



UNICESUMAR – UNIVERSIDADE CESUMAR
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS TECNOLÓGICAS E AGRÁRIAS
CURSO DE GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA – CAMPI MARINGÁ

**INTERPRETAÇÃO DA SAÚDE DE UM SOLO AGRÍCOLA COM E SEM
TERRAÇO ATRAVÉS DOS BIOINDICADORES MICROBIOLÓGICOS**

GEOVANE FIGUEIREDO FERREIRA

MARINGÁ – PR

2024

GEOVANE FIGUEIREDO FERREIRA

**INTERPRETAÇÃO DA SAÚDE DE UM SOLO AGRÍCOLA COM E SEM TERRAÇO
ATRAVÉS DOS BIOINDICADORES MICROBIOLÓGICOS**

Artigo apresentado ao Curso de Graduação em Ciências Agrárias da UNICESUMAR – Universidade Cesumar como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel(a) em AGRONOMIA, sob a orientação da Prof^a. Dr^a. Edneia Aparecida de Souza Paccola

MARINGÁ – PR

2024

FOLHA DE APROVAÇÃO

GEOVANE FIGUEIREDO FERREIRA

INTERPRETAÇÃO DA SAÚDE DE UM SOLO AGRÍCOLA COM E SEM TERRAÇO ATRAVÉS DOS BIOINDICADORES MICROBIOLÓGICOS

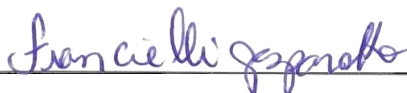
Artigo apresentado ao Curso de Graduação em Agronomia da UNICESUMAR – Universidade Cesumar como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel(a) em Agronomia, sob a orientação da Prof^a. Dr^a (Edneia Aparecida de Souza Paccola).

Aprovado em: 18 de novembro de 2024.

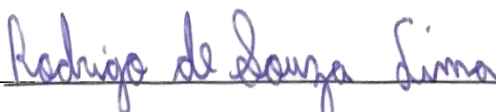
BANCA EXAMINADORA



Orientadora – (Prof^a. Dr^a. Edneia Aparecida de Souza Paccola, UNICESUMAR –
Universidade Cesumar)



Membro - (Prof^a. Dr^a. Francieli Gasparotto, UNICESUMAR - Universidade Cesumar)



Membro - (Dr. Rodrigo de Souza Lima, UEM - Universidade Estadual de Maringá)

INTERPRETAÇÃO DA SAÚDE DE UM SOLO AGRÍCOLA COM E SEM TERRAÇO ATRAVÉS DOS BIOINDICADORES MICROBIOLÓGICOS

Geovane Figueiredo Ferreira

RESUMO

Foi avaliado a saúde do solo agrícola, com e sem terraço, utilizando bioindicadores microbiológicos. A área de estudo, localizada em Cianorte-PR, é constituída por latossolo de textura média arenosa sujeito a escoamento superficial, resultando em erosão e perda de nutrientes. O objetivo foi comparar a qualidade do solo nestes dois tipos de manejo, analisando bioindicadores microbiológicos avaliados, entre eles o carbono e nitrogênio da biomassa microbiana, a respiração basal do solo (RBS), o quociente metabólico (qCO_2) e a atividade da enzima fosfatase ácida. Para isso, as amostras foram coletadas de 36 pontos georreferenciados em cada tratamento, após a colheita da soja. As amostras foram realizadas em duplicata e submetidas a análise de variância a 5% pelo teste F utilizando o software Sisvar. Os resultados indicaram que o teor de nitrogênio da biomassa microbiana e a atividade da fosfatase ácida foram mais elevados na área sem terraço, enquanto a RBS e o qCO_2 foram maiores na área com terraço, indicando um maior estado de estresse microbiano. A ausência de diferenças significativas no carbono da biomassa microbiana entre as áreas aponta limitações impostas pelo solo arenoso, que dificulta a retenção de água e nutrientes. Verificase que o terraceamento influencia a atividade microbiana e a mineralização de nutrientes, assim evidenciando que o manejo conservacionista pode contribuir para a sustentabilidade agrícola resultando em uma melhor qualidade do solo.

Palavras-chave: Carbono da biomassa microbiana. Nitrogênio da biomassa microbiana. Respiração basal do solo.

INTERPRETATION OF AGRICULTURAL SOIL HEALTH WITH AND WITHOUT TERRACING THROUGH MICROBIOLOGICAL BIOINDICATORS

ABSTRACT

This study evaluates the health of agricultural soil, with and without terracing, using microbiological bioindicators. The study area, located in Cianorte-PR, consists of sandy-textured Latosol, prone to surface runoff, leading to erosion and nutrient loss. The objective is to compare soil quality between these two management practices, analyzing microbiological indicators, including microbial biomass carbon and nitrogen, soil basal respiration (SBR), the metabolic quotient (qCO_2), and acid phosphatase enzyme activity. For this, soil samples were collected from thirty-six georeferenced points for each treatment, following soybean harvest. The samples were analyzed in duplicate and subjected to 5% variance analysis using the F-test in Sisvar software. Results indicated higher microbial biomass nitrogen and acid phosphatase activity in the area without terracing, while SBR and qCO_2 were higher in the terraced area, indicating a higher state of microbial stress. The lack of significant differences in microbial biomass carbon between the areas suggests limitations posed by the sandy soil, which hinders water and nutrient retention. The findings demonstrate that terracing influences microbial activity and nutrient mineralization, highlighting that conservation management can contribute to agricultural sustainability and improved soil quality.

Keywords: Microbial biomass carbon, microbial biomass nitrogen, soil basal respiration.

1 INTRODUÇÃO

O solo desempenha um papel importante no ecossistema, pois tem impacto na biodiversidade de microrganismos que vivem nele. Ele funciona como um reservatório que contém mais de um quarto da biodiversidade mundial. O solo é um recurso natural restrito, pois leva-se muito tempo para o solo se constituir, entretanto utilizando práticas e usos inadequados de manejo que não respondem as características específicas de sua formação, pode levar a sua destruição em poucos meses (MARTINS; FERNANDES, 2017).

A agricultura pode causar sérios impactos no solo, prejudicando sua qualidade e saúde. Ela pode trazer problemas como escoamento superficial, compactação e diminuição dos seres vivos (biodiversidade). Além disso, pode resultar em contaminação e mudanças em sua estrutura causando impactos negativos. O desmatamento e a perda de nutrientes são outras consequências preocupantes. Esses fatos ressaltam a importância de adotar práticas agrícolas sustentáveis para conservação do solo. Preservar a integridade do solo é fundamental para garantir a produtividade a longo prazo (ASSAD; ALMEIDA, 2004).

Os microrganismos representam-se como indicadores de qualidade do solo para determinar sua qualidade, devido estarem intimamente ligados as funções mais importantes do solo, como na decomposição, ciclagem de nutrientes e a várias funções do ecossistema. Os microrganismos são muito sensíveis a mudanças ambientais além de estarem relacionados com as funções do solo e do ecossistema, devido a essas características, as atividades microbianas são utilizadas como indicadores de qualidade do solo, assim indicando se a saúde do solo está boa ou ruim (CAVALCANTE *et al.*, 2023).

A comunidade microbiana do solo oferece uma série de benefícios para a macrofauna do solo, como a melhora da nutrição das plantas, diminuição da dependência de fertilizantes, estímulo ao desenvolvimento das culturas, reações positivas à falta de água, equilíbrio ecológico otimizado a conservação ambiental, garantindo assim a preservação da qualidade do solo. Os microrganismos promovem o fornecimento de nutrientes, além de hormônios, na qual estimulam o crescimento de raízes e parte aérea, contribuindo para uma melhor absorção de nutrientes (GASPARETO *et al.*, 2023; FIALHO *et al.*, 2017; SANTOS *et al.*, 2020).

A biomassa microbiana é considerada um indicador sensível às mudanças no uso do solo, atuando como o principal responsável pela decomposição da matéria orgânica. Ao quantificá-la, é possível obter dados importantes sobre a qualidade do solo, o que favorece o crescimento das plantas e, por consequência, aumenta a quantidade de restos vegetais no sistema (HOFFMANN *et al.*, 2018).

O carbono da biomassa microbiana (C-BMS) é um dos indicadores mais importantes para medir a atividade biológica do solo, pois indica a quantidade de matéria orgânica acessível para o crescimento dos microrganismos. No entanto, fatores ambientais como temperatura, umidade e a concentração de carbono orgânico total (CO) no solo afetam sua concentração (SIQUEIRA *et al.*, 2021).

O nitrogênio é um elemento muito importante os seres vivos e é o principal nutriente que limita a vida na Terra. Ele é necessário para a formação de componentes importantes das células, como proteínas e ácidos nucleicos, ou seja, estando relacionado com as plantas e os microrganismos. A quantidade de nitrogênio disponível depende de várias reações feitas por microrganismos (KUYPERS *et al.*, 2018).

A taxa de respiração basal é um bom sinal da qualidade do solo, pois é sensível a mudanças na temperatura, manejo e umidade. Por outro lado, a diminuição da taxa de respiração basal pode estar ligada a uma maior eficiência no uso de carbono pela biomassa microbiana, o que resulta em menores emissões para a atmosfera (BARBIERI *et al.*, 2019; BAZZO *et al.*, 2018).

O qCO₂ significa a quantidade de CO₂ liberada para atmosfera através da biomassa microbiana e respiração basal do solo, ou seja, ela está associada ao carbono da respiração basal do solo ao longo do tempo. Quando o qCO₂ está elevado isso pode indicar um possível estresse na população microbiana, assim não havendo eficiência na conversão de CO₂ gerado por unidade de carbono microbiano. Consequentemente, isso pode significar que os microrganismos estão gastando o carbono das próprias células para se manterem no solo (ARAÚJO; MONTEIRO, 2007; RAMOS *et al.*, 2020).

No solo, as enzimas desempenham um papel crucial na transformação e ciclagem de nutrientes, pois estão envolvidas na decomposição e catalização de compostos de cadeia longa, oferecendo, dessa forma, a base fundamental para a absorção mais eficiente pelas plantas (KRELING *et al.*, 2022). A atividade da fosfatase ácida é afetada por vários fatores, como os mais importantes sendo a baixa disponibilidade de fósforo no solo e a presença de carbono para os microrganismos. A falta de fósforo incentiva a produção da enzima, facilitando a liberação do fósforo orgânico (MANZOOR *et al.*, 2022).

