológica. **Revista Nordestina de Biologia** 10: 1-22.
- HALL, S. J., & MATSON, P. A. 2003. Nutrient status of tropical rain forests influences soil N dynamics after N additions. **Ecological Monographs** 73(1): 107-129.
- HODGE, A.; ROBINSON, D. & FITTER, A. 2000. Are microorganisms more effective than plants at competing for nitrogen? **Trends in Plant Science** 5: 304-308.
- HOGBERG, P.; NORDGREN, A.; BUCHMANN, N.; TAYLOR, A. F.; EKBLAD, A.; HOGBERG, M. N. ... & READ, D. J. 2001. Large-scale forest girdling shows that current photosynthesis drives soil respiration. **Nature**: 411(6839), 789.
- IAPAR – Instituto Agrônômico do Paraná. Médias históricas da estação meteorológica de Londrina
<http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=2324> (Acesso Março de 2019).
- INSTITUTO DAS ÁGUAS DO PARANÁ. Sistema de informações hidrológicas.
<http://www.aguasparana.pr.gov.br/pagina-264.html> (acesso em outubro de 2019).
- IPCC. 2007. Summary for Policymakers. In: SOLOMON, S.; QIN, D.; MANNING, M.; CHEN, Z.; MARQUIS, M.; AVERYT, K.B.; TIGNOR, M. & MILLER, H.L. (Eds). **Climate Change: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge University Press. 18 p.
- IPCC. 2013. **Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge University Press. 1535 p.
- JANSSENS, I. A.; DIELEMAN, W.; LUYSSAERT, S.; SUBKE, J. A.; REICHSTEIN, M.; CEULEMANS, R., ... & PAPAË, D. 2010. Reduction of forest soil respiration in response to nitrogen deposition. **Nature Geoscience** 3:315
- JENKINSON, D. S. 1966. Studies on the decomposition of plant material in soil: II. Partial sterilization of soil and the soil biomass. **Journal of Soil Science**, 17: 280-302.
- JENKINSON, D. S., & POWLSON, D. S. 1976. The effects of biocidal treatments on

metabolism in soil—V: A method for measuring soil biomass. **Soil biology and Biochemistry** 8(3): 209-213.

JENKINSON, D.S. & LADD, J.N. 1981. Microbial biomass in soil: Measurement and turnover. **Soil Biochemistry** 5: 415-471.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B.; OLIVEIRA, R. E. 2008. Biodiversidade e a restauração da floresta tropical. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. (Ed.) **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF. 27-48.

KASCHUK, G.; ALBERTON, O. & HUNGRIA, M. 2010. Three decades of soil microbial biomass studies in Brazilian ecosystems: lessons learned about soil quality and indications for improving sustainability. **Soil Biology and Biochemistry**. 42: 1-13.

KENNEDY, A. & DORAN, J. 2002. Sustainable agriculture: role of microorganisms. In: BITTON, G. (Org.) **Encyclopedia of Environmental Microbiology**. New York: John Wiley & Sons. p. 3116-3126.

KUZYAKOV, Y. & BLAGODATSKAYA, E. 2015. Microbial hotspots and hot moments in soil: concept & review. **Soil Biology and Biochemistry** 83: 184-199.

KUZYAKOV, Y. & CHENG, W. 2004. Photosynthesis controls of CO₂ efflux from maize rhizosphere. **Plant and Soil** 263(1): 85-99.

KUZYAKOV, Y., 2010. Priming effects: Interactions between living and dead organic matter. **Soil Biology and Biochemistry** 42: 1363-1371.

LI, Y.; XU, M.; SUN, O. J. & CUI, W. 2004. Effects of root and litter exclusion on soil CO₂ efflux and microbial biomass in wet tropical forests. **Soil Biology and Biochemistry** 36(12): 2111-2114.

LINN, D. M. & DORAN, J. W. 1984. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils. **Soil Science Society of America Journal** 48(6): 1267-1272.

LITTON, C. M.; RAICH, J. W. & RYAN, M. G. 2007 Carbon allocation in forest ecosystems. **Global Change Biology** 13:2089–2109.

LLOYD, J. & TAYLOR, J. A. 1994. On the temperature dependence of soil respiration. **Functional ecology**, 315-323.

