

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO

ISABEL CORREIA DA SILVA

**EFEITO DA ÁGUA DE REUSO DE ESGOTO DOMÉSTICO NA
MICROBIOTA DO SOLO COM PALMA E DIFERENTES
COBERTURAS NO SEMIÁRIDO TROPICAL**

RECIFE

2023

Isabel Correia da Silva
Bacharel em Agronomia (IFPE – CVSA)

**Efeito da água de reuso de esgoto doméstico na microbiota do solo com
palma e diferentes coberturas no semiárido tropical**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciência do Solo.

Orientador: Mario de Andrade Lira Junior

Co-orientadores:
Erika Valente Medeiros
Felipe José Cury Fraceto
Giselle Gomes Monteiro Fracetto

**Recife
2023**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal Rural de Pernambuco
Sistema Integrado de Bibliotecas
Gerada automaticamente, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

S586e

SILVA, Isabel Correia da

Efeito da água de reuso de esgoto doméstico na microbiota do solo com palma e diferentes coberturas no semiárido tropical / Isabel Correia da SILVA. - 2023.

57 f. : il.

Orientador: Mario de Andrade Lira Junior.

Coorientador: Felipe Jose Cury Fraceto.

Inclui referências.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, , Recife, 2023.

1. Microrganismos. 2. Água residual. 3. Biomassa. 4. Atividade biológica. I. Junior, Mario de Andrade Lira, orient. II. Fraceto, Felipe Jose Cury, coorient. III. Título

CDD

ISABEL CORREIA DA SILVA

Efeito da água de reuso de esgoto doméstico na microbiota do solo com palma e diferentes coberturas no semiárido tropical

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciência do Solo.

Aprovada em 23 de fevereiro de 2023

Prof. Dr. Mario de Andrade Lira Junior

Orientador

Universidade Federal Rural de Pernambuco

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Ademir de Oliveira Ferreira

Universidade Federal Rural de Pernambuco

Dr. Felipe José Cury Fraceto

Universidade Federal Rural de Pernambuco

“Lembre de Deus em tudo o que fizer, e ele lhe mostrará o caminho certo”

Provérbios 3:6

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a meu Deus, que me concedeu até hoje o milagre da vida, me deu forças e acalento nos momentos difíceis. Sem Ele, não seria nada.

Aos meus pais, Israel Joaquim e Maria de Sousa, que são os amores da minha vida, que sempre acreditaram que eu tinha capacidade, embora não fosse de conhecimento deles. Ao meu irmão Joaquim Silva, que é luz na minha vida, e que está sempre ao lado.

Ao meu noivo Abraão Rodrigues, pelas motivações, carinho e atenção durante todo esse processo. Aos meus familiares que indiretamente ou diretamente contribuíram para a finalização deste ciclo.

Ao meu professor orientador Mario Lira Junior, pela paciência, bom humor e sua entrega a profissão, que fez meu caminho até aqui mais leve.

Aos amigos que fiz durante este ciclo que alegraram meus dias no laboratório e me ajudaram de todas as formas: Adriana, Danilo, Cintia, Alisson, Midoiun, Raquel, Rafael, Aline, Vitória, Francisco, Michele e todos que de alguma forma estiveram comigo no dia a dia. E, em especial, Belchior, pelo companheirismo nas viagens de coleta, pelos perrengues engraçados que passamos e que a história ficou para alegria de todos rsrs.

Às minhas companheiras de casa, Adriana, Elisiane e Rafaela, pelo bom convívio e amizade que foi construída.

Aos meus co-orientadores Felipe Fracetto, Giselle Fracetto e Erika Valente, que sempre mostraram disponibilidade ao me atender.

Ao MAI-DAI, em especial ao professor Abelardo Montenegro pela dedicação na liderança do projeto. Ao bolsista Breno Lima, que acompanhou durante o tempo de pesquisa o experimento e passou todas as informações, além do apoio nas avaliações. Ao professor Ademir, pelo apoio ao ter compartilhado dados de caracterização da área experimental.

Ao INSA, TPF- Engenharia Compesa e Ministério do Desenvolvimento Rural, pela parceria durante todo trabalho.

A UFRPE e ao PPG- Ciência do solo, pela estrutura concedida para a realização das atividades. E ao CNPq pelo fornecimento da bolsa.

Muito obrigada!

Efeito da água de reuso de esgoto doméstico na microbiota do solo com palma e diferentes coberturas no semiárido tropical

RESUMO

A escassez de água é um problema crescente mundialmente, impossibilitando a realização de práticas agrícola e o desenvolvimento econômico principalmente em regiões áridas e subúmidas. O uso de água residual de esgoto pode ser uma medida sustentável para essa problemática, porém o manejo inadequado desse efluente pode afetar negativamente a microbiota. Neste sentido, o objetivo do presente trabalho foi avaliar o impacto da irrigação com água de reuso de esgoto doméstico, da cobertura morta e de consórcios na microbiota do solo cultivado com palma-forrageira. O experimento foi instalado na unidade experimental em Parnamirim – PE, região semiárida de Pernambuco. Os tratamentos foram um arranjo fatorial entre dois consórcios (sorgo sudanense – *Sorghum sudanense* (Piper) Stapf. e capim buffel (*Cenchrus siliaris* L) e quatro condições de coberturas (sem cobertura - SC, vegetação natural - VN, 8 toneladas de palhada de sorgo e 12 toneladas de palhada de sorgo) com quatro repetições, cujo solo recebeu água de efluente de esgoto doméstico tratado. Foram realizadas coletas de solo aos 0, 4, 8 e 12 meses durante o acompanhamento da área experimental, nas profundidades 0-10 e 10-20 cm. Além da caracterização química e física do solo, foram determinados: i- estoque de carbono (EC) , ii- carbono da biomassa microbiana (CBM), iii- nitrogênio da biomassa microbiana (NBM), iv- respiração basal do solo (RB), v- quociente metabólico (qCO_2) e o quociente microbiano ($qMIC$). A irrigação e a cobertura morta promoveram um aumento na da respiração basal a partir dos 8 e 12 meses após o início da irrigação com água residual. Também foi observado efeito positivo dos consórcios pelo aumento de CBM, porém isso necessita de uma continuidade temporal das análises biológicas. O qCO_2 deixou evidente que houve uma menor atividade por biomassa microbiana, que pode ser reflexo de perturbações causados dadas as modificações propostas. O $qMIC$ indicou que a biomassa microbiana não foi eficiente na utilização do carbono ao longo do tempo, e deixa evidente a necessidade de maior tempo de avaliação dos atributos biológicos.

Palavras-chave: Microrganismos. Água residual. Biomassa. Atividade biológica.