As técnicas de conservação do solo, como o plantio direto e o terraceamento, ajudam a criar um ambiente favorável à disponibilidade de água e temperatura. Elas favorecem a manutenção e multiplicação de microrganismos, aumentando a biomassa microbiana do solo (ARAUJO, MELO, 2010; HOFFMANN *et al.*, 2018; TROMBETTA *et al.*, 2020; BERTONI; LOMBARDI NETO, 2010). Essas práticas têm grande potencial para aumentar a

produtividade e preservar recursos naturais, como solo, biodiversidade e água. Além disso, asseguram a manutenção dos níveis de produtividade (RODRIGUES, 2016).

A estrutura física do solo está diretamente relacionada com os processos químicos e biológicos, na qual reflete no desenvolvimento das cultivares, por esse motivo é importante entender o comportamento do solo (LEPSCH, 2011; CORDEIRO, *et al.*, 2023). Diante disso e dos impactos negativos como a erosão, compactação e contaminação do solo reduzindo a qualidade do solo, este trabalho tem o objetivo de analisar a atividade microbiana do solo através dos bioindicadores em duas práticas de manejo diferentes, uma área contendo terraço e outra sem terraço.

2 DESENVOLVIMENTO

Objetivos gerais:

Avaliar a qualidade do solo em áreas agrícolas com e sem terraços através dos bioindicadores microbiológicos:

- 1- Avaliar o carbono da biomassa microbiana do solo nas áreas com e sem terraço.
- 2- Avaliar o nitrogênio da biomassa microbiana do solo nas áreas com e sem terraço.
- 3- Avaliar através da bioanálise a respiração basal do solo (RBS) e o quociente metabólico (qCO_2) nas áreas com e sem terraço.
- 4- Avaliar a atividade microbiana do solo por meio da enzima fosfatase ácida.

METODOLOGIA

O experimento faz parte de uma área de pesquisa do projeto de Monitoramento edáfico e hidrossedimentológico, conduzido pela UNICESUMAR, este projeto está vinculado ao Programa da Rede Paranaense de Apoio Agropesquisa e Formação Aplicada da Fundação Araucária / Seti / Senar / PR. Este projeto visa o Manejo e conservação do solo, com objetivo de criar ferramentas de modelagem para auxiliar na recomendação de práticas de manejo e conservação do solo, com intuito de reduzir a erosão hídrica e impactos ambientais, assim favorecendo o aumento da produção (PELLEGRINI; BARBOSA, 2023).

A área do experimento localiza-se no município de Cianorte-PR nas coordenadas -23.628852, -52.665165 (Figura 1), está situada na Mesorregião 7, com origem de rochas

sedimentares do arenito caiuíá (VIANA, et al., 2011). O solo predominante na área do experimento é classificado como Latossolo Vermelho distrófico (Tabela 2), apresentando textura média e uma declividade de cerca de 6% (PELLEGRINI; BARBOSA, 2023).

A área experimental foi dividida em dois tratamentos: uma megaparcela com área de 2 (há) sem terraço (ST) e outra megaparcela com área de 2 (há) com terraço (CT) a fim de controlar a infiltração de água das chuvas em alta intensidade e escoamentos superficiais. Uma megaparcela foram retirados os terraços que havia ali em 2020, intitulada megaparcela sem terraço (ST), já a outra megaparcela os terraços construídos pelo produtor foram mantidos, intitulada megaparcela com terraço (CT), a altura dos terraços varia de 0,5 a 0,7 m com espaçamento horizontal variando de 25 a 35 m e na vertical 20 m entre os terraços.



Figura 1 – Localização da área.

Fonte: Arquivos Agrolab, 2020.

Nessas 2 áreas foram realizadas as coletas de solo na camada arável de 0-10cm de profundidade após a colheita da soja em abril de 2023, sendo 36 pontos georreferenciados em cada megaparcela (com e sem terraço) para uma maior representação amostral. O instrumento de coleta foi o trado de rosca, adiante as amostras foram levadas para o Laboratório de análises Agronômicas – AGROLAB situado na Unicesumar de Maringá-PR para o processamento.

Na realização das análises dos atributos químicos do solo, uma fração de cada amostra dos 36 pontos da megaparcela CT e ST coletados na profundidade de (0-10 cm) foi encaminhado ao Laboratório Rural de Maringá, onde foram analisados o (pH H₂O, pH CaCl, pH SMP), a CTC efetiva, CTC pH7, porcentagem de saturação por bases (V%), H+Al, teores de potássio (K), alumínio (Al), cálcio (Ca), magnésio (Mg), carbono orgânico total (COT) ,

carbono orgânico (CO) , fósforo (P) , cobre (Cu), zinco (Zn), ferro (Fe), manganês (Mn) e enxofre (S) (Tabela 1).

De acordo com a (Tabela 1), os resultados da análise dos atributos químicos do solo para a megaparcela CT foram: pH H₂O (5,12); pH CaCl (4,50); pH SMP (6,95); CTC efetiva (1,69 cmol_c/dm⁻³); CTC pH7 (3,86 cmol_c/dm⁻³); V% (36,47); H+Al (2,45 cmol_c/dm⁻³); K (0,14 cmol_c/dm⁻³); Al (0,28 cmol_c/dm⁻³); Ca (0,79 cmol_c/dm⁻³); Mg (0,48 cmol_c/dm⁻³); COT (6,22 g/ dm⁻³); CO (4,78 g/ dm⁻³) MO (8,25 g/ dm⁻³); P (14,37); Cu (1,04); Zn (1,77); Fe (115,20); Mn (72,85); S (1,46). Em ST foram: pH H₂O (5,68); pH CaCl (5,0); pH SMP (6,95); CTC efetiva (2,83 cmol_c/dm⁻³); CTC pH7 (5,28 cmol_c/dm⁻³); V% (53,60); H+Al (2,45 cmol_c/dm⁻³); K (0,24 cmol_c/dm⁻³); Al (0,00 cmol_c/dm⁻³); Ca (1,76 cmol_c/dm⁻³); Mg (0,84 cmol_c/dm⁻³); COT (6,20 g/ dm⁻³); CO (7,12 g/ dm⁻³) MO (12,28 g/ dm⁻³); P (13,34 mg/dm⁻³); Cu (1,71 mg/dm⁻³); Zn (2,59 mg/dm⁻³); Fe (125,30 mg/dm⁻³); Mn (75,87 mg/dm⁻³); S (1,56 mg/dm⁻³).

As análises granulométricas foram realizadas no Laboratório de análise de solo Agrisolum, na qual constatou-se que o solo apresentava uma textura média arenosa com 12,90% de argila e 82,20% de areia em CT, já em ST foi de 10,60% de argila e 81,30% de areia (Tabela 2).

Para determinar a umidade do solo as amostras dos 36 pontos coletados em cada megaparcela foram levadas ao laboratório, na qual foram retirados exatos 10g de solo de cada amostra, sendo devidamente pesadas em um béquer de 25 ml em balança analítica e transferidas para estufa a 105 °C, ficaram dentro da estufa até atingirem um peso constante, durante 24 horas aproximadamente. Após adquirirem o peso constante as amostras foram para o dessecador até esfriarem, adiante foram pesadas de novo. O resultado da massa de água contida nas amostras foi calculado através da diferença do peso úmido do solo e o seu peso seco (DE OLIVEIRA, et al., 1979).

Tabela 1. Resultados da análise química do solo na profundidade de 0-10 cm.

Atributos	Médias	
	CT	ST
pH H ₂ O	5,12	5,68
pH CaCl ₂	4,50	5,0
pH SMP	6,95	6,95
CTC efetiva (cmol _c /dm ⁻³)	1,69	2,83
CTC pH7 (cmol _c /dm ⁻³)	3,86	5,28
V (%)	36,47	53,6
H+Al (cmol _c /dm ⁻³)	2,45	2,45
K (cmol _c /dm ⁻³)	0,14	0,24
Al (cmol _c /dm ⁻³)	0,28	0,00
Ca (cmol _c /dm ⁻³)	0,79	1,76
Mg (cmol _c /dm ⁻³)	0,48	0,84
COT (g/ dm ⁻³)	6,22	6,20
CO (g/ dm ⁻³)	4,78	7,12
MO (g/ dm ⁻³)	8,25	12,28
P (mg/dm ⁻³)	14,37	13,34
Cu (mg/dm ⁻³)	1,04	1,71
Zn (mg/dm ⁻³)	1,77	2,59
Fe (mg/dm ⁻³)	115,2	125,30
Mn (mg/dm ⁻³)	72,85	75,87
S (mg/dm ⁻³)	1,46	1,56

Fonte: Laboratório Rural de Maringá, 2023.

Tabela 2. Resultados da análise granulométrica do solo nas parcelas com terraço (CT) e sem terraço (ST).

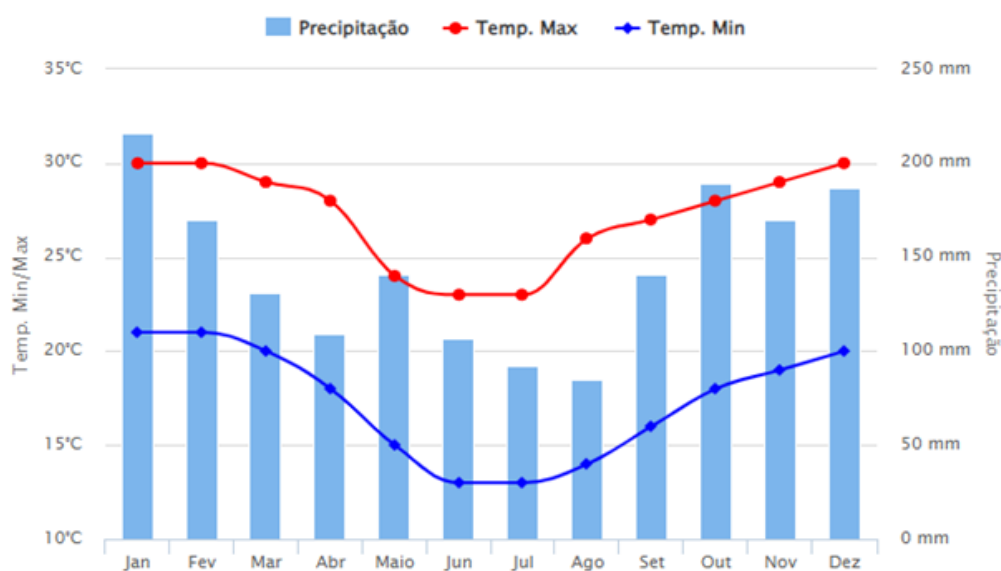
Tratamentos	Areia		
	Argila (%)	Silte (%)	(%)
CT	12,90	4,90	82,20
ST	10,60	8,10	81,30

Fonte: Laboratório de análise de solo Agrisolum, 2023.