LOWMAN, M. D., & SCHOWALTER, T. D. 2012. Plant science in forest canopies—the first 30 years of advances and challenges (1980–2010). **New Phytologist** 194(1): 12-27.

MAAROUFI, N. I.; NORDIN, A.; HASSELQUIST, N. J.; BACH, L. H.; PALMQVIST, K. & GUNDALE, M. J. 2015. Anthropogenic nitrogen deposition enhances carbon sequestration in boreal soils. **Global Change Biology** 21:3169-3180.

MAGNANI, F.; MENCUCCINI, M.; BORGHETTI, M.; BERBIGIER, P.; BERNINGER,

- F.; DELZON, S.; ... & KOWALSKI, A. S. 2007. The human footprint in the carbon cycle of temperate and boreal forests. **Nature** 447:848–850.
- MAHARJAN, M.; SANAULLAH, M.; RAZAVI, B. S. & KUZYAKOV, Y. 2017. Effect of land use and management practices on microbial biomass and enzyme activities in subtropical top-and sub-soils. **Applied Soil Ecology** 113: 22-28.
- MELILLO, J. M.; STEUDLER, P. A.; ABER, J. D.; NEWKIRK, K.; LUX, H.; BOWLES, F. P., ... & MORRISSEAU, S. 2002. Soil warming and carbon-cycle feedbacks to the climate system. **Science** 298(5601): 2173-2176.
- MENDES, I. C.; HUNGRIA, M.; REIS-JUNIOR, F. B.; FERNANDES, M. F.; CHAER, G. M.; MERCANTE, F. M. & ZILLI, J. E. 2009. Bioindicadores para avaliação da qualidade dos solos tropicais: utopia ou realidade? **Embrapa Cerrados-Documentos**. Planaltina, DF.
- MO, J.; ZHANG, W. E. I.; ZHU, W.; GUNDERSEN, P. E. R.; FANG, Y.; LI, D. & WANG, H. U. I. 2008. Nitrogen addition reduces soil respiration in a mature tropical forest in southern China. **Global Change Biology** 14(2): 403-412.
- MOREIRA, F.M.S. & SIQUEIRA, J.O. 2006. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2.ed., Lavras: Editora UFLA. 729p.
- MOUGINOT, C.; KAWAMURA, R.; MATULICH, K. L.; BERLEMONT, R.; ALLISON, S. D.; AMEND, A. S.; & MARTINY, A. C. 2014. Elemental stoichiometry of Fungi and Bacteria strains from grassland leaf litter. **Soil Biology and Biochemistry** 76:278-285.
- NAYAK, D.R.; BABU, Y.J. & ADHYA, T.K. 2007. Long-term application of compost influences microbial biomass and enzyme activities in a tropical Aerobic Endoaquept planted to rice under flooded condition. **Soil Biology and Biochemistry** 39: 1897–1906.
- NIEMEYER, J. C.; LOLATA, G. B.; DE CARVALHO, G. M.; DA SILVA, E. M.; SOUSA, J. P. & NOGUEIRA, M. A. 2012. Microbial indicators of soil health as tools for ecological risk assessment of a metal contaminated site in Brazil. **Applied Soil Ecology** 59: 96-105.
- NOGUEIRA, L. R.; SILVA, C. F.; PEREIRA, M. G.; GAIA-GOMES, J.H. & SILVA, E. M. R. 2016. Biological properties and organic matter dynamics of soil in pasture and natural regeneration areas in the Atlantic forest biome. **Revista Brasileira de Ciências do Solo** 40: e0150366.
- ODUM, E. P. 1985. Trends expected in stressed ecosystems. **BioScience** 35: 419-42.
- PABST, H.; KÜHNEL, A. & KUZYAKOV, Y. 2013. Effect of land-use and elevation on microbial biomass and water extractable carbon in soils of Mt. Kilimanjaro ecosystems. **Applied Soil Ecology** 67:10–19.
- PAN, Y.; BIRDSEY, R. A.; FANG, J.; HOUGHTON, R.; KAUPPI, P. E.; KURZ, W. A.; PHILLIPS, O. L.; SHVIDENKO, A.; LEWIS, S. L.; CANADELL, J.G.; et al. 2011. A large and persistent carbon sink in the World's Forests. **Science** 333:1-7.