Effect of domestic sewage reuse water on the soil microbiota with palm and different coverings in the tropical semi-arid region

ABSTRACT

Water scarcity is a growing problem worldwide, making it impossible to carry out agricultural practices and economic development, especially in arid and sub-humid regions. The use of wastewater from sewage can be a sustainable measure for this problem, but the inadequate management of this effluent can negatively affect the microbiota. In this sense, the objective of the present work was to evaluate the impact of irrigation with water from reused domestic sewage, mulch and intercropping on the microbiota of soil cultivated with cactus pear. The experiment was installed in the experimental unit in Parnamirim - PE, semi-arid region of Pernambuco. The treatments were a factorial arrangement between two consortiums (Sudanese sorghum – *Sorghum sudanense* (Piper) Stapf. and buffel grass (*Cenchrus siliaris* L) and four cover conditions (no cover - SC, natural vegetation - VN, 8 tons of sorghum straw and 12 tons of sorghum straw) with four replications, whose soil received treated domestic sewage effluent water. Soil samples were taken at 0, 4, 8 and 12 months during the monitoring of the experimental area, at depths 0-10 and 10-20 cm. In addition to the chemical and physical characterization of the soil, the following were determined: i- carbon stock (EC), ii- microbial biomass carbon (CBM), iii- microbial biomass nitrogen (NBM), iv- basal respiration of soil (RB), v- metabolic quotient (qCO_2) and microbial quotient ($qMIC$). Irrigation and mulch promoted an increase in basal respiration from 8 and 12 months after the beginning of irrigation with residual water. A positive effect of consortiums was also observed due to the increase in CBM, but this requires a temporal continuity of the biological analyses. The qCO_2 made it clear that there was less activity by microbial biomass, which may be a reflection of disturbances caused by the proposed modifications. The $qMIC$ indicated that the microbial biomass was not efficient in the use of carbon over time, and makes clear the need for more time to evaluate the biological attributes.

Keywords: Microorganisms. Residual water. Biomass. Biological activity.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Sorgo sudanense e capim buffel.....	23
Figura 2. Localização da área experimental no municio de Parnamirim- PE.	25
Figura 3. Cronologia do tempo de coleta, época de inserção de tratamentos e precipitação mensal (mm).	27
Figura 4. A - Estoque de Carbono (EC) na camada 0-10 cm e B- Carbono da biomassa microbiana (CBM) na camada 0-10 cm, sob diferentes coberturas e irrigação com água de reuso de esgoto doméstico no município de Parnamirim –PE.	34
Figura 5. Estoque de Carbono (EC) nas camadas 0-10 (A) e 10-20 (B) cm aos 4, 8 e 12 meses após o início da irrigação com água de reuso de esgoto doméstico no município de Parnamirim – PE.....	34
Figura 6. Respiração basal (RB) nas camadas 0-10 (A) e 10-20 (B), aos 4, 8 e 12 meses após o início da irrigação com água de reuso de esgoto doméstico em Parnamirim – PE.	35
Figura 7. Nitrogênio da biomassa nas camadas de 0-10 cm nos tempos aos 4, 8 e 12 meses após o início da irrigação com água de reuso de esgoto doméstico em Parnamirim – PE, nos consórcios de capim buffel (A) e sorgo sudanense (B).	36
Figura 8. Nitrogênio da biomassa na camada 10-20 cm nos tempos aos 4, 8 e 12 meses, nos consórcios de capim buffel e sorgo sudanense após o início da irrigação com água de reuso de esgoto doméstico em Parnamirim – PE.....	36
Figura 9. Quociente microbiano (qMIC) nas camadas de 0-10 e 10-20 cm aos 4, 8 e 12 meses após o início da irrigação com água de reuso de esgoto doméstico em Parnamirim – PE, nos consórcios de capim buffel (A, C) e sorgo sudanense (B, D).	37
Figura 10. Quociente metabólico (qCO ₂) na camada 0-10 cm aos 4, 8 e 12 meses após o início da irrigação com água de reuso de esgoto doméstico em Parnamirim – PE, nos consórcios de capim buffel (A) e sorgo sudanense (B).	38
Figura 11. Quociente metabólico (qCO ₂) na camada 10-20 cm aos 4, 8 e 12 meses após o início da irrigação com água de reuso de esgoto doméstico em Parnamirim – PE.	38

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Características do efluente de esgoto doméstico.	28
Tabela 2. Características dos atributos físicos, químicos e biológicos do solo em Parnamirim – PE.	30
Tabela 3. Características dos atributos físicos, químicos e biológicos do solo em Parnamirim – PE.	31
Tabela 4. Síntese da análise de variância ($Pr > F$) para todas as variáveis nas camadas 0-10 e 10-20..	33

LISTA DE SIGLAS

AR – água de reuso

C – carbono

N - nitrogênio

EC – estoque de carbono

CBM – carbono da biomassa microbiana

NBM – nitrogênio da biomassa microbiana

RB – respiração basal

MO – matéria orgânica

VN – vegetação natural

SC – Sem cobertura

8t.ha⁻¹ – 8 toneladas de palhada de sorgo

12t.ha⁻¹ – 12 toneladas de palhada de sorgo

t- toneladas

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	14
1.1 HIPÓTESES.....	15
1.2 OBJETIVOS	15
1.2.1 OBJETIVO GERAL	15
1.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	15
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	16
2.1 DÉFICIT HÍDRICO NA PRODUÇÃO AGRÍCOLA	16
2.3 ATIVIDADE BIOLÓGICA NO SOLO E USO DE AR	18
2.6 <i>Cenchrus ciliares x Sorghun sudanense</i>	22
2.7 PALMA FORRAGEIRA	24
3. MATERIAL E MÉTODOS	25
3.1 ANÁLISE DA ÁGUA DE ESGOTO TRATADO (AR).....	28
3.2 MANEJO DA IRRIGAÇÃO	29
3.3 ANÁLISES DE CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA E FÍSICA DO SOLO.....	29
3.4 ANÁLISES DE CARACTERIZAÇÃO MICROBIOLÓGICA.....	31
3.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA	32
4. RESULTADOS.....	32
5. DISCUSSÃO	39
6. CONCLUSÕES	42
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	43

1. INTRODUÇÃO

Á água é um recurso natural escasso no Brasil, e a falta de tratamento dos resíduos domésticos é pontual para o aumento dessa escassez pela diminuição da quantidade e qualidade de água para o consumo, através da poluição dos mananciais. No entanto, apenas metade da população tem acesso à coleta de efluentes e apenas 38% dos esgotos do país são tratados. Essa informação aumenta a responsabilidade de gerar alternativas para melhorar a convivência com a escassez. O semiárido nordestino brasileiro ocupa 12% do território nacional e é considerado um dos semiáridos mais povoados do mundo. Por sua característica intrínseca de longos períodos de seca, e baixa fonte de água com qualidade, faz-se necessário uma maior atenção do poder público para essa região, a fim de facilitar a realização de atividades agrícolas, que em todo processo necessitam de água.

Uma alternativa é o uso do efluente final do tratamento de esgoto para irrigação. A água de reuso de esgoto doméstico (AR) é produzida em estações de tratamento de esgoto (ETE) e sua destinação pode variar de acordo com o objetivo do uso e da origem do esgoto. Esta técnica promove benefícios à fertilidade e/ou qualidade do solo pelo aumento de matéria orgânica (MO), e alterações em sua maioria benéfica para a biomassa microbiana. Porém existem riscos na utilização da AR, uma vez que o seu mau uso pode poluir os mananciais através da contaminação por agentes patogênicos. Outra fonte de matéria orgânica para os solos do sertão em especial, é a cobertura do solo através de material vegetal seco que possui diversas funções, como a proteção contra erosão, pool de nutrientes ao solo e retenção de umidade, características essas que podem afetar positivamente nos aspectos físicos, químicos e biológicos do solo.