Quanto ao clima a região de Cianorte-PR é considerada com um clima subtropical úmido (Cfa), com temperaturas médias entre 13°C e 30°C. Os verões são quentes, e geadas são raras. As chuvas costumam ser mais intensas durante os meses de verão, totalizando cerca de 1.500 mm por ano (NITSCHKE *et al.*, 2019).

De acordo com a (Figura 2) foi observado que nos meses de novembro quando foi realizado o plantio de soja na área experimental de Cianorte-PR houve aumento na precipitação que se estendeu até janeiro, na qual se iniciou um decréscimo nas chuvas em quantidade de (mm) até abril, além disso a temperatura se manteve alta no verão.

Figura 2 – Distribuição da chuva e temperatura ao longo de 30 anos em Cianorte-PR



Fonte: Clima tempo, 2024. Disponível em:
<https://www.climatempo.com.br/climatologia/270/cianorte-pr>

Na área experimental de Cianorte-PR, o produtor é o arrendatário, na qual faz o plantio de 3 diferentes culturas anuais, sendo a soja (*Glycine max*), milho (*Zea mays*) e aveia (*Avena sativa*). O produtor na safra 2022/2023 produziu na área de pesquisa a Soja (*Glycine max*) safra verão, a variedade implantada foi a Agroeste AS 3700 XTD. Foi utilizado o sistema plantio direto com 12,5 plantas por metro e 4 cm de profundidade aproximadamente, com espaçamento entre linhas de 0,45m, utilizou-se o adubo N-P-K 4-30-10, totalizando 248kg/ha.

Processamento das amostras

As 36 amostras coletadas nas megaparcelsas com e sem terraços ao chegar no laboratório foram peneiradas em peneiras de 9 mash (2 mm), aproximadamente 500g cada amostra e então após esse processo, foram colocadas em sacos plásticos e armazenadas em resfriador para não perder umidade, deste modo deu início as bioanálises: Carbono e nitrogênio da biomassa microbiana do solo, respiração basal do solo e quociente metabólico (qCO_2) e a atividade da enzima fosfatase ácida. Essas 36 amostras coletadas em cada megaparcelsa foram realizadas em duplicatas (A) e (B) no laboratório para realizar as análises, totalizando 72 amostras para cada megaparcelsa com e sem terraço.

Antes de determinar o carbono da biomassa foi realizado o método de fumigação extração de acordo com Vance, Brookes e Jenkinson (1987) para realizar a extração da biomassa microbiana do solo, e através do extrato da biomassa microbiana do solo foram realizadas as análises de carbono da biomassa e nitrogênio da biomassa, as repetições foram realizadas em duplicatas, sendo 2 repetições para amostras fumigadas (F) e 2 repetições para amostras não fumigadas (NF). Foram 36 amostras de cada megaparcelsa, somando 72 para (F) mais 72 para (NF), resultando em 144 amostras, na qual foram extraídas o extrato da biomassa microbiana do solo através de 20g de solo, assim deu-se o início das bioanálises de carbono e nitrogênio da biomassa microbiana do solo de acordo com a metodologia de Vance, Brookes e Jenkinson (1987).

Biomassa Microbiana do solo

Na avaliação da biomassa microbiana do solo foi extraído o extrato de biomassa microbiana do solo, no qual foram necessários 20 g de solo para a amostra fumigada e 20 g de solo para amostras não fumigadas, conforme a metodologia proposta por Vance, Brookes e Jenkinson (1987). As amostras fumigadas foram colocadas em um dessecador que continha um bquer com 50 ml de clorofórmio. O ar foi retirado do dessecador usando uma bomba a vácuo e as amostras foram mantidas no escuro por 18 horas. No caso das amostras não fumigadas, o processo foi o mesmo, exceto pelo fato de que o líquido no bquer era água deionizada, em vez de clorofórmio. Após isso, com o auxílio da bomba a vácuo, todo o ar foi removido dos dessecadores e as amostras foram transferidas para erlenmeyers contendo 80 ml de Sulfato de Potássio (K_2SO_4) 0,5 M, com pH variando de 6,5 a 6,8. Elas foram agitadas por uma hora a 200 rpm, centrifugadas por 8 minutos a 2200 rpm e, em seguida, filtradas.

Para determinação do carbono da biomassa microbiana, foram utilizados 8 ml de extrato de cada amostra em um erlenmeyer de 250 ml. Em seguida, foram adicionados 2 ml de dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) $0,066 \text{ mol. L}^{-1}$ e 5 ml de ácido sulfúrico concentrado (H_2SO_4). As amostras foram deixadas na capela por cerca de 30 minutos para resfriar. Após o resfriamento, foi adicionado 80 ml de solução de ácido ortofosfórico 6,25% e 3 gotas de difenilamina 1% diluída em ácido sulfúrico concentrado. Essas amostras foram tituladas com sulfato ferroso amoniacal a 0,03N padronizado até a obtenção de coloração verde.

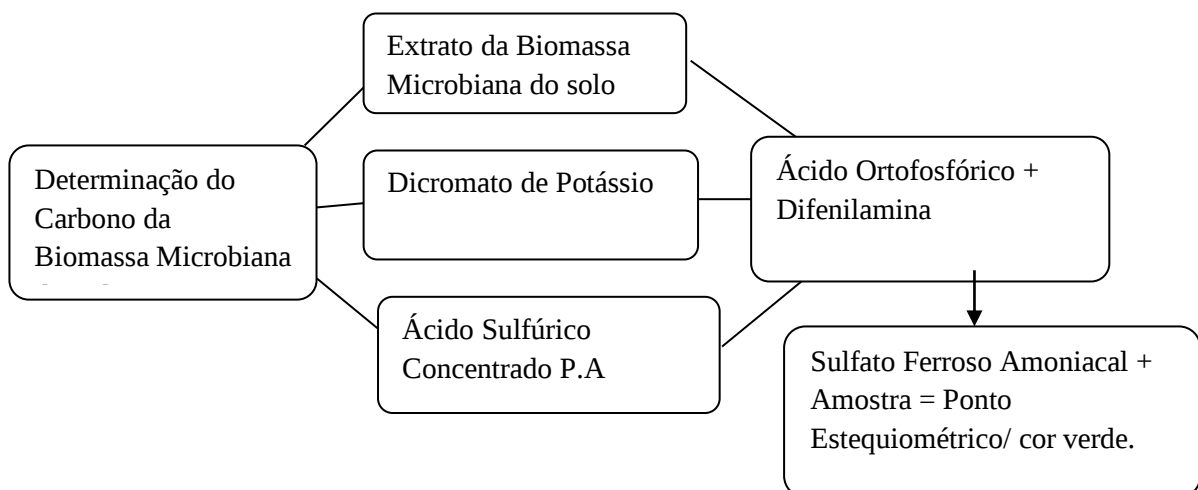
A biomassa microbiana foi calculada utilizando a fórmula a seguir, e o resultado foi expresso em $\mu\text{g de C (g de solo seco)}^{-1}$.

$$\text{BMS} = \text{Cf} - \text{Cnf} / \text{Ke}$$

Onde:

- Cf = carbono da amostra fumigada
- Cnf = carbono da amostra não fumigada
- Ke = fator de correção (0,33) conforme Sparling & West (1988)

Figura 3 – Fluxograma determinação do Carbono da Biomassa Microbiana do Solo:



Fonte: Elaborado pelo autor, 2024.

A determinação do nitrogênio da biomassa microbiana foi conduzida através do método de Kjeldahl (BREMNER, 1965), que implicou na digestão com ácido sulfúrico concentrado e um catalisador composto por sulfato de potássio e sulfato cúprico na proporção

de 10:1. Posteriormente, foi realizada a determinação utilizando o método do verde de salicílico, com a leitura feita em um espectrofotômetro a 697nm (KEMPERS et al., 1986). Para a digestão ácida, tubos de ensaio contendo 20 ml de extrato, 0,5 g de catalisador e 1 ml de ácido sulfúrico concentrado foram utilizados. As amostras foram colocadas em um bloco digestor, onde a temperatura foi gradualmente aumentada até atingir 350°C. Quando adquiriram uma coloração verde e um volume inferior a 2 ml, a digestão estava completa. Em seguida, as amostras foram retiradas do bloco digestor, agitadas em um agitador vortex, o pH foi ajustado entre 3-4 e o volume final foi ajustado para 30 ml com água destilada. Para a análise no espectrofotômetro, foi realizada uma diluição de 1:6, utilizando 1 ml das amostras obtidas após a digestão mais 6 ml de água destilada. Também foram adicionados 1 ml de solução de ácido salicílico a 5%, 1 ml de solução de nitroprussinato de sódio a 0,1% e 1 ml de solução de NaOCl a 0,15%. Após a homogeneização das amostras, a leitura colorimétrica foi feita em um espectrofotômetro a 697 nm. A quantidade de biomassa microbiana foi calculada utilizando a fórmula:

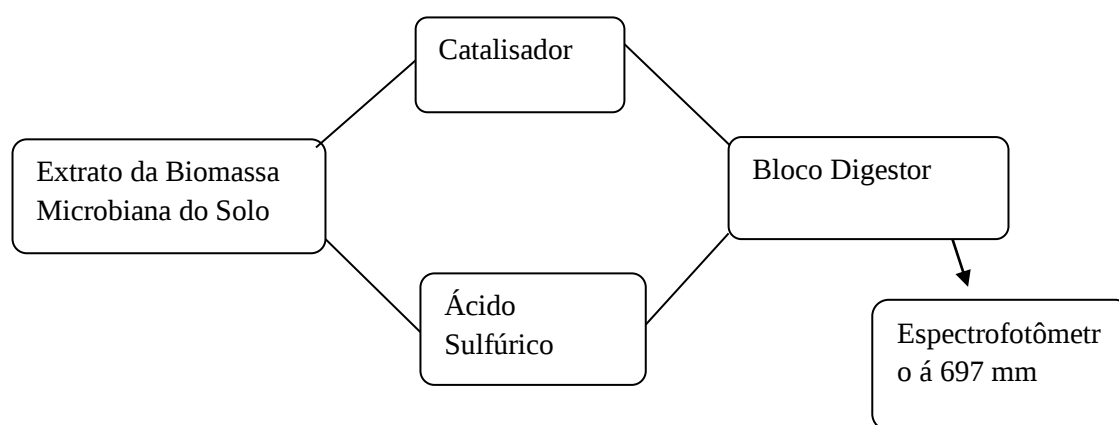
$\text{Ng-1 NF} / 0,45$ e o resultado expresso em $\mu\text{g de N (g de solo seco)}^{-1}$:

$$\text{BMS} = \text{Nf} - \text{Nnf} / \text{Ke}$$

Onde:

- Nf = conteúdo de nitrogênio na amostra fumigada
- Nnf = conteúdo de nitrogênio na amostra não fumigada
- Ke = fator de correção (0,45).