- PAUL, E.A.; CLARK, F. E. 1996. **Soil microbiology and biochemistry**. Academic Press, San Diego.
- PAULA, V. L. M. 2018. **Respiração do solo em áreas de restauração florestal e fragmentos de mata Atlântica no sul do Brasil**. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina.
- PEI, Z.; LEPPERT, K.N.; EICHENBERG, D.; BRUELHEIDE, H.; NIKLAUS, P.A.; BUSCOT, F. & GUTKNECHT, J. L. 2017. Leaf litter diversity alters microbial activity, microbial abundances, and nutrient cycling in a subtropical forest ecosystem. **Biogeochemistry** 134: 163–181.
- PENG S. & LIU Q. 2002. The Dynamics of Forest Litter and its Responses to Global Warming Acta. **Ecologica Sinica** 22(9):1534-1544.
- POORTER, L.; BONGERS, F.; AIDE, T. M.; ALMEYDA ZAMBRANO, A. M.; BALVANERA, P.; BECKNELL, J. M.; BOUKILI, V.; BRANCALION, P. H. S.; BROADBENT, E. N.; CHAZDON, R. L.; et al. 2016. Biomass resilience of Neotropical secondary forests. **Nature** 530: 211.
- POWLSON, D. S; BROOKES, P. C. & CHRISTENSEN, B. T. 1987. Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total organic matter due to straw incorporation. **Soil Biology and Biochemistry** 19: 159-164.
- RAYNAUD, X., 2010. Soil properties are key determinants for the development of exudate gradients in a rhizosphere simulation model. **Soil Biology and Biochemistry** 42: 210-219.
- RICE, C. W.; MOORMAN, T. B. & BEARE, M. 1996. Role of microbial biomass carbon and nitrogen in soil quality. In: DORAN, J.W.; JONES, A.J., (Ed.). Methods for assessing soil quality Madison: **Soil Science Society of America** 49: 203-216.
- ROCHA, H. R. D.; FREITAS, H. C.; ROSOLEM, R.; JUÁREZ, R. I.; TANNUS, R. N.; LIGO, M. A. & DIAS, M. A. 2002. Measurements of CO₂ exchange over a woodland savanna (Cerrado Sensu stricto) in southeast Brasil. **Biota Neotropica** 2:1-11.
- ROCHA, H. R.; FREITAS, H. C.; ROSOLEM, R.; TANNUS, R. N.; JUAREZ, R. I. N.; LIGO, M. A. & CABRAL, O. M. R. 2005. O ciclo do carbono. In: Pivello, V. R. & Varanda, E. M. (Org.). **O Cerrado Pé de Gigante - Ecologia e Conservação**. Imprensa Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo. Pp. 276-293.
- RONDINA, A. B. L.; TONON, B. C.; LESCANO, L. E. A. M.; HUNGRIA, M.; NOGUEIRA, M. A & ZANGARO, W. 2019. Plants of distinct successional stages have different strategies for nutrient acquisition in an Atlantic rain forest ecosystem. **International Journal of Plant Sciences** 180: 186-199.
- RUBIN, E. S., COOPER, R. N., FROSCHE, R. A., LEE, T. H., MARLAND, G., ROSENFELD, A. H., & STINE, D. D. 1992. Realistic mitigation options for global warming. **Science** 257:148-266.
- SALIMON, C. I. 2003. **Respiração do solo sob florestas e pastagens na Amazônia**

Sul-Ocidental. Tese de Doutorado (Ciências). Universidade de São Paulo, Piracicaba.