Ademais, as mudanças provocadas pelo uso da AR podem ser identificadas pelo acompanhamento da biomassa microbiana, respiração basal, que são parâmetros biológicos sensíveis a mudanças ambientais e/ou antrópicas. Outros parâmetros são os quocientes (metabólico e microbiano) que indicam se há perturbação no ambiente pelo manejo fornecido, e se o carbono presente no solo está sendo suficiente para a biomassa microbiana.

Nesse contexto, como a microbiota do solo é excelente indicadora da qualidade do solo, mas ainda pouco estudada em função do tempo de irrigação a partir de águas residuais em conjunto com a cobertura morta e consócio em palma forrageira, a avaliação deste efeito ao longo do tempo sob condições tropicais semiáridas é muito importante para difundir este conjunto de práticas em ambientes de pouca disponibilidade hídrica.

1.1 HIPÓTESES

1. A água residual, cobertura morta e consórcios influenciam positivamente no aumento da biomassa microbiana do solo.
2. A água residual, cobertura morta e consórcios influenciam positivamente no aumento da respiração basal.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 OBJETIVO GERAL

- Avaliar o impacto da irrigação com água de reuso de esgoto doméstico, cobertura morta e consórcios na microbiota de solo cultivado com palma-forrageira.

1.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar o efeito da irrigação com água de reuso de esgoto doméstico, cobertura morta e consórcio na biomassa microbiana do solo;
- Avaliar o efeito da irrigação com água de reuso de esgoto doméstico na respiração basal do solo;
- Avaliar o efeito interação dos tratamentos a cada ciclo da irrigação com água de reuso de esgoto doméstico.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 DÉFICIT HÍDRICO NA PRODUÇÃO AGRÍCOLA

Em decorrência das mudanças climáticas, a escassez de água está cada vez maior, dificultando a produção agrícola. 20% das áreas irrigadas produzem cerca de 40% de colheita, deixando claro o papel da irrigação na agricultura (SILVA; PUTTI; MANZONI, 2021). Nesse sentido, as regiões áridas e semiáridas são as mais afetadas por essas mudanças, pois por natureza apresenta um longo período de seca devido à área onde é localizado receber pouca influência de massa de ar úmida e com isso, há uma maior evapotranspiração (ZHANG; ZHOU, 2015). Além disso, regiões semiáridas tropicais apresentam embasamento cristalino, que compromete a qualidade das águas subterrâneas e, conseqüentemente a fauna e flora local (SOUZA; OLIVEIRA, 2006). Porém, problema ainda maior é a baixa capacidade que a sociedade tem para enfrentar esses efeitos (ARTAXO, 2020), sejam eles devidos a causas naturais ou antrópicas.

Na agricultura, algumas conseqüências decorrentes da escassez hídrica já são bastante conhecidas, dentre elas: produtividade baixa, desenvolvimento vegetal lento, murcha, divisão e expansão celular, fornecimento de compostos orgânicos e inorgânicos, que em conjunto afetam todos os estágios de cronológicos demonstrado por mudanças morfológicas (HEMATI et al., 2022; TARAFDAR et al., 2022). Desse modo a distribuição irregular de chuvas reduz a chance de safras de muitas espécies agrícolas (ROCHA FILHO et al., 2021). Os sinais de estresse podem ser confirmados a partir de fito hormônios e antioxidantes (BANERJEE; ROYCHOUDHURY, 2016). De forma mais ampla, é importante frisar que as alterações climáticas promovem impactos não apenas no desenvolvimento vegetal, mas na biodiversidade de plantas e microrganismos.

Fernandez-Cirelli et al., (2009) afirmaram que países que possuem regiões áridas e semiárida em algum momento terão que confiar nos métodos não convencionais de irrigação, que inclui os resíduos.

2.2 REÚSO AGRÍCOLA DE EFLUENTE DE ESGOTO DOMÉSTICO

Atualmente, existe alta demanda de irrigação em lavouras agricultáveis, devido aos eventos climáticos ou mesmo pelo mau gerenciamento de água, obrigando os agricultores a buscarem novas tecnologias de uso como, como por exemplo, o reuso de esgoto doméstico

(KUMAR, 2018). O manejo de irrigação retira aproximadamente 69% da água potável mundialmente (FAO, 2016). Assim em regiões áridas e semiáridas as ETEs (Estações de Tratamento de Esgoto) são fontes de recurso hídrico para os campos de produção agrícola (GANJEGUNTE et al., 2018).

As principais fontes de AR são: as indústrias, as instalações do comércio, as residências e os esgotos municipais (KANWAL; RANA, 2020), mas seu uso inadequado pode gerar impactos negativos como a poluição ambiental, acúmulo de metais pesados e efeitos adversos na microbiota (ABD-ELWAHED, 2018; KOWALIK et al., 2021). Além disso, a água pode conter em sua composição: altos níveis de Na, produtos farmacêuticos e resíduos de detergentes (BECERRA-CASTRO, 2015). Após o tratamento, normalmente essas águas apresentam baixa carga microbiana, alguns macros e micros nutrientes importantes para a produção agrícola e possuem uma baixa demanda bioquímica de oxigênio (DBO) (BARROSO; WOLF, 2011).

Em relação ao tipo de tratamento de esgoto, nos países desenvolvidos as lagoas de estabilização ou lagoas facultativas são a mais utilizada (YÁNES, 1993). No Brasil, mais especificamente no seu interior, as lagoas facultativas são usadas pelo seu baixo custo de instalação e manutenção, por ser considerada um tratamento natural. Além do benefício econômico, esta técnica promove bons índices de remoção de MO, nutrientes e patógenos (MAHAPATRA et al., 2022).

Dessa forma, os estudos sobre a utilização de ARs têm sido muito frequentes, devido à estimativa de seca e atual demanda de água doce no mundo inteiro. Sabe-se também que as diferenças na composição e qualidade da água podem afetar as características do solo (URBANO et al., 2017). Algumas pesquisas têm avaliado os efeitos positivos e negativos, especificamente à física (HOSSAIN et al., 2017; LOY et al., 2018), à química (URBANO et al., 2017) e à microbiologia do solo (DANG et al., 2019); destacando ainda os impactos nos vegetais cultivados com irrigação oriunda dessas águas e a viabilidade econômica na prática deste manejo (INYINBOR et al., 2019). Mas, por outro lado, já foram observadas melhorias na fertilidade do solo com o uso de AR após um longo período (SINGH et al., 2012), de modo a suprir a demanda nutricional do vegetal, considerando os vários resíduos presentes no esgoto.

A devolução da água de esgoto ao solo tratado se torna menos impactante em relação ao esgoto bruto, um processo sustentável, que leva à diminuição e/ou remoção da concentração dos nutrientes do efluente na forma bruta (ROUT, et al., 2021). De acordo com Hoek et al (2002) a maior vantagem desta técnica para o uso agrícola envolve a conservação das águas pela remoção de componentes no tratamento e a redução do uso de fertilizantes em alguns

vegetais. Lucena et al., (2018) afirmaram que a AR promove a economia de fertilizantes através da quantidade de nutrientes na MO presente no efluente, e com isso aumenta produtividade de vegetais que podem ser regados com AR. Em estudo com sorgo sob irrigação plena por AR verificou-se interações significativas entre a AR e o crescimento das plantas demonstradas pelo crescimento do colmo, aumento do número de folhas e área foliar, e foi estimado mais de 20% de rendimento do desenvolvimento (GUIMARÃES et al., 2018).