Figura 4 – Fluxograma determinação do Nitrogênio da Biomassa Microbiana do Solo:



Fonte: Elaborado pelo autor, 2024.

Respiração microbiana e quociente metabólico do solo

Para determinar a respiração basal, o solo foi coletado a 0-10 cm de profundidade, peneirado (2 mm) e 50 g foram pesados em potes de vidro de 500 ml com tara. Cada pote recebeu um tubo falcon de 15 ml com 10 ml de NaOH 1M, usando pipeta automática. O procedimento foi feito com luvas e máscara para evitar trocas gasosas. Os potes foram selados com tampa de alumínio e insulfilm para impedir entrada ou saída de CO₂. Amostras controle usaram potes sem solo, apenas com 10 ml de NaOH. As amostras foram duplicadas, com 36 repetições (A e B), totalizando 72 amostras para cada megaparcela (CT e ST) e 72 controles.

Tanto as amostras quanto os controles (brancos) foram incubados em local escuro, mantendo a temperatura entre 28°C, por um período de 10 dias. Após a incubação, os frascos contendo NaOH foram removidos e 2 ml de cloreto de bário a 10% (m/v) foram adicionados para completar o processo de precipitação. Em seguida, foram adicionadas 2 gotas de fenolftaleína a 1% (m/v) e a titulação foi realizada sob agitação magnética utilizando a solução de HCl a 0,5M previamente padronizada. Ao final da titulação, a coloração da solução mudou de rosa para incolor, seu resultado foi expresso em (mg C/kg solo).

A atividade da respiração microbiana foi determinada pela quantidade de CO₂ liberado em amostras que não foram fumigadas, após um período de incubação de 10 dias. Essa técnica é uma adaptação do método de fumigação-incubação que foi desenvolvido por Jenkinson e Powlson em 1976. A respiração basal do solo foi calculada de acordo com a fórmula abaixo:

$$\text{RBS (mg C de CO}_2\text{ kg}^{-1}\text{ solo hora}^{-1}) = \{[(V_b - V_a) \cdot M \cdot 1000] / P_s\} / T$$

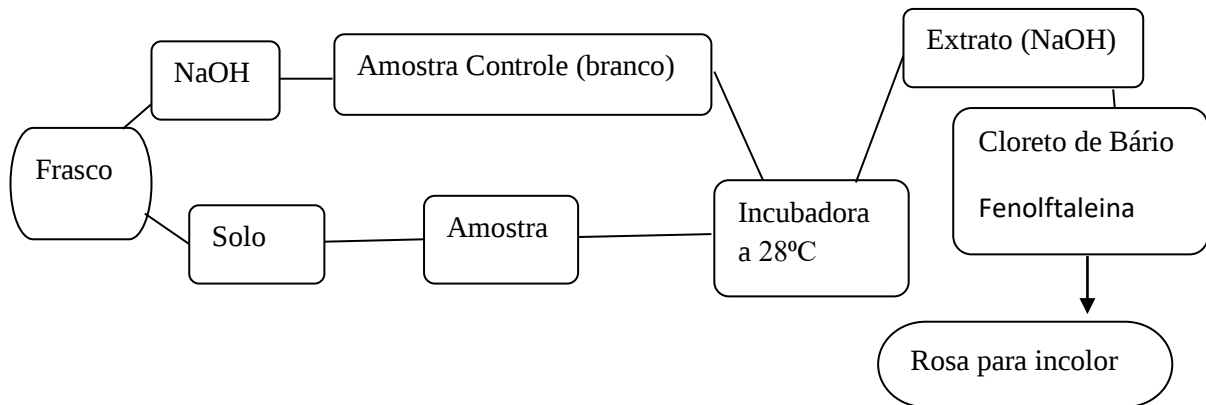
Onde:

-RBS = Carbono obtido da respiração basal do solo

-V_b (ml) = volume de ácido clorídrico gasto na titulação dos brancos

-V_a (ml) = volume de ácido clorídrico gasto na titulação das amostras

-M = molaridade exata do ácido clorídrico

Figura 5 – Fluxograma Respiração Basal do Solo:

Fonte: Elaborado pelo autor, 2024.

O quociente metabólico (qCO_2) é calculado dividindo-se a quantidade de CO_2 liberada pela biomassa microbiana do solo, medido por unidade de tempo. Este índice indica a eficiência da biomassa microbiana em utilizar o carbono, refletindo o estresse ambiental sobre os microrganismos do solo e servindo como um parâmetro útil para avaliar a estabilidade e a saúde do ecossistema microbiano (ANDERSON; DOMSCH, 1978). O quociente metabólico qCO_2 foi calculado utilizando a seguinte formula:

$$qCO_2 \text{ (mgC- } CO_2 \cdot g^{-1} \text{BMS-C} \cdot h^{-1}) = RBS \text{ (mgC- } CO_2 \cdot kg^{-1} \text{ solo} \cdot h^{-1}) / BMS - C \text{ (mgC} \cdot kg^{-1} \text{ solo)} \cdot 10^{-3}$$

Onde:

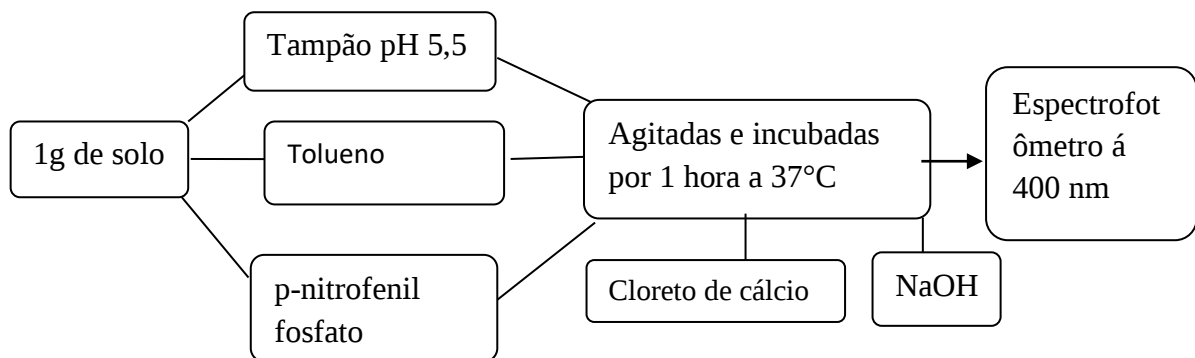
- qCO_2 = Quociente metabólico do solo
- RBS = Respiração basal do solo
- BMS – C = Carbono da biomassa microbiana do solo

Avaliação da atividade enzimática fosfatase ácida do solo

Para a avaliação da atividade enzimática da Fosfatase ácida, inicialmente foi colocado 1 g de solo de cada amostra em um erlenmeyer, junto com 4 ml de tampão para fosfatase ácida com pH 5,5, 0,25 ml de solução de tolueno e 1 ml de p-nitrofenil fosfato, conforme descrito na metodologia de Tabatabai (1977). As amostras foram agitadas para garantir homogeneização, tampadas com papel alumínio e incubadas por 1 hora a 37°C. Após a incubação, foi adicionado 1 ml da solução de cloreto de cálcio ($CaCl_2$ 0,5 M) e 4 ml da

solução de hidróxido de sódio (NaOH 0,5 M). Em seguida, as amostras foram agitadas e filtradas em papel filtro, e a absorbância foi medida utilizando um espectrofotômetro a 400 nm (UV/VIS). Seu resultado é expresso em (μg paranitrofenol. g^{-1} solo).

Figura 6 – Fluxograma determinação da enzima Fosfatase ácida:



Fonte: Elaborado pelo autor, 2024.

Às análises estatísticas foram realizadas pelo software Sisvar, na qual comparou-se os resultados dos dois tratamentos: a megaparcela com terraço (CT) e a megaparcela sem terraço (ST), os dados do carbono da biomassa, nitrogênio da biomassa, respiração basal e quociente metabólico e a atividade da enzima fosfatase ácida contendo as 36 repetições em duplicata de cada megaparcela foram analisados pelo teste de tukey á 5% de probabilidade, através deste teste foi possível observar se os resultados apresentaram diferenças significativa entre as médias.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Determinação do Carbono da Biomassa Microbiana do Solo (C-BMS).

Os resultados do Carbono da Biomassa Microbiana da mega parcela com terraço (CT) em comparação a mega parcela sem terraço (ST) não obteve diferença significativa ($P > 0,05$), devido as médias do Carbono da biomassa microbiana do solo (C-BMS) serem de $147,74 \mu\text{g C/g}$ solo para mega parcela ST e $151,45 \mu\text{g C/g}$ solo na mega parcela CT (Figura 7).