- SANQUETTA, C.R. & BALBINOT, R. 2004. Metodologias para determinação de biomassa florestal, Pp. 77-93 In: SANQUETA, C.R.; BALBINOT, R.; ZILLOTTO, M.A.B. (Eds.), **Fixação de carbono: atualidades, projetos e pesquisas**, UFPR/Ecoplan, Curitiba.
- SANTOS, E. M. 2019. **Ciclagem do fósforo pela vegetação em sítios de restauração e fragmentos de floresta estacional Semidecidual.** Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina.
- SANTOS, V. D., REINO, D. M., & DE OLIVEIRA SANTOS, G. 2007. Produção de serapilheira e respiração edáfica em remanescente de floresta estacional Semidecidual - Maringá, PR. In: **Congresso de ecologia do Brasil**. VIII, 2007, Caxambu. Anais. Sociedade de Ecologia do Brasil.
- SEYBOLD, C. A.; HERRICK, J. E. & BREDJA, J. J. 1998. Soil resilience: a fundamental component of soil quality. **Soil Science** 164: 224-233.
- SHERWOOD, S. C.; BONY S. & DUFRESNE J. L. 2014. Spread in model climate sensitivity traced to atmospheric convective mixing. **Nature** 505: 37-42.
- SHIHAN, A.; HATTENSCHWILER, S.; MILCU, A.; JOLY, F.X.; SANTONJA, M. & FROMIN, N. 2017. Changes in soil microbial substrate utilization in response to altered litter diversity and precipitation in a Mediterranean shrubland. **Biology and Fertility of Soils** 53: 171–185.
- SILVEIRA, P.; KOEHLER, H.S.; SANQUETTA, C.R. & ARCE, J.E. 2008. O estado da arte na estimativa de biomassa e carbono em formações florestais. **Floresta** 38: 185-206.
- SOFIA, S. H.; SANTOS A. M.; SILVA, C.R.M. 2004. Euglossine bees (Hymenoptera, Apidae) in a remnant of Atlantic Forest in Paraná state, Brazil. **Iheringia** 94:217-222.
- SUGANUMA, M. S. & TOREZAN, J. M. D. 2013. Evolução dos processos ecossistêmicos em reflorestamentos da Floresta Estacional Semidecídua. **Hoehnea** 40: 557-565.
- TANG, J.; MISSON, L.; GERSHENSON, A.; CHENG, W. & GOLDSTEIN, A. H. 2005. Continuous measurements of soil respiration with and without roots in a ponderosa pine plantation in the Sierra Nevada Mountains. **Agricultural and Forest Meteorology** 132(3-4): 212-227.
- TEKLAY, T.; NORDGREN, A. & MALMER, A. 2006. Soil respiration characteristics of tropical soils from agricultural and forestry land-uses at Wondo Genet (Ethiopia) in response to C, N and P amendments. **Soil Biology and Biochemistry** 38(1): 125-133.
- TOAL, M. E.; YEOMANS, C.; KILLHAM, K. & MEHARG, A. A. 2000. A review of

rhizosphere carbon flow modeling. **Plant Soil** 222:263–281.

- TOREZAN, J. M. D. 2002. Nota sobre a vegetação da bacia do rio Tibagi, in: MEDRI, M., E., BIANCHINI, E., SHIBATTA, O.A., PIMENTA, J.A. (Eds), **A bacia do rio Tibagi**, Londrina, pp. 103-107.
- VANCE, E. D.; BROOKES, P. C. & JENKINSON, D. S. 1987. Microbial biomass measurements in forest soils: determination of kc values and tests of hypotheses to explain the failure of the chloroform fumigation-incubation method in acid soils. **Soil Biology and Biochemistry** 19(6): 689-696.
- VICENTE, R. F. 2006. O parque Estadual Mata dos Godoy. In: TOREZAN, J. M. D. **Ecologia do Parque Estadual Mata dos Godoy**. Londrina: Itedes. p. 14-17.
- WALDROP, M. P.; ZAK, D. R.; SINSABAUGH, R. L.; GALLO, M. & LAUBER, C. 2004. Nitrogen deposition modifies soil carbon storage through changes in microbial enzymatic activity. **Ecological Applications**, 14(4): 1172-1177.
- WARDLE, D. 1994. Metodologia para quantificação da biomassa microbiana do solo. In: HUNGRIA & M.; ARAUJO, R.S. (Ed.). **Manual de métodos empregados em estudos de microbiologia agrícola**. Brasília: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária pp. 419-436. (EMBRAPA- CNPAF. Documentos, 46).
- WARING, R. H.; RUNNING, S. W. Forest Ecosystems: Analysis at multiple scales. 2007. 3.ed. Amsterdam: **Elsevier**. p. 440.
- WITKAMP, M., & OLSON, J. S. 1963. Breakdown of confined and nonconfined oak litter. **Oikos**, 138-147.
- XU, S.; LIU L. L. & SAYER, E. J. 2013. Variability of above-ground litter inputs alters soil physicochemical and biological processes: a meta-analysis of litterfall-manipulation experiments. **Biogeosciences** 10(11): 7423-7433.
- YUSTE, J. C.; BALDOCCHI, D. D.; GERSHENSON, A.; GOLDSTEIN, A.; MISSON, L. & WONG, S. 2007. Microbial soil respiration and its dependency on carbon inputs, soil temperature and moisture. **Global Change Biology** 13(9): 2018-2035.
- ZAK, D. R.; ARGIROFF W. A.; FREEDMAN Z. B.; UPCHURCH R. A.; ENTWISTLE E. M. & ROMANOWICZ K. J. 2019. Anthropogenic N deposition, fungal gene expression, and an increasing soil carbon sink in the Northern Hemisphere. **Ecology** 100(10): e02804.
- ZAK, D. R.; et al. 2017. Anthropogenic N deposition increases soil organic matter accumulation without altering its biochemical composition. **Global Change Biology** 23(2): 933-944.
- ZHOU, S.; XIANG, Y.; TIE, L.; HAN, B. & HUANG, C. 2018. Simulated nitrogen deposition significantly reduces soil respiration in an evergreen broadleaf forest in western China. **PloS one** 13(9).