Há décadas em que a AR de esgoto doméstico passou a ser uma solução para irrigar áreas de clima subúmidos e secos, mas a falta de informação sobre o impacto gerado no solo e na sociedade através dos produtos produzidos ainda é uma problemática a ser estudada ao longo dos anos (COSTA, 2020). Tabatabaei et al., (2020) relatam a importância do estudo prolongado dos efeitos que a AR pode transmitir ao ambiente, dentre eles o principal é a contaminação microbiana, que é gerada pelo uso de águas fora do padrão de controle. De modo semelhante, Ofori et al., (2021) afirmaram que o uso da AR possui desvantagens, como a presença de metais pesados a depender da origem e tratamento dos efluentes, e o grande número de bactérias como *Escherichia coli* tornando-se um risco potencial para saúde pública.

2.3 ATIVIDADE BIOLÓGICA NO SOLO E USO DE AR

A AR é considerada alimento para os microrganismos do solo, a partir do aporte de carbono orgânico, como também atenua a compactação do solo e erodibilidade (MURPHY, 2015). Com ênfase na microbiota, a atividade microbiana geral tem sido influenciada em processos como: respiração, potencial de oxidação, capacidade de degradação de complexos orgânicos e potencial de nitrificação (ELIFANTZ et al., 2011). E são responsáveis pela ciclagem de C, N e outros nutrientes (CHANGEY et al., 2022).

A atividade biológica do solo é composta pela parte da MO ativa e representa todas as reações, interações e processos bioquímicos desencadeados pelos microrganismos do solo. Vários fatores externos podem modificar a forma de interação desses micróbios, o pH do solo, temperatura, umidade, teor de sais, e o manejo do solo. Para identificar as mudanças de atividade no solo são utilizadas propriedades consideradas sensíveis à mudança do meio como o C, P e N da biomassa, respiração basal, atividade enzimática (DORAN; ZEISS, 2000; SPOHN, 2015).

A biomassa microbiana é composta por principalmente fungos e bactérias e, por representar parte expressiva da MO que é influenciada por fatores bióticos e abióticos,

responde bem aos manejos introduzidos ao meio, mesmo compreendendo apenas 5% do C total do solo (ANDERSON; DOMSCH, 2010; STOCKER et al., 2017). É considerada a ponte de entrada e saída da matéria orgânica, por ser a fração mais lábil da matéria orgânica.

O N, P e C da biomassa são teores de nutrientes imobilizados que podem ser disponibilizados para as plantas ou servirem como simples armazém de nutrientes (GREGORICH et al., 1994; MEENA et al., 2016; PAN et al., 2012).

De acordo com Zhao et al., (2020) a comunidade microbiana contribui para os processos bioquímicos como a ciclagem de nutrientes no sistema, a decomposição da MO, fluxo de energia. Dessa forma, a biomassa microbiana é apontada como uma das mais importantes técnicas estudadas pela sensibilidade ao uso e manejo do solo. Estudos em longo prazo mostram que quando há variedades de plantas em consórcio há um aumento na atividade microbiana e abundância da diversidade de microrganismos do que quando comparado com o cultivo convencional, e traz um maior equilíbrio para os processos recorrentes ao solo (DAS et al., 2017; LESKOVAR; OTHMAN; DONG, 2016).

A atividade microbiana é usada para indicar a qualidade do solo e/ou saúde do solo. De acordo com Mendes et al., (2021) “a biologia é base da saúde do solo” os bioindicadores podem antecipar as futuras e sutis mudanças da MO, promovendo a oportunidade de prevenção da degradação do solo de modo geral. Outros indicadores são o quociente metabólico (qCO_2) relação entre a respiração basal e biomassa microbiana, e o quociente microbiano ($qMIC$) relação entre carbono total e biomassa microbiana.

O uso de água de resíduo de esgoto tratado libera água com menor teor de compostos poluentes para usos em atividades cotidianas (SOUSA et al., 2006), dentre eles à irrigação. Porém sua composição pode alterar características físico-químicas, como pH, CE, teores de K e Na, e modificar o comportamento microbiano (FARHADKHANI et al., 2018; JARAMILLO; RESTREPO, 2017).

Diante disso, alguns efeitos na estrutura microbiana foram identificados em alguns trabalhos. Como Guo et al., (2019) observaram mudança na estrutura microbiana após a submissão de irrigação por AR em intervalos de 4 em 4 horas por dois dias. A abundância microbiana e processos nas principais etapas do ciclo do nitrogênio, fósforo e carbono também foram influenciados pela presença de irrigação, observados por Thiele-Bruhn et al., (2020) e Tripathi et al., (2019).

Nesse contexto, o efeito positivo da irrigação com AR foi observado por Bastida et al., (2018) comparando o uso de água doce e a AR em campo cultivado com espécies cítricas, observaram um aumento positivo da BM em solos com e sem irrigação por AR. De modo

semelhante, Asifiri et al., (2021) avaliando solos submetidos a AR na África mostraram que esse uso conduziu maior atividade enzimática comparado ao uso de água potável. Kunhikrishnan et al., (2017) identificaram um aumento da respiração microbiana quando foi fornecido AR ao solo, como também se evidenciou um valor de duas vezes mais do carbono da biomassa e respiração em comparação com o tratamento controle. Isso pode estar relacionado com a composição do efluente, caracterizado por altos teores de P, N, e MO de diversos tipos (MINZ et al., 2011). O aumento a atividade relacionando com a respiração, pode ser elucidado pelo C que está solúvel e prontamente disponível na água residual para o solo, microrganismos e vegetais (ZOLTI et al., 2019).

A AR possui em sua composição altos teores de nitrogênio orgânico que impulsiona a decomposição da matéria orgânica pela atividade microbiana, de modo que, os organismos quimiorganotróficos utilizam do nitrogênio como fonte para o processo de mineralização da MO (DUARTE et al., 2008). Além disso, a irrigação continuada pode gerar um *pool* orgânico no solo, pois o efluente é rico em compostos orgânicos e inorgânicos que suprem a demanda energética dos microrganismos, aumentando assim a atividade microbiana (BALOTA, 2017).

Santos et al., (2019) identificaram um incremento no carbono da biomassa (25%) quando o tratamento consistia de AR na irrigação. Vários trabalhos avaliam esses efeitos ao longo do tempo, como Friedel et al., (2000) que verificou a influência de irrigação aos 25, 65, 80 anos e concluíram o aumento de atividade pelo fornecimento de MO no solo através da irrigação, além de enfatizarem que pode haver influência do tipo de solo local.

Além disso, Corrêa et al., (2021) verificaram que a AR promoveu uma maior atividade microbiana no solo devido a aceleração na mineralização de MO, influenciando os ciclos biogeoquímicos no C, N e P. Bem como Martins et al., (2020) concluíram que a irrigação com AR fornece aumento de MO em até 30 cm de profundidade no solo, contribuindo de forma positiva no potencial da atividade microbiana.