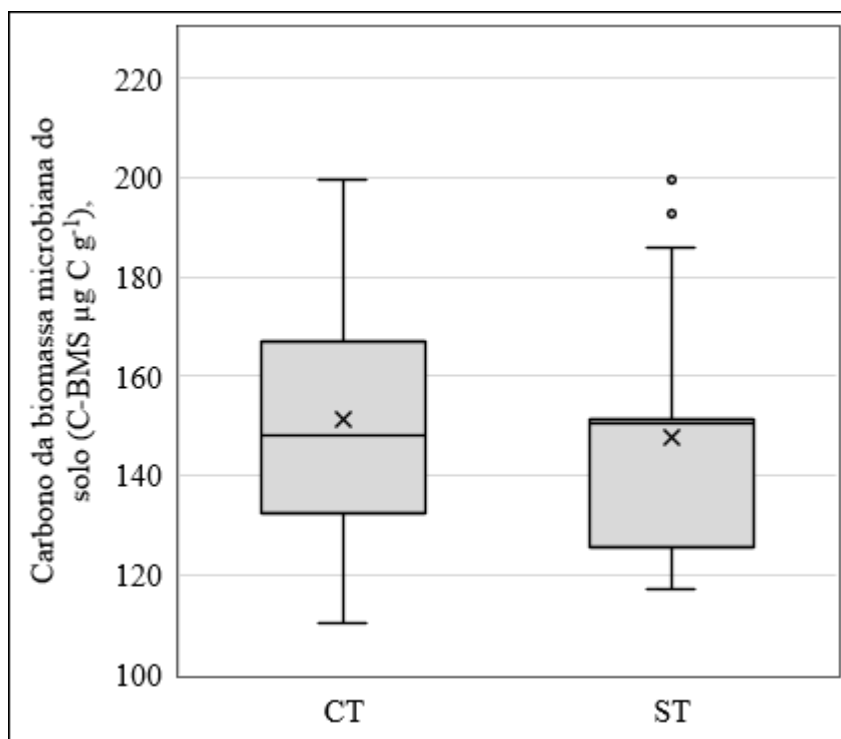


Figura 7 - Carbono da biomassa microbiana do solo (C-BMS $\mu\text{g C g}^{-1}$), comparação entre as médias da mega parcela com terraço (CT) e sem terraço (ST).

Á média de umidade do solo para a parcela CT foi de 6,73%, enquanto na parcela ST foi de 6,72%, não indicando assim uma diferença significativa. Não houve diferença na umidade para o tratamento CT e ST, além disso de acordo com a (Tabela 1) os teores de carbono orgânico total (COT) foram semelhantes, sem diferença significativa.

O Carbono da Biomassa Microbiana do Solo (C-BMS) é um dos principais indicadores para medir a atividade biológica do solo, pois indica a quantidade de matéria orgânica disponível para o crescimento dos microrganismos. No entanto, fatores ambientais, como umidade, temperatura e a concentração de carbono orgânico total (CO) no solo, afetam sua quantidade (SIQUEIRA *et al.*, 2021). Valores semelhantes do C-BMS nas duas megaparcels CT e ST (Figura 7), podem estar ligados aos fatores ambientais, como o decréscimo da precipitação, resultando em baixa umidade do solo associada a altas temperaturas no mês de abril, quando foram realizadas as coletas de solo na área experimental de Cianorte-PR (Figura 2).

Fertilizantes químicos á exemplo do K_2O pode resultar em um aumento no quociente metabólico, afetando assim a microbiota, reduzindo o CO_2 incorporado, então para os microrganismos se manterem eles gastam mais energia, prejudicando a saúde do solo (FARIA *et al.*, 2023).

Áreas com cobertura do solo como vegetação nativa geralmente tem mais quantidade de carbono da biomassa microbiana, essa diferença constata que o manejo do solo que recebe adubos inorgânicos pode influenciar em um menor estoque no carbono da biomassa microbiana (KASCHUK *et al.*, 2010; DORNELLES *et al.*, 2017).A diferença não significativa pode estar associada a intervenção do produtor, na qual ele fez o uso somente de fertilizante químico no plantio da soja e deixou o solo sem cultivo por um longo tempo, além disso na área experimental não se utilizou de adubo orgânico.

O manejo reduzido do solo e com maior cobertura e diversidade de plantas ajudam a aumentar o acúmulo de carbono da biomassa microbiana, isso pode ser relacionado a uma maior taxa de matéria orgânica disponível no solo (HOFFMANN *et al.*, 2018).

A ausência de diferença significativa no carbono da biomassa microbiana (C-BMS) entre áreas com e sem terraceamento pode estar associada às limitações dos solos arenosos, que apresentam baixa capacidade de retenção de água e nutrientes e menor área superficial específica, já que a umidade encontrada na megaparcela CT foi de 6,73%, enquanto na megaparcela ST foi de 6,72%, essas condições do solo encontradas se associam com o baixo teor de matéria orgânica no solo (LI; ZHANG; NOVAK; YANG; WANG, 2021).

Determinação do Nitrogênio da Biomassa Microbiana do Solo (N-BMS).

Os resultados do nitrogênio da biomassa microbiana apresentaram uma diferença significativa ($P < 0,05$). N-BMS obteve um resultado inesperado devido apresentar uma média no valor de 5,15 μg N/g solo no tratamento – CT, valor mais baixo em comparação com o tratamento – ST, que obteve uma média superior de 7,37 μg N/g solo (Figura 8).

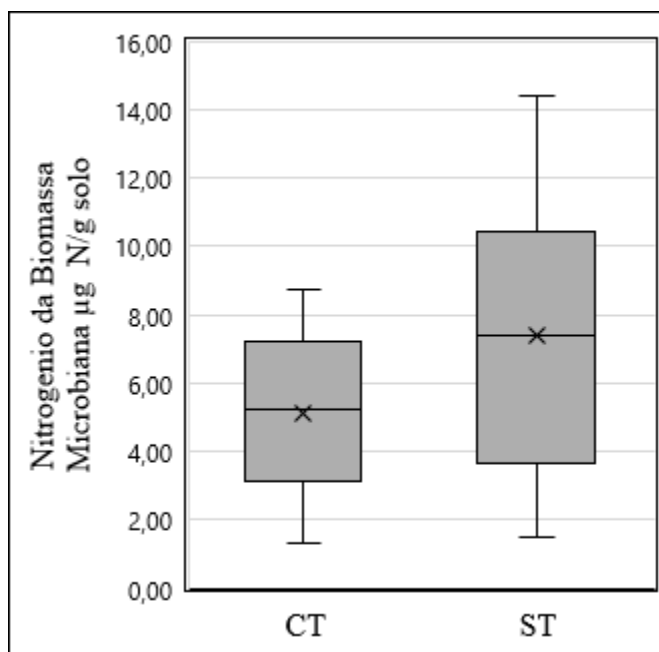


Figura 8 – Comparativo das médias do nitrogênio da biomassa microbiana do solo $\mu\text{g N g}^{-1}$ em megaparcela com terraço (CT) e sem terraço (ST).

Esses resultados podem estar relacionados com a textura do solo que em Cianorte é de textura média arenosa (Tabela 2) de origem do arenito caiua e na quantidade de matéria orgânica no solo MOS (Tabela 1) (VIANA, et al., 2011). Além disso, a textura do solo pode reagir de maneiras diferentes em relação ao carbono e nitrogênio. As taxas de decomposição da matéria orgânica do solo (MOS) podem variar com a textura, afetando o aumento ou a diminuição de C e N ao longo do perfil (CASTRO et al., 2018).

Quando se avaliam o C e o N em solos argilosos, percebe-se que eles mantêm seus estoques mais estáveis, principalmente por causa da argila que tem maior área superficial específica, assim aumentando a retenção de água e nutrientes (ARAÚJO; ZINN; LAL, 2017).

O solo exposto por um longo período após a colheita e com menor quantidade de matéria orgânica e argila na megaparcela CT (Tabela 1 e Tabela 2) pode ter influenciado nos níveis mais baixos de (N-BMS) em CT (Figura 8). Condições tropicais com pequena quantidade de argila propiciam a acelerada decomposição da matéria orgânica do solo (MOS), assim os níveis de MOS fica difícil de aumentar, em razão da alta atividade microbiana e menor proteção física e química da MOS, ficando mais sujeito a degradação (GMACH et al., 2020). As práticas agrícolas adotadas como o manejo com baixa qualidade de palhada podem ter afetado a dinâmica do N-BM no solo por ter alta sensibilidade às variações ambientais, assim mostrando mudanças nos seus níveis (LI et al., 2018).

No entanto, o nitrogênio é afetado por condições climáticas e do solo, devido ser muito dinâmico. O nitrogênio pode sofrer perdas por volatilização, por exemplo, quando ocorre a hidrólise enzimática da ureia no solo, produzindo a amônia (NH_3) (WANG et al., 2020). A diferença significativa maior na megaparcela sem terraço pode estar relacionada a temperatura e precipitação que durante o verão obteve um decréscimo nas chuvas e aumento na temperatura (Figura 2).

A saturação por bases também é um fator importante. Solos com maior saturação (V%), como o tratamento ST - 53,6% (Tabela 1) apresentam maior disponibilidade de nutrientes essenciais para a atividade microbológica. A saturação por bases é um bom indicativo de que o solo possui uma maior capacidade de troca catiônica, o que favorece a retenção de nutrientes como o nitrogênio e a melhoria das condições para a microbiota (ZHANG et al., 2023). Assim, a combinação de maior matéria orgânica, pH mais favorável e maior saturação por bases no tratamento ST contribuiu para os resultados superiores de N-BMS observados.

Determinação da Respiração Basal do Solo e Quociente Metabólico (qCO_2).

A Respiração Basal do Solo obteve uma diferença significativa pelo teste de Tukey a 5% ($P < 0,05$). No tratamento CT a média da (RBS) foi maior, sendo $0,31 \text{ mg C de CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ solo h}^{-1}$, em contrapartida no tratamento ST a média foi menor de $0,20 \text{ mg C de CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ solo h}^{-1}$ (Figura 9).

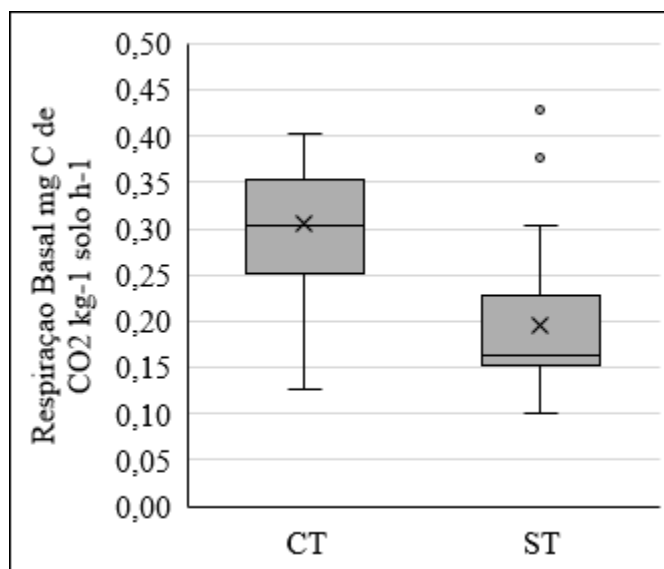


Figura 9 – Comparativo entre as médias da respiração basal do solo (RBS) mg C de CO₂ kg⁻¹ solo h⁻¹ na megaparcela com terraço (CT) e sem terraço (ST).