APÊNDICES

Tabela A1 - Médias de temperatura e umidade do solo registradas a 5 cm de profundidade nos ambientes de Reflorestamento (RF) e Fragmento Florestal (FF), mínimas e máximas entre parênteses, nos meses de janeiro a abril de 2019

		Jan.	Fev.	Mar.	Abr.
Temperatura (°C)	RF	25,8 (23,7-27,9)	23,5 (22,5-24,7)	23,4 (22-24,5)	22 (21,2-23,1)
	FF	25,5 (23,2-27,3)	23,3 (22-24,3)	23,3 (22-24,5)	22,3 (21,3-23,3)
Umidade (%)	RF	20,2 (15,1-24,1)	31,7 (20,8-41,4)	33,4 (25,7-47,7)	27,4 (18,3-34,4)
	FF	14 (11,5-19,3)	26,4 (14,5-36,4)	28,1 (22,2-37,1)	22,6 (18,6-29,4)

Tabela A2 - Resultado da ANOVA fatorial de medidas repetidas na avaliação dos efeitos das áreas (Faz. Alvorada, Faz Congonhas e Parque Estadual Mata dos Godoy), ambientes (fragmento florestal e reflorestamento) e tempo (jan., fev., mar. e abr. de 2019) sobre a respiração do solo no grupo controle.

Fatores	SQ	Graus de liberdade	QM	F	p
área	0.1424	2	0.0712	1.87	0.183077
ambiente	0.4506	1	0.4506	11.83	0.002926*
área x ambiente	0.0567	2	0.0283	0.74	0.489305
tempo	2.5678	3	0.8559	73.92	0.000000*
tempo x área	0.6413	6	0.1069	9.23	0.000001*
tempo x ambiente	0.0849	3	0.0283	2.44	0.073910
tempo x área x ambiente	0.0672	6	0.0112	0.97	0.455789
Erro	0.6252	54	0.0116		

* Valores significativos para $\alpha=5\%$

Figura A1 - Respiração do solo (RS) nos tratamentos controle, sem serapilheira, dobro de serapilheira e deposição de nitrogênio, anterior ao início das manipulações, em dezembro de 2018, nos ambientes de fragmento florestal e reflorestamento. Colunas indicam a média de 12 medidas, barras o erro padrão, médias seguidas pela mesma letra não são significativamente diferentes em $p < 0,05$.