Segundo Utobo (2015) a atividade microbiana é sensível a mudanças de manejo, e aos fatores externos como umidade, temperatura, pH e a fertilidade do solo. Dessa forma Ofori et al., (2021) e Mkhinini et al., (2020) constaram que o uso de AR e os compostos presentes afetaram a atividade de forma positiva com aumento de atividade por um provável estímulo de uma via metabólica, devido a maior presença de nutrientes na AR, além disso houve aumento na atividade microbiana ao longo do tempo (1, 8 e 20 anos), aos 20 anos de irrigação. De forma semelhante

A AR também impacta negativamente a microbiota do solo quando mal manejada. Yan et al., (2015) utilizaram AR e verificaram a promoção de salinidade no solo e por

consequência houve a redução de atividade e abundância microbiana. A presença de metais oriundos (Chumbo, cádmio, mercúrio, entre outros) da AR contribuem negativamente com atividade microbiana, inibindo processos como a fixação biológica quando presentes em altos teores (MCGRATH; CHAUDRI; GILLER, 1995). Uma preocupação distinta é a crescente concentração de patógenos na comunidade microbiana por causa do pouco tratamento disposto ao esgoto, tornando a irrigação irregular no solo. De outra forma, a alta concentração de nitrogênio inorgânico no solo pode inibir a decomposição dos compostos de carbono (RAMÍREZ; CRAINE; FIERER, 2012).

2.5 EFEITO DA COBERTURA VEGETAL NA ATIVIDADE MICROBIANA

A cobertura morta é um material natural posto na superfície do solo, podendo ser composto por palhada de diversos vegetais como, por exemplo, leguminosas e gramíneas. A camada formada acima do solo proporciona um habitat para os microrganismos, atenua a erosão, promove adição de MO, melhora a porosidade e dessa forma permite o aumento de biomassa e atividade microbiana e enzimática (CHU, 2007; SUN et al., 2021; SUN et al., 2022). Nesse contexto Costa et al., (2021) avaliaram o crescimento da cultura do milho com e sem cobertura e com irrigação de água salina e concluíram que que no tratamento com o uso da cobertura houve uma atenuação da salinidade e proporcionou uma melhor formação de espigas.

Leogrande; Vitti (2019) relatam que a cobertura reduz a evaporação, diminuí a velocidade de escoamento da água, melhora a infiltração e limita o movimento ascendente a superfície, promovendo um menor acúmulo de sais provenientes da fonte de irrigação. Mulumba; Lau (2008) constaram que a cobertura melhora em 18 a 35% a capacidade de água disponível, 35 a 46% a porosidade total e 29 a 70% a retenção de água, que são atributos importantes para a vida microbiana. Já Hou et al., (2016) estudaram áreas com e sem cobertura sob o efeito de água salina relatando que nas áreas sob cobertura houve uma diminuição do teor de sal, enquanto na área sem cobertura houve um aumento conforme foi irrigado.

A cobertura vegetal além de ser uma opção de manejo de uma possível consequência do uso ao longo do tempo de AR, também fornece C, N e outros nutrientes no solo através da mineralização da MO e ajusta a biomassa microbiana, que junto da temperatura, proporcionam aumento na biomassa (AWOPEGBA et al., 2017; MUÑOZ et al., 2022). Em

áreas de clima árido, foi confirmado que a utilização da cobertura promove um aumento do conteúdo de MO (ZHANG et al., 2016) que em associação com AR deverá promover um aumento de compostos nutricionais que será incorporado na biomassa microbiana. Tu et al., (2006) verificaram que a cobertura aumentou em 42% a biomassa microbiana em relação a um solo sem cobertura, já Shen et al., (2016) demonstraram que o uso de cobertura morta é eficiente no aumento da atividade microbiana sob longo prazo.

O efeito da cobertura na microbiota também pode ser distinto em relação ao tipo de material vegetal, devido à proporção C/N e disponibilidade de nutrientes no solo. Portanto, coberturas de gramíneas fornecem menor capacidade nutritiva ao solo, porém uma maior proteção dos fatores externos e decomposição lenta. Enquanto as leguminosas possuem maior capacidade nutritiva juntamente com decomposição mais rápida, e menor função protetora (CARVALHO et al., 2021). A adição de cobertura melhora as propriedades do solo devido à decomposição de MO, pois as frações lábeis do carbono do solo desempenham um importante papel sobre a melhoria da qualidade do solo (GARCÍA-DÍAZ et al., 2018) causando potenciais efeitos benéficos a biomassa microbiana.

No mesmo sentido, Tu et al., (2006) observaram em estudo ao longo de 1 ano que a cobertura de palha aumentou a biomassa microbiana e a atividade de N mineralizável em até 64% em relação a solos não cobertos, e relataram que isto se deve pelo fornecimento de C e água aos microrganismos, confirmando um de seus efeitos positivos. Mas, por outro lado, Obayomi et al., (2020) em dois anos de cultivo com cobertura, não constatou mudança na composição da comunidade microbiana e solo.

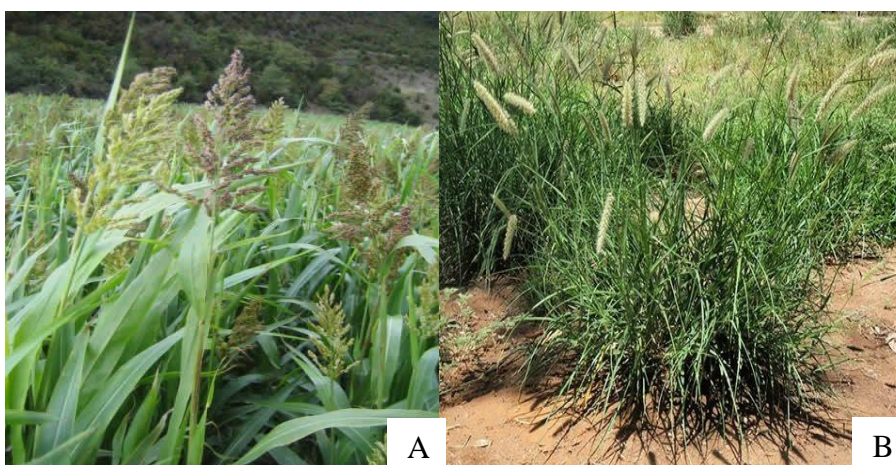
2.6 *Cenchrus ciliaries x Sorghun sudanense*

O sorgo (*Sorghun sudanense*) (figura 1- A) é um vegetal de origem tropical que está incluído entre os mais cultivados do mundo e participa ativamente da alimentação animal, na produção de grãos e forragem, e é importante nas regiões áridas e semiáridas (EMBRAPA, 2015). É uma forrageira anual, possui uma alta qualidade de perfilhamento, e de crescimento precoce, sistema radicular fibroso, folhas verdes e achatadas, de 8 a 22 folhas por planta e atinge até 3 metros de altura (KAZUNGU et al., 2023; SINGH et al., 2010). Destaca-se na época do plantio, por causa de sua capacidade de produção forrageira em períodos de escassez (ARENHARDT et al., 2016), e possui uma ampla diversidade genética com aproximadamente 14.000 preservados no Sudão (BADI et al., 2019)

Possui característica polivalente em várias regiões com uso amplo por agricultores (ABDELHALIM; KAMAL; KASSAN, 2019). O sorgo também está sujeito direto e indiretamente a fatores ambientais que podem influenciar seu crescimento e produtividade e baixa produtividade é relacionada a utilização de variedades tradicionais de baixo rendimento (BADI et al., 2019; FERRAZ et al., 2013). De acordo com o IBGE (2019) foi identificado colheita de sorgo sudanense em 28 municípios de Pernambuco.