A respiração basal do solo (RBS) representa a soma de todas as atividades metabólicas que geram CO₂. Bactérias e fungos atuam como os principais responsáveis pela liberação significativa de CO₂ ao degradar a matéria orgânica. Variáveis como temperatura e precipitação influenciam a umidade do solo, impactando a composição e a funcionalidade da microbiota do solo, além de relacionar-se com as características e a qualidade da matéria orgânica disponível (SILVA; AZEVEDO; DE-POLLI, 2007; VRIES; CARUSO, 2016).

A umidade, temperatura e o teor de carbono orgânico são fatores relevantes que influenciam no teor da respiração basal do solo (LIMA *et al.*, 2020). A baixa umidade do solo observada nas áreas ST e CT pode explicar os baixos valores da RBS, além disso, de acordo com Vries e Caruso (2016), a quantidade de matéria orgânica que é mais facilmente decomposta tende a diminuir com o passar do tempo de incubação, o que indica que essa matéria orgânica se transforma em CO₂ de forma mais rápida (Tabela 1) e (Figura 9).

O aumento da respiração basal do solo (RBS) indica uma alta atividade dos microrganismos, o que pode levar a um aumento na liberação de CO₂ para a atmosfera. De acordo com Farina, *et al.* (2016) essa maior taxa de RBS pode indicar que a matéria orgânica está sendo decomposta, assim diminuindo o estoque de carbono ao transformá-lo em CO₂. Esse aumento na atividade microbiana no tratamento CT, pode corroborar ao menor teor de matéria orgânica em CT, onde a RBS foi maior comparado com ST que tinha maior estoque de MO. Significando então que em CT a matéria orgânica está sofrendo uma rápida decomposição e consequentemente perda de CO₂ para atmosfera.

Valores elevados de respiração basal podem sinalizar uma alta atividade metabólica dos microrganismos, onde a emissão de CO₂ está ligada à intensidade dos processos de decomposição da matéria orgânica e da biomassa microbiana. As diferentes estações do ano, com suas variações de temperatura e chuvas, impactam a respiração basal do solo, dependendo de suas características e do uso que se faz dele. A mudança de estação traz novas condições climáticas que afetam diretamente a atividade microbiana no solo. Além disso, o manejo do solo é crucial para sua qualidade e fertilidade (COUTO *et al.*, 2013; VICELI, 2017).

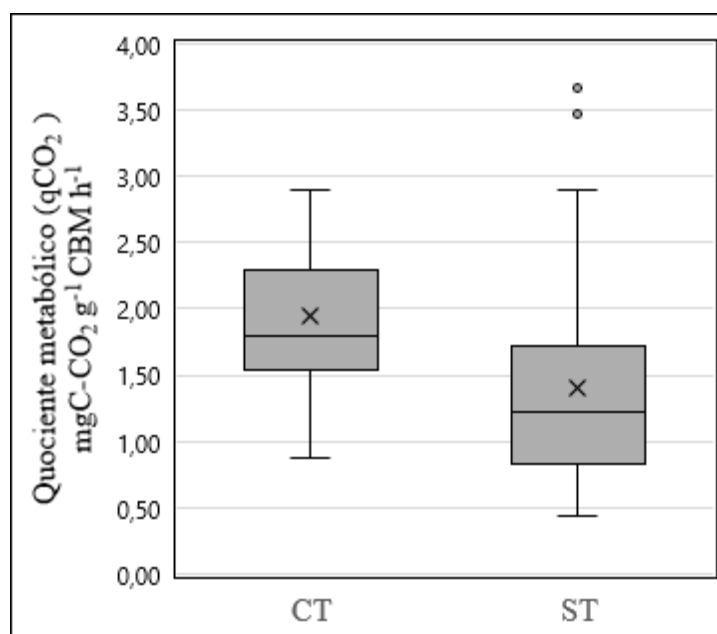


Figura 10 – Resultados médios do Quociente metabólico qCO₂ (mgC-CO₂ g⁻¹ CBM h⁻¹) nas megaparcels com terraço (CT) e sem terraço (ST).

O quociente metabólico (qCO₂) obteve diferença significativa ($P < 0,05$) entre os tratamentos CT e ST, as medias do tratamento CT foram maiores em relação ao tratamento ST. A média CT foi de 1,95 mgC-CO₂ g⁻¹ CBM h⁻¹ e a média ST foi 1,41 mgC-CO₂ g⁻¹ CBM h⁻¹ (Figura 9). Além disso, a relação entre a respiração e a biomassa do solo, conhecida como quociente metabólico (qCO₂), reflete as condições do solo para a comunidade microbiana, uma vez que valores elevados indicam um estado de estresse entre os microrganismos (RAMOS *et al.*, 2020).

O quociente metabólico (qCO₂) obteve maior valor na parcela com terraço – CT em relação a parcela – ST, esse resultado pode estar associado ao tempo sem cobertura do solo após a colheita da soja, na qual resultou em uma decomposição mais rápida da MO na megaparcels CT. Quando a cobertura vegetal é retirada, ou até mesmo por preparo de solo,

ocorrendo revolvimento pode auxiliar na rápida decomposição dos resíduos vegetais, dessa forma ocorrendo um aumento do qCO_2 (DADALTO et al., 2015; ZHANG et al., 2017).

A diferença significativa no quociente metabólico (qCO_2) indica que a atividade microbiana é maior no solo com terraço (CT) em comparação ao sem terraço (ST). Essa atividade elevada pode estar relacionada ao menor teor de matéria orgânica no tratamento CT, em um contexto de umidade com pequena diferença em ambos os tratamentos (6,73% em CT e 6,72% em ST). Solos arenosos, como o do experimento (Tabela 2), tendem a limitar a retenção de umidade e nutrientes, afetando a atividade microbiana (FRANCHINI et al., 2016; SILVA et al., 2010). A redução da precipitação durante a coleta em abril (Figura 2) também pode ter impactado a disponibilidade de água e nutrientes, especialmente na megaparcela CT.

Em solo onde é encontrado menor teor de carbono da biomassa microbiana e maior valor do (qCO_2), significa um maior nível de estresse, assim apresentando uma redução na ciclagem de nutrientes e menor qualidade de matéria orgânica (KERKHOFF et al., 2024). Esses resultados sugerem que os microrganismos da megaparcela CT estão sofrendo um maior estresse, apontando assim uma menor qualidade de matéria orgânica na megaparcela CT em relação a ST.

Um maior estresse microbiano ocorre quando o ambiente sofre uma alteração, então aumenta a incorporação de carbono orgânico do solo na biomassa microbiana, assim havendo um aumento no quociente microbiano, devido a perda de CO_2 para atmosfera (DADALTO et al., 2015). Essa afirmação sugere que a quantidade de carbono orgânico (CO) (Tabela 1) influenciou no aumento do qCO_2 na megaparcela CT, indicando um possível estresse.

Determinação da enzima Fosfatase Ácida

Os tratamentos CT e ST apresentaram diferença significativa entre as médias ($P < 0,05$), visto que a parcela CT obteve 103,98 μg p-nitrofenol g^{-1} solo h^{-1} , enquanto a média de ST foi superior de 186,45 μg p-nitrofenol g^{-1} solo h^{-1} (Figura 11).

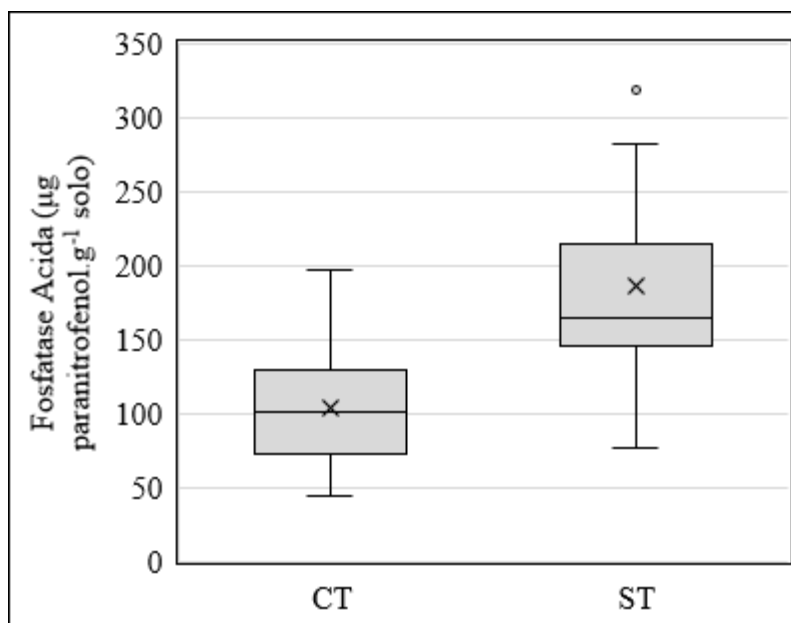


Figura 11 – Comparativo entre valores médios da atividade da fosfatase ácida (μg paranitrofenol. g^{-1} solo) nas megaparcels com terraço (CT) e sem terraço (ST).

A atividade da enzima fosfatase ácida foi maior na megaparcelsa ST (Figura 11), este resultado pode ter uma relação com a quantidade de matéria orgânica MO encontrada na megaparcelsa ST, na qual é maior que o teor de MO encontrada na megaparcelsa CT (Tabela 1). A atividade da enzima fosfatase ácida aumenta em área onde não há o preparo do solo, ou seja, a quantidade de matéria orgânica disponível influencia sua atividade, sendo um bom indicativo biológico do solo (LIN, 2021).

Através de reações bioquímicas ativadas por microrganismos, as enzimas fosfatases são liberadas no solo, transformando o fósforo orgânico em sua forma inorgânica, que é absorvida com maior preferência pelas plantas (TIRLONI et al., 2009).

A atividade da enzima fosfatase ácida maior em ST (Figura 11) possivelmente estava relacionada com o pH do solo que em ST foi maior que CT (Tabela 1). Da mesma forma Kuwano, et al. (2012) encontrou resultados semelhantes no aumento e ótima atividade da enzima fosfatase ácida em pH em torno de 5,5, porém se o pH tiver um aumento acima desta faixa de pH também pode afetar negativamente a atividade desta enzima.

3 CONCLUSÃO

Através dos bioindicadores e seus resultados foi possível notar que a megaparcela ST apresentou maior quantidade de N-BMS e atividade da enzima fosfatase ácida, já em CT se evidenciou uma maior respiração basal do solo e quociente metabólico.