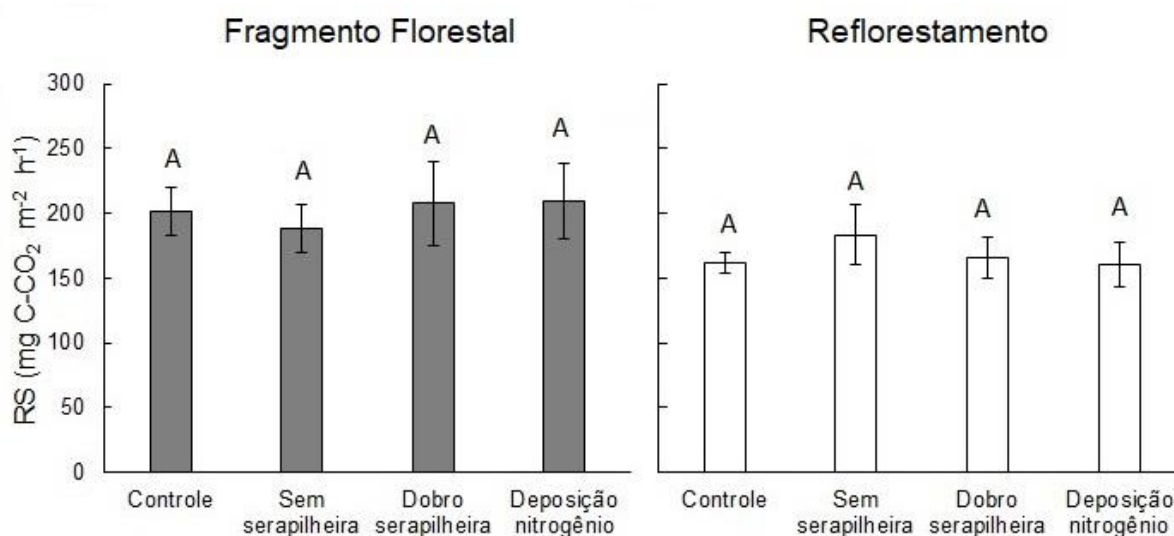


Tabela A3 - Resultado da ANOVA fatorial na avaliação dos efeitos das áreas (Faz. Alvorada, Faz Congonhas e Parque Estadual Mata dos Godoy) e ambientes (fragmento florestal e reflorestamento) e sobre o carbono da biomassa microbiana (CBM) no grupo controle.

Fatores	SQ	Graus de liberdade	QM	F	p
área	0.0273	2	0.0136	2.02	0.161570
ambiente	0.2139	1	0.2139	31.71	0.000024*
área x ambiente	0.0092	2	0.0046	0.68	0.519273
Erro	0.1215	18	0.0067		

* Valores significativos para $\alpha=5\%$

Tabela A4 - Resultado da ANOVA fatorial na avaliação dos efeitos das áreas (Faz. Alvorada, Faz Congonhas e Parque Estadual Mata dos Godoy) e ambientes (fragmento florestal e reflorestamento) sobre o nitrogênio da biomassa microbiana (NBM) no grupo controle.

Fatores	SQ	Graus de liberdade	QM	F	p
área	0.05675	2	0.02837	0.637	0.540145
ambiente	0.50649	1	0.50649	11.380	0.003385*
área x ambiente	0.07831	2	0.03915	0.880	0.432010
Erro	0.80115	18	0.04451		

* Valores significativos para $\alpha=5\%$

Tabela A5 - Resultado da ANOVA fatorial na avaliação dos efeitos das áreas (Faz. Alvorada, Faz Congonhas e Parque Estadual Mata dos Godoy) e ambientes (fragmento florestal e reflorestamento) sobre a relação C:N da biomassa microbiana (CBM:NBM) no grupo controle.

Fatores	SQ	Graus de liberdade	QM	F	p
área	11.373	2	5.687	0.08277	0.920910
ambiente	44.409	1	44.409	0.64640	0.431895
área x ambiente	20.001	2	10.000	0.14556	0.865544
Erro	1236.643	18	68.702		

* Valores significativos para $\alpha=5\%$

Tabela A6 - Resultado da ANOVA fatorial na avaliação dos efeitos das áreas (Faz. Alvorada, Faz Congonhas e Parque Estadual Mata dos Godoy) e ambientes (fragmento florestal e reflorestamento) sobre o carbono orgânico lábil (C_L) no grupo controle.

Fatores	SQ	Graus de liberdade	QM	F	p
área	0.1497	2	0.0748	6.29	0.008470*
ambiente	0.2188	1	0.2188	18.40	0.000441*
área x ambiente	0.0102	2	0.0051	0.43	0.656640
Erro	0.2141	18	0.0119		

* Valores significativos para $\alpha=5\%$

Tabela A7 - Resultado da ANOVA fatorial na avaliação dos efeitos dos ambientes (fragmento florestal e reflorestamento) e tratamentos (dobro de serapilheira, sem serapilheira, deposição de nitrogênio e controle) sobre a relação CBM:NBM.

Fatores	SQ	Graus de liberdade	QM	F	p
ambiente	0.0285	1	0.0285	0.359	0.550782
tratamento	0.1320	3	0.0440	0.553	0.647240
ambiente x tratamento	0.1954	3	0.0651	0.819	0.486641
Erro	6.9973	88	0.0795		

* Valores significativos para $\alpha=5\%$