O capim buffel (*Cenchrus ciliaris*) (figura 1-B) é uma espécie forrageira que apresenta características favoráveis para implantação e desenvolvimento na região semiárida (KOGBARA et al., 2020; MARCIANO et al., 2022). Suas cultivares apresentam produtividade que varia de 4 a 12 toneladas por hectare e o longo comprimento da raiz confere a resistência aos longos períodos de seca (MARTINS, 2022; PORTO et al., 2017). O vegetal possui altura de 0,6 a 1,5 de altura, e melhor desenvolvimento em solos leves e profundos, no entanto, também apresenta bom crescimento em solos argilosos quando bem drenados (DANTAS NETO et al. 2000). Ademais, também é utilizado como suplementação em épocas secas e garante a oferta necessária de forragem para os animais (SANTOS et al., 2005). Conforme Coutinho et al., (2015) o capim buffel grande volume de raízes, observado em uma situação de diferentes turnos de rega. Desse modo, a biomassa acumulada por esta forrageira pode contribuir com a ciclagem de nutrientes no sistema.

Figura 1. Sorgo sudanense e capim buffel.



A - Planta do sorgo em estágio de reprodução. B- Capim buffel. Fonte: Unavarra, 2023; MF Rural, 2023.

2.7 PALMA FORRAGEIRA

A palma-forrageira (diferentes espécies dos gêneros *Opuntia* e *Nopalea*) é xerófita, nativa das Américas, tendo o México como centro de origem, e está presente em regiões áridas e semiáridas (ARUWA et al., 2018). Destaca-se por ser um alimento viável para ruminantes do Semiárido pernambucano, já que possui uma alta adaptabilidade a longos períodos de seca, com altos valores de biomassa, boa digestibilidade para os ruminantes e adequadas no fornecimento de água (LIMA et al., 2015; LIMA et al., 2018).

A palma forrageira possui um amplo cultivo na região semiárida pela resistência à seca é caracterizada pelo mecanismo CAM, promovendo um melhor gerenciamento de água no sistema vegetal, alcançando 90% de água em seus cladódios, além da economia de uso da água por abrir os estômatos apenas a noite (PEREIRA et al., 2021).

Com a urgência de produção de alimentos, principalmente de forma sustentável, as irrigações dos campos de produção têm proporcionado maior produtividade e cultivo em ambiente em que a água é um fator limitante, como os encontrados no semiárido (SALVADOR et al., 2019). Quando se opta pela utilização de plantas adaptada às condições ambientais dessas áreas, como a palma-forrageira e o emprego da irrigação, os ganhos são bem maiores (SOARES et al., 2020). Em ambientes secos a utilização de água de reuso de esgoto tratado tem sido mais frequente para o uso na irrigação. Um dos benefícios é o potencial de uso em vegetais com pouca demanda nutricional, como a palma-forrageira, pois o efluente é rico em compostos orgânicos como foi relatado por Azevedo Júnior, et al. (2019).

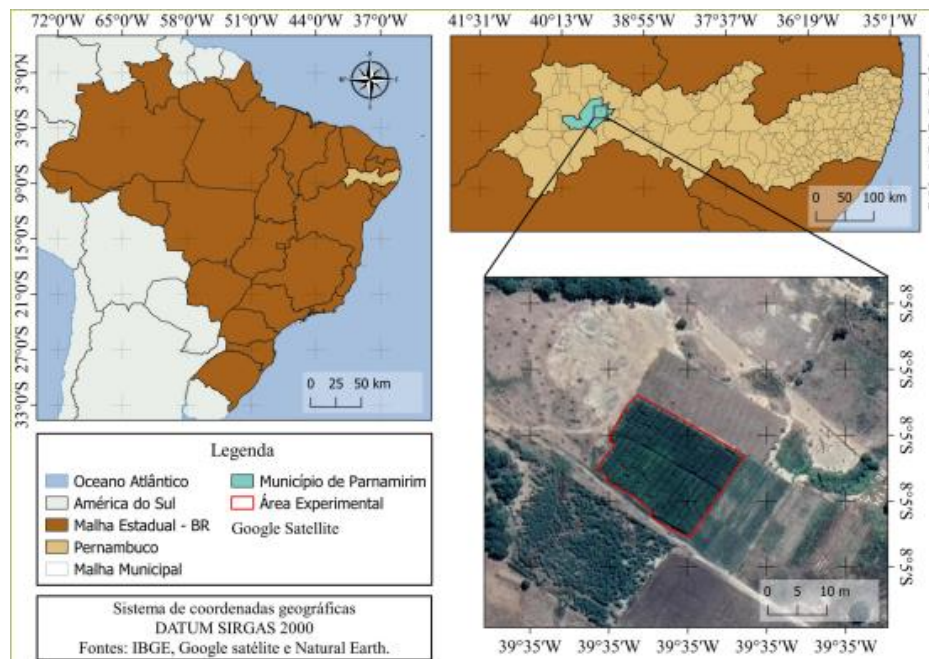
O INSA (Instituto Nacional do Semiárido) tem recomendado o uso de AR na irrigação da palma-forrageira, proporcionando uma maior e melhor segurança alimentar na produção de alimentos agropecuários a região (ARAÚJO, et al., 2019). Porém, mesmo adaptadas às condições ambientais do semiárido, a palma possui grande potencial de produção quando cultivada com lâminas de irrigação em áreas em que a precipitação é menor que 70 mm/mês (ARAÚJO JUNIOR et al., 2021; SILVA et al., 2017). Por conseguinte, em áreas de menor disponibilidade hídrica, a utilização de águas residuárias para a produção de forragem tem sido uma possível solução aos criadores de ruminantes, por uma recomendação do Instituto Nacional do Semiárido (INSA) no cultivo de palma forrageira (ARAÚJO JÚNIOR et al., 2019).

3. MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido na Unidade de Produção de Parnamirim – PE, com as seguintes coordenadas 8° 05' 27" S 39° 34' 40" O (figura 2) (oriunda de uma parceria entre a COMPESA, a UFRPE, Ministério do Desenvolvimento Rural e INSA). Foi utilizada água de reuso da estação de tratamento de esgoto, oriundo da lagoa facultativa, para irrigação de palma forrageira no município. O clima da região é classificado com BSh (clima semiárido quente), de acordo com a classificação proposta por Köppen adaptada ao Brasil (Alvares et al., 2013). O período chuvoso é entre os meses março e abril, com precipitação média anual de 544 mm e temperatura média de 26,7° C (APAC, 2017).

Os tratamentos foram um arranjo fatorial entre dois consórcios (sorgo sudanense – *Sorghum sudanense* (Piper) Stapf. e capim buffel (*Cenchrus ciliaris* L) e quatro coberturas (sem cobertura - SC, vegetação natural - VN, 8 toneladas de palhada de sorgo – 8t.ha⁻¹ e 12 toneladas de palhada de sorgo – 12t.ha⁻¹) com quatro repetições.

Figura 2. Localização da área experimental no município de Parnamirim- PE.