Em comparação a saúde do solo nas áreas com e sem terraço demonstrou que devido a textura do solo ser mais arenosa, afetou a capacidade do solo em reter água e nutrientes, assim diminuindo o teor de matéria orgânica afetando significativamente os bioindicadores microbiológicos, influenciando na quantidade de carbono e nitrogênio da biomassa microbiana e seus estoques.

O manejo da área associado com a textura, temperatura, pluviosidade e sua declividade influencia na degradação, assim aumentando a taxa de decomposição da matéria orgânica, afetando a atividade microbiana na qual perde CO₂ para atmosfera refletindo em um estresse microbiano.

Esses resultados ressaltam a importância de práticas de manejo sustentável que priorizem a manutenção da biomassa microbiana e a proteção do solo. A adoção de técnicas que promovam a diversidade biológica para melhorar a qualidade do solo. Portanto, é fundamental que futuras pesquisas continuem a explorar a relação entre o manejo do solo e a saúde do ecossistema agrícola, buscando alternativas que beneficiem tanto a produtividade quanto a conservação ambiental.

REFERÊNCIAS

- ANDERSON, J. P; DOMSCH, K. H. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. **Soil Biology And Biochemistry**, [S.L.], v. 10, n. 3, p. 215-221, Jan. 1978. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717\(78\)90099-8](http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717(78)90099-8).
- ARAÚJO, A. S. F. D; MELO, W. J. D. Soil microbial biomass in organic farming system. **Ciência rural**, v. 40, p. 2419-2426, 2010.
- ARAÚJO, A. S. F. D; MONTEIRO, R. T. R. Indicadores biológicos de qualidade do solo biological. **Bioscience Journal**, v. 23, n. 3, p. 66–75, 2007.

ARAUJO, M. A; ZINN, Y. L; LAL, R. Soil parent material, texture and oxide contents have trivial effect on soil organic carbon retention in tropical highlands. **Geoderma**, v. 300, n. April 2017, p. 1–10, 2017a.

ASSAD, M.L.L; ALMEIDA, J. Agricultura e Sustentabilidade: Contexto, Desafios e Cenários. **Ciência & Ambiente**. Porto Alegre, v. 29, n. 3, p. 1., 2004.

BARBIERI, M; DOSSIM, M. F; NORA, D. D; SANTOS, W. B; BEVILACQUA, C. B.; ANDRADE, N; BOENI, M; DEUSCHLE, D; JACQUES, R. J. S; ANTONIOLLI, Z. I. Ensaio sobre a bioatividade do solo sob plantio direto em sucessão e rotação de culturas de inverno e verão. **Revista de Ciências Agrárias**, [S.L.], v. 42, n. 1, p. 122-134, 4 fev. 2019. *Revista de Ciências Agrárias*. <http://dx.doi.org/10.19084/RCA17068>.

BAZZO, J. C; SILVA, M. L. N; FREITAS, D. A. F; SOARES, C. R. F. S; GOMIDE, P. H. O; SANTOS, S. A; CARDOSO, E. L. **Biomassa e atividade microbiana do solo em diferentes fitofisionomias no Pantanal da Nhecolândia, MS, Brasil**. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2018. 16p. ISSN 1981-7215.

BERTONI, J; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 7. ed. São Paulo: Ícone, p. 355, 2010.

CORDEIRO, L. R. A.; BEZERRA, R. C. A.; SANTOS, A. R. M. D.; HENRIQUE, C. G. D. S.; FONSÊCA, G. R. F. D.; LEITE, M. L. D. M. V. Indicadores de qualidade do solo em cultivos de plantas forrageiras: uma revisão. **Revista GEAMA**, Scientific Journal of Environmental Sciences and Biotechnology, 9(3): 75-85, dezembro 2023.

CASTRO, G. C. DE; VIEIRA, C. R.; WEBER, O. L. DOS S. Carbono Orgânico E Nitrogênio Total Nas Frações Granulométricas E Húmicas Em Solos Sob Diferentes Texturas. **Nativa**, v. 6, n. 6, p. 575, 2018.

CAVALCANTE, F. G; BANDEIRA, L. L; LEITE, L. O; SILVA, A. O; MESQUITA, A. F. N; MATOS NETO, J. M; MARTINS, C. M; MARTINS, S. C. S. Grupos Funcionais do Solo: papel das comunidades microbianas especializadas na ciclagem de nutrientes e sensores de distúrbios ambientais. **Cuadernos de Educación y Desarrollo**, [S.L.], v. 15, n. 9, p. 8676-8698, 14 set. 2023. *Brazilian Journals*. <http://dx.doi.org/10.55905/cuadv15n9-038>.

COUTO, R. R; COMIN, J. J; SOARES, C. R. F. S.; BELLI FILHO, P; BENEDET, L; MORAES, M. P; BRUNETTO, G; BEBER, C. L. **Microbiological and chemical attributes of a Hapludalf soil with swine manure fertilization**. Pesquisa Agropecuária Brasileira,

[S.L.], v. 48, n. 7, p. 774-782, jul. 2013. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-204x2013000700010>.

DADALTO, J. P; FERNANDES, H. C; TEIXEIRA, M. M; CECON, P. R; MATOS, A. T. **Sistema de preparo do solo e sua influência na atividade microbiana**. Engenharia Agrícola, [S.L.], v. 35, n. 3, p. 506-513, jun. 2015. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4430-eng.agric.v35n3p506-513/2015>.

DE OLIVEIRA, L. B; DE PAULA, J.L; BARRETO, W.D.O; DURIEZ, M.A.D.M; JOHAS, R.A.L; BLOISE, R.M; DYNIA, J.F; MOREIRA, G.N.C; ANTONELLO, L.L; BEZERRA, T.D.C.L. **Manual de métodos de análise de solo**. 1979.

DORNELLES, H. S; MATSUOKA, M; BINELO, L. A; PAUVELS, L. A; CARON, C. M. Biomassa e atividade microbiana de solos com aplicação de resíduo sólido urbano e dejetos líquidos de suínos. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)**, [S.L.], n. 44, p. 18-26, jun. 2017. Zeppelini Editorial e Comunicação. <http://dx.doi.org/10.5327/z2176-947820170046>.

FARIA, L. O; SOUZA, A. G. V; MELLO, M. C. D; BERTI, M. P. D. S. **Potassium fertilization and bioactivates on the soybean yield and soil microbiota**. Pesquisa Agropecuária Tropical, v. 53, e74945, 2023. <https://doi.org/10.1590/1983-40632023v5374945>.

FARINA, R; FRANCAVIGLIA, R; NAPOLI, R; BENE, C. D. **Modeling regional soil C stocks and CO₂ emissions under mediterranean cropping systems and soil types**. Agriculture, Ecosystems & Environment, Amsterdam, v. 238, p. 128-141, 2016.

FIALHO, J. DE F; VIEIRA, E. A; BORGES, A. L. **Cultivo da mandioca para a Região do Cerrado**. Planaltina-DF: Embrapa Cerrados, 2017. 95p.

FRANCHINI, J.C; VELLINI, C.L; BALBINOT JUNIOR, A.A; DEBIASI, H; WATANABE, R.H. **Integração lavoura-pecuária em solo arenoso e clima quente: duas décadas de experiência**. Londrina, PR: Embrapa Soja, 2016. 11p.

GASPARETO, R. N; JALAL, A; ITO, W. C. N; OLIVEIRA, C. E. S; GARCIA, C. M. P; BOLETA, E. H. M; ROSA, P. A. L; GALINDO, F. S; BUZETTI, S; GHALEY, B. B; FILHO, M. C. M. T. Inoculation with Plant Growth-Promoting Bacteria and Nitrogen Doses Improves Wheat Productivity and Nitrogen Use Efficiency. **Microorganisms**, [S.L.], v. 11, n. 4, p. 1046, 17 abr. 2023. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/microorganisms11041046>.

GMACH, M. R; CHERUBIN, M. R; KAISER, K; CERRI, C. E. P. Processes that influence dissolved organic matter in the soil: a review. **Scientia Agricola**, v. 77, n. 3, e20180164, 2020. <https://doi.org/10.1590/1678-992X-2018-0164>.

HOFFMANN, R. B; MOREIRA, Évellyn E. A; HOFFMANN, G. S. da S; ARAÚJO, N. S. F. de. Efeito do manejo do solo no carbono da biomassa microbiana. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, [S. l.], v. 1, n. 1, p. 168–178, 2018. Disponível em: <https://ojs.brazilianjournals.com.br/ojs/index.php/BJAER/article/view/738>. Acesso em: 10 de out. 2024.

JENKINSON, D.s; POWLSON, D.s. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil—V. **Soil Biology And Biochemistry**, [S.L.], v. 8, n. 3, p. 209-213, jan. 1976. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717\(76\)90005-5](http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717(76)90005-5).

KASCHUK, G; ALBERTON, O; HUNGRIA, M. Three decades of soil microbial biomass studies in Brazilian ecosystems: lessons learned about soil quality and indications for improving sustainability. **Soil Biology And Biochemistry**, [S.L.], v. 42, n. 1, p. 1-13, jan. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.08.020>.

KERKHOFF, M. **Corretivos de acidez do solo aplicados em superfície no sistema soja-milho**. Orientador: Dr. Gustavo Castoldi e Coorientadora: Dr.^a Priscila Gonçalves. Dissertação (Mestrado) – curso de Bioenergia e Grãos, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano – Campus Rio Verde, Goiás, 2024.

KIEFER, A. P; COSTA, R. M; PETSCH, C; SCCOTI, A. A. V. Panorama das Alterações nos Padrões de Precipitação e Erosão diante de Mudanças Climáticas: revisão de literatura. **Revista Brasileira de Geografia Física**, [S.L.], v. 14, n. 3, p. 1724-1747, 20 jul. 2021. Revista Brasileira de Geografia Física. <http://dx.doi.org/10.26848/rbgf.v14.3.p1724-1747>.

KRELING, B. E; TONET, C; CASSEL, J. L; GYSI, T.; HENN, J. R; DIERINGS, T. A; CAMPOS, B. C; CRUZ, S. M; PIMENTA, B. D; SANTOS, D. B. Avaliação da atividade enzimática como uma promissora ferramenta indicadora da qualidade do solo. **Open Science Research**, [S.L.], p. 525-540, 2022. Editora Científica Digital. <http://dx.doi.org/10.37885/211207022>.