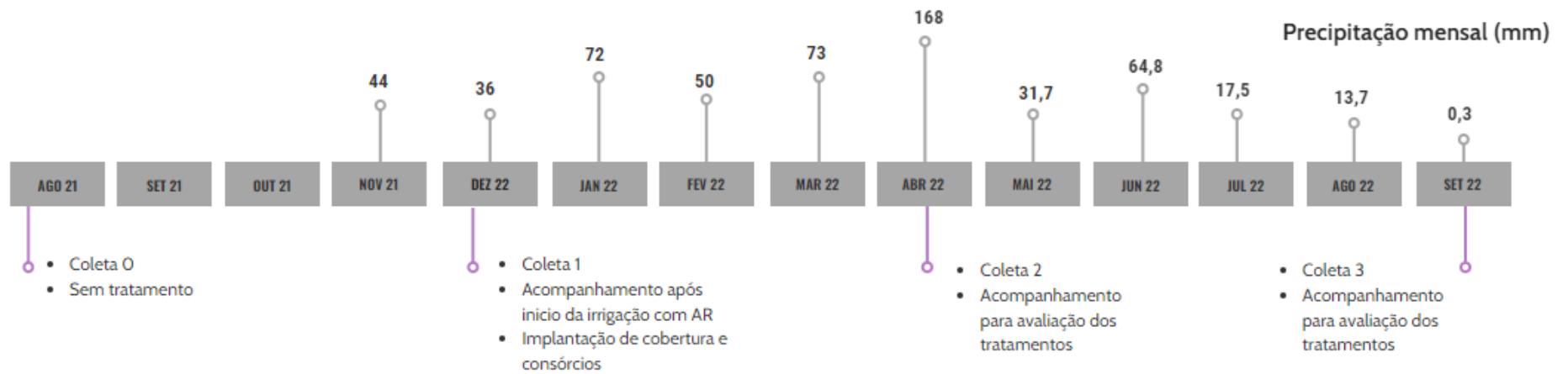


Fonte: IBGE, Google satélite e Natural Earth (2022).

O experimento foi instalado no início da estação chuvosa de 2021 (abril) com o plantio da palma, seguido pelo início da irrigação com água de reuso ao final do ano 2021 (dezembro). A palma forrageira, clone Orelha de Elefante Mexicana (*Opuntia stricta*) foi instalada em linhas duplas 0,5m x 0,5m x 2,0 m, com a unidade experimental formada por quatro filas duplas de 6 m de comprimento cada, com quatro repetições no delineamento em blocos casualizados. Após o estabelecimento da irrigação foram plantadas as culturas do consócio (2021), o sorgo e capim buffel dispostos em uma linha entre cada uma das cinco linhas duplas.

A coleta de solo foi realizada no ponto central entre as linhas da palma e consócio em cada parcela (figura 3), nas camadas 0-10 cm e 10-20 cm. Foram realizadas 4 coletas durante o trabalho como observado figura 3., T0- antes da implementação das coberturas (3 de agosto de 2021), T1- no início da irrigação e fornecimento da cobertura (15 de dezembro de 2021), T2- 4 meses após o início da irrigação (28 de abril de 2022), T3- 8 meses após o início da irrigação (29 de setembro de 2022). O solo coletado foi preservado por refrigeração imediatamente assim que cada amostra foi retirada sendo em seguida separado em subamostras para análises.

Figura 3. Cronologia do tempo de coleta, época de inserção de tratamentos e precipitação mensal (mm).



3.1. ANÁLISE DA ÁGUA DE ESGOTO TRATADO (AR)

O efluente utilizado no experimento foi esgoto doméstico tratamento por lagoa facultativa localizada em Parnamirim-PE. A tabela 1 apresenta as médias das características do efluente seguido pela metodologia da Embrapa (2010).

Tabela 1. Características do efluente de esgoto doméstico.

Parâmetros	Unidade	
pH	-	7,1
CE (25°C)	ds.L ⁻¹	0,90
Dureza	mg.L ⁻¹	9,98
RAS	(mmol _c ⁻¹) ^{1/2}	5,07
Na⁺	mmol _c .L ⁻¹	0,61
K⁺	mmol _c .L ⁻¹	1,10
Ca²⁺	mmol _c .L ⁻¹	2,48
Mg²⁺	mmol _c .L ⁻¹	0,92
Cu	mg.dm ³	0,01
Fe	mg.dm ³	0,14
Mn	mg.dm ³	0,33
Zn	mg.dm ³	0,01

3.2 MANEJO DA IRRIGAÇÃO

As espécies cultivadas foram irrigadas por sistema de gotejo, com tubo gotejador de 16 mm e emissores espaçados em 0,50 m com vazão de 2,1L h⁻¹. O manejo da irrigação foi realizado via clima, através do cálculo da evapotranspiração de referencia (ET_o) em que equação foi obtida com o coeficiente do TCA (Tanque classe A) obtido por Pereira et al., (2014). A lâmina de irrigação foi aplicada em função do tempo, com espaço de rega de três dias, de modo que os consórcios foram irrigados na mesma ocasião da palma, conforme a equação.

$$T_i = \frac{ET_c * E_p * E_l}{q_e * E_a} * 60$$

Em que:

T_i – tempo de irrigação (min);

ET_c – evapotranspiração da cultura (mm dia⁻¹);

E_p- espaçamento entre plantas (m);

E_l- espaçamento entre fileiras (m);

q_e- vazão do emissor (Lh⁻¹);

E_a – eficiência de aplicação (%).

A evapotranspiração da palma foi obtida pela relação do coeficiente da cultura (k_c) pela TCo. Foi utilizado o K_c de 0,52 ao longo do desenvolvimento, utilizando o mesmo valor adotado por Araújo Júnior et al., (2021), em estudos sobre o regime hídrico na palma forrageira no semiárido.

3.3 ANÁLISES DE CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA E FÍSICA DO SOLO

As caracterizações química e física do solo foram realizados e cedidos pelo grupo de pesquisa de manejo e conservação do solo da UFRPE, em atividades do mesmo macroprojeto (tabela 2). Logo, após a coleta, as amostras do solo úmidas foram postas para secar para obter a terra fina seca ao ar (TFSA) e peneiradas em malhas de 2 mm.

O fósforo (P) foi extraído (NaCO₃ 0,5 mol) por Olsen (1954). A leitura foi realizada no espectrofotômetro a 885 nm. O Carbono orgânico foi obtido por Walkley-Black com

adaptação proposta por Yeomans e Bremmer (1998). O pH foi feito em H₂O na proporção 1:2,5 para obter a concentração de íons H⁺ na solução. A determinação da densidade do solo foi determinada pelo o método do torrão parafinado. A densidade de partículas foi feita pela metodologia do balão volumétrico ambos de acordo com Teixeira et al., (2017).

A granulometria do solo foi determinada pelo método do densímetro, ambos de acordo com (Teixeira et al., 2017). O valor da argila foi obtido pela sedimentação da areia e silte, o da areia por pesagem após a secagem e o silte por diferença pela fórmula: %Silte= 100-(%areia + % argila) segundo Almeida (2008).

Tabela 2. Características dos atributos físicos, químicos e biológicos do solo em Parnamirim – PE.

Atributos físicos				
Variável	Unidade	0-10 cm	10-20cm	20-40cm
Ds	g cm ⁻³	1,54	1,59	1,55
Dp	g cm ⁻³	2,64	2,64	2,67
Pt	%	41,78	39,70	41,87
Areia	g kg ⁻¹	273	253	265
Argila	g kg ⁻¹	260	275	290
Silte	g kg ⁻¹	467	472	445
Textura	-	Franca	Franco- argilosa	Franco- argilosa
R_{S/A}	-	1,8	1,7	1,5
ADA	g kg ⁻¹	12	13	14
GF	%	95	95	95
Atributos químicos				
pH (H₂O)	-	7,8	8,0	8,1
P	mg kg ⁻¹	32,3	29,6	29,8
C	g kg ⁻¹	9,3	8,9	7,5

Ds: Densidade do solo; **Dp:** Densidade de partículas; **Pt:** Porosidade total; **RS/A:** Relação silte/argila; **ADA:** Argila dispersa em água; **GF:** Grau de floculação. **pH:** feito em H₂O na proporção 1:2,5; **Fósforo (P)** disponível extraído por Olsen (NaCO₃ 0,5 mol); **C:** Carbono orgânico obtido por Walkley Black.