KUWANO, B.H; JUNIOR, A.A.B; FONSECA, J.A; VOGT, G.A; FILHO, J.F; HUNGRIA, M; NOGUEIRA, M.A. **Atividade microbiana e enzimática em um latossolo ácido sob doses de resíduo de reciclagem de papel.** FERTBIO, Maceió-AL,2012.

KUYPERS, M. M. M; MARCHANT, H. K; KARTAL, B. **The microbial nitrogen-cycling network.** Nature Reviews Microbiology, [S.L.], v. 16, n. 5, p. 263-276, 5 fev. 2018. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/nrmicro.2018.9>.

LEPSCH, I. F. **19 Lições de pedologia.** São Paulo: Oficina de Textos, 2011. 456 p.

LI, L; ZHANG, Y. J; NOVAK, A; YANG, Y; WANG, J. **Role of Biochar in Improving Sandy Soil Water Retention and Resilience to Drought.** Water, [S.L.], v. 13, n. 4, p. 407, 4 fev. 2021. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/w13040407>.

LI, Y; CHANG, S. X; TIAN, L; ZHANG, Q. **Conservation agriculture practices increase soil microbial biomass carbon and nitrogen in agricultural soils: a global meta-analysis.** Soil Biology And Biochemistry, [S.L.], v. 121, p. 50-58, jun. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.02.024>.

LIMA, J. R. S; SOUZA, R.M.S; SANTOS, E.S.D; SOUZA, E.S.D; OLIVEIRA, J.E.D.S; MEDEIROS, É.V.D; PESSOA, L.G.M; ANTONIO, A.C.D; HAMMECKER, C. **Impacts of land-use changes on soil respiration in the semi-arid region of Brazil.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 44, 2020. <https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20200092>.

LIN, J. S. D. **Soil health across a Kansas precipitation gradient.** 2021. Tese de Doutorado.

MANZOOR, A; DIPPOLD, M; LOEPPMANN, S; BLAGODATSKAYA, E. **TwoPhase Conceptual Framework of Phosphatase Activity and Phosphorus Bioavailability.** Frontiers in Plant Science, v. 13, 2022. <http://dx.doi.org/10.3389/fpls.2022.935829>.

MARTINS, J. C; FERNANDES, R. **Processos de degradação do solo-medidas de prevenção.** Vida Rural, v. 5, n. 1827, p. 34-36, 2017.

MICCOLIS, A; PENEIREIRO, F. M; MARQUES, H. R; VIEIRA, D. L. M; ARCO-VERDE, M. F; HOFFMANN, M. R; REHDER, T; PEREIRA, A. V. B. **Restauração ecológica com Sitemas Agrofloretais: como conciliar conservação com produção opções para cerrado e caatinga.** Brasília, DF: Centro Internacional de Pesquisa Agroflorestral, 2016. 266 p. ICRAF.

NITSCHKE, P. R; CARAMORI, P. H; RICCE, W. D. S; PINTO, L. F. D. **Atlas climático do Estado do Paraná**. Londrina: Instituto Agrônômico do Paraná, 2019. Disponível em: < <https://www.idrparana.pr.gov.br/Pagina/Atlas-Climatico>>.

PASCUTTI, M. C. D; SILVESTRE, R. da S. F; ORTIZ, T. A. The role of microorganisms in sustainable agriculture: a review. **REVISTA DELOS**, [S. l.], v. 17, n. 52, p. e1253, 2024. <https://doi.org/10.55905/rdelosv17.n52-001>.

PELLEGRINI, A; BARBOSA, G.M.C. **Manejo e conservação de solo e água**. Volume 1- Formação, implantação e metodologias. Rede Paranaense de Agropesquisa e Formação Aplicada – Curitiba: SENAR/PR, 2023. 308p.

RAMOS, M. R; UHLMANN, A; JUSTEN, L; FREIRE, T. M; PANTA, D. A. S. USO DO SOLO E A ESTACIONALIDADE CLIMÁTICA AFETAM OS ATRIBUTOS BIOLÓGICOS DO SOLO? **Revista Agroecossistemas**, [S.L.], v. 12, n. 1, p. 178, 31 jul. 2020. Universidade Federal do Para. <http://dx.doi.org/10.18542/ragros.v12i1.7474>.

RODRIGUES, A. S. Avaliação do impacto do Projeto Hora de Plantar sobre a sustentabilidade dos agricultores familiares da Microrregião do Cariri (CE): o caso do milho híbrido. 2016. 250 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - **Universidade Federal do Ceará**, Fortaleza, 2016.

SANTOS, C. S; JOHN, N. S. O desenvolvimento rural e a agroecologia: uma alternativa para sustentabilidade ambiental / Rural development and agroecology: an alternative for environmental sustainability. **Brazilian Journal of Development**, [S. l.], v. 4, n. 6, p. 3053–3063, 2018. <http://doi.org/10.34117/bjdv4n6-310>.

SANTOS, D. P; MARCHÃO, R. L; BARBOSA, R. S; SILVA JUNIOR, J. P; SILVA, E. M; NÓBREGA, J. C. A; NIVA, C. C; SANTOS, G. G. Soil macrofauna associated with cover crops in an Oxisol from the southwest of Piauí state, Brazil. **Arquivos do Instituto Biológico**, São Paulo, v. 87, p. 1-9, 2020. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/1808-1657000822018>.

SILVA, E. E; AZEVEDO; P. H. S; DE-POLLI, H. **Determinação da respiração basal (RBS) e quociente metabólico do solo (qCO₂)**. Seropédica-RJ: Embrapa Comunicado Técnico 99, 2007. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/627577/1/cot099.pdf>.

SILVA, R. R; SILVA, M. L. N; CARDOSO, E. L; MOREIRA, F. M. S; CURI, N; ALOVISI, A. M. T. Biomassa e atividade microbiana em solo sob diferentes sistemas de manejo na

região fisiográfica Campos das Vertentes - MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [S.L.], v. 34, n. 5, p. 1584-1592, out. 2010. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-06832010000500011>.

SIQUEIRA, M. G; FIORELLI, E. C; SANTOS, W. P; MACHADO, C. B; SANTOS, W. P; VIEIRA, A. S; SOUZA, S. P; SCHLINDWEIN, J. A. BIOMASSA MICROBIANA E CARBONO ORGÂNICO DO SOLO SOB DIFERENTES MANEJOS E SUCESSÃO DE CULTURAS. **Extensão Rural: práticas e pesquisas para o fortalecimento da agricultura familiar** - Volume 2, [S.L.], p. 126-138, 2021. Editora Científica Digital. <http://dx.doi.org/10.37885/210303685>.

EIVAZI, F; TABATABAI, M.A. Phosphatases in soils. **Soil Biology And Biochemistry**, [S.L.], v. 9, n. 3, p. 167-172, jan. 1977. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717\(77\)90070-0](http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717(77)90070-0).

TIRLONI, C; VITORINO, A. C. T; NOVELINO, J. O; TIRLONI, D; COIMBRA, D. S. **Disponibilidade de fósforo em função das adições de calagem e de um bioativador do solo**. *Ciência e Agrotecnologia*, [S.L.], v. 33, n. 4, p. 977-984, ago. 2009. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-70542009000400006>.

TROMBETTA, L. J; TURCHETTO, R; ROSA, G. M; VOLPI, G. B; BARROS, S; SILVA, V. R. Resíduos orgânicos e suas implicações com o carbono orgânico e microbiota do solo e seus potenciais poderes poluentes. **Brazilian Journal Of Development**, [S.L.], v. 6, n. 7, p. 43996-44005, 2020. Brazilian Journal of Development. <http://dx.doi.org/10.34117/bjdv6n7-134>.

VANCE, E.D; BROOKES, P.C; JENKINSON, D.s. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology And Biochemistry**, [S.L.], v. 19, n. 6, p. 703-707, jan. 1987. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717\(87\)90052-6](http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717(87)90052-6).

VIANA, E. T; BATISTA, M. A; TORMENA, C. A; COSTA, A. C. S; INOUE, T. T. Atributos físicos e carbono orgânico em latossolo vermelho sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [S.L.], v. 35, n. 6, p. 2105-2114, dez. 2011. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-06832011000600025>.

VICELI, J. M. **Influência da sazonalidade na respiração basal microbiana em diferentes usos do solo: estudo de caso em uma área rural de Francisco Beltrão/PR**. 2017. 41f Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Curso de Engenharia Ambiental. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Francisco Beltrão, 2017.

VRIES, F. T; CARUSO, T. Eating from the same plate? Revisiting the role of labile carbon inputs in the soil food web. **Soil Biology And Biochemistry**, [S.L.], v. 102, p. 4-9, nov. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.06.023>.

WANG, H; WANG, S; YU, Q; ZHANG, Y; WANG, R; LI, J; WANG, X. No tillage increases soil organic carbon storage and decreases carbon dioxide emission in the crop residue-returned farming system. **Journal Of Environmental Management**, [S.L.], v. 261, p. 110261, maio 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110261>.

ZHANG, J; QU, X; SONG, X; XIAO, Y; WANG, A; LI, D. Spatial Variation in Soil Base Saturation and Exchangeable Cations in Tropical and Subtropical China. **Agronomy**, [S.L.], v. 13, n. 3, p. 781, 8 mar. 2023. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/agronomy13030781>.

ZHANG, Q; MIAO, F; WANG, Z; SHEN, Y; WANG, G. Effects of Long-Term Fertilization Management Practices on Soil Microbial Biomass in China's Cropland: a meta :analysis. **Agronomy Journal**, [S.L.], v. 109, n. 4, p. 1183-1195, jul. 2017. Wiley. <http://dx.doi.org/10.2134/agronj2016.09.0553>.

ZHAO, Y; WU, P; ZHAO, S; FENG, H. Variation of soil infiltrability across a 79-year chronosequence of naturally restored grassland on the Loess Plateau, China. **Journal Of Hydrology**, [S.L.], v. 504, p. 94-103, nov. 2013. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.09.039>.

ZHENG, M. M; WANG, C; LI, W. X; GUO, L; CAI, Z. J; WANG, B. R; CHEN, J; SHEN, R. F. Changes of acid and alkaline phosphatase activities in long-term chemical fertilization have been driven by the similar soil properties and associated microbial community composition in acidic soil. **European Journal Of Soil Biology**, [S.L.], v. 104, p. 103312, maio 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ejsobi.2021.103312>.

LIU, Z; MA, D; HU, W; LI, X. Land use dependent variation of soil water infiltration characteristics and their scale-specific controls. **Soil And Tillage Research**, [S.L.], v. 178, p. 139-149, maio 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2018.01.001>.