3.4 ANÁLISES DE CARACTERIZAÇÃO MICROBIOLÓGICA

As análises microbiológicas foram avaliadas aos 4, 8 e 12 meses de avaliação. Os valores de C e N da biomassa microbiana foram obtidos pelo método de irradiação-extração (MENDONÇA; MATOS, 2017), que tem como base a lise celular através da irradiação para quantificar o C e N liberados pelos microrganismos determinados por titulometria e apresentados na tabela 3. A respiração basal do solo foi quantificada pela incubação do solo com solução de NaOH 1 mol⁻¹, a fim de determinar quanto de CO₂ foi emitido pelos microrganismos conforme Alef & Nannipieri (1995). O C total foi determinado pelo método de Walkley-Black com adaptação proposta por Yeomans e Bremner (1998).

O quociente metabólico (qCO₂) foi calculado pela relação entre respiração basal e carbono da biomassa microbiana ambos de acordo com Anderson & Domsch (2010). Já o quociente microbiano (qMic) foi medido pela relação entre o C microbiano e o C total que indica a qualidade do substrato (MO) utilizado pelos microrganismos de acordo com (Bini et al., 2014).

Tabela 3. Características dos atributos físicos, químicos e biológicos do solo em Parnamirim – PE.

Atributos biológicos			
Variável	Unidade	0-10 cm	10-20cm
Respiração basal	mg kg ⁻¹ CO ₂	25,1 ^{±3,7}	15,7 ^{±4,8}
Carbono da biomassa microbiana	mg kg ⁻¹	213,1 ^{±58,7}	158,5 ^{±50,5}
Nitrogênio da biomassa microbiana	mg kg ⁻¹	3,5 ^{±2,1}	3,4 ^{±1,9}
Quociente metabólico	C-CO ₂ mg ⁻¹ CO ₂ dia ⁻¹	0,17	0,09
Quociente microbiano	%	2,2	1,7

Dados de pré-implantação dos tratamentos de cobertura, consórcio e irrigação com água de reuso de esgoto doméstico.

3.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os resultados foram submetidos à análise de variância a 10% utilizando o modelo misto para medições repetidas no tempo e no espaço, seguido por testes de Tukey a 10% conforme apropriado, utilizando o SAS. O modelo de covariância foi selecionado no valor no AICc conjuntamente nos três tempos de avaliação. As amostragens, consórcio e cobertura e suas interações foram considerados efeitos fixos, e os blocos, efeitos aleatórios.

4. RESULTADOS

A tabela 4 sintetiza as análises de variância de todas as variáveis, em ambas as profundidades. Dessa maneira apresentaram significância para cobertura e tempo (0-10 cm) e tempo (10-20 cm) o estoque de carbono (EC), e cobertura e consórcio (0-10 cm) carbono da biomassa microbiana (CBM). Como também respiração basal (RB) em todas as profundidades, o quociente metabólico (qCO_2) (10-20 cm) apresentou significância para cobertura x tempo. O qCO_2 (10-20 cm) e o nitrogênio da biomassa microbiana (NBM) (10-20 cm) também apresentaram significância para tempo x consórcio, enquanto o qCO_2 (0-10 cm), NBM (0-10 cm) e o quociente microbiano ($qMIC$) em todas as profundidades para consórcio x cobertura x tempo.

Tabela 4. Síntese da análise de variância (Pr >F) para todas as variáveis nas camadas 0-10 e 10-20 cm.

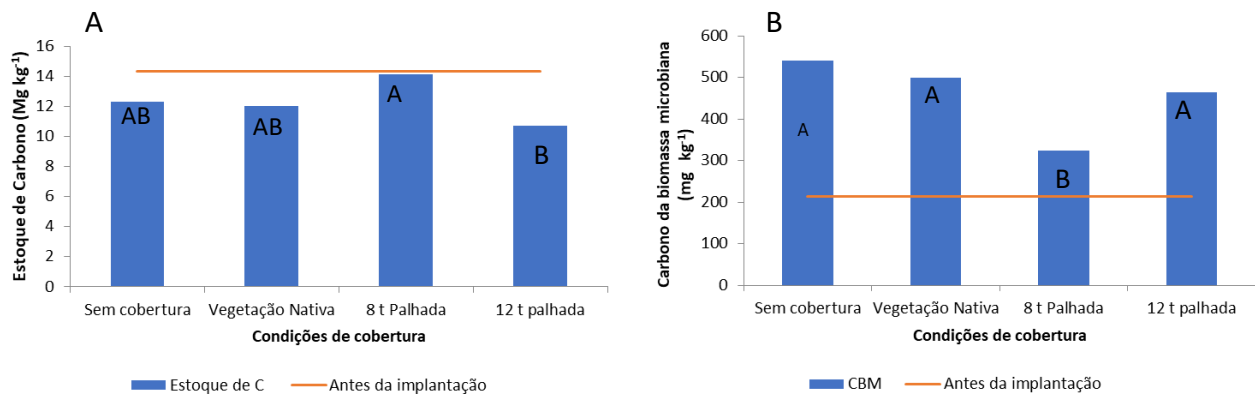
Fonte de variação	EC		RB		CBM		NBM		qMIC		qCO ₂	
	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20	0-10	10-20
Profundidade												
Cobertura	0.0414	0.5930	<0.0001	0.1891	0.0238	0.1572	0.4104	0.3967	0.3726	0.3573	<0.0001	0.0393
Consórcio	0.8407	0.2755	0.1909	0.0733	0.0219	0.1343	0.9352	0.6718	0.0313	0.4931	0.0069	0.1509
Tempo	0.0137	0.0027	<0.0001	<0.0001	0.4420	0.1275	0.0008	0.0044	<0.0001	0.1624	<0.0001	<0.0001
Cobertura x Consórcio	0.8926	0.6636	0.5320	0.2837	0.4206	0.6887	0.4091	0.4860	0.3241	0.0145	0.2858	0.0188
Cobertura x Tempo	0.4448	0.9466	0.0002	0.0009	0.1735	0.9474	0.2532	0.4267	0.0344	0.0045	0.0002	0.0733
Tempo x Consórcio	0.7123	0.6520	0.7936	0.9064	0.2093	0.7890	0.1117	0.0672	0.0166	0.9922	0.0498	0.4692
Consórcio x cobertura x tempo	0.7805	0.4299	0.4580	0.8758	0.2094	0.2159	0.0215	0.1504	0.0044	0.0381	0.0153	0.1386

Valores significativos em negrito. EC: estoque de carbono ; RB: respiração basal; CBM: carbono da biomassa microbiana; NBM: nitrogênio da biomassa microbiana; qMIC: quociente microbiano; qCO₂: quociente metabólico.

O maior estoque de carbono foi encontrado para 8t.ha⁻¹, mas significativamente superior apenas a 12t.ha⁻¹ (figura 4). Em relação à caracterização não foi observado acréscimo no estoque de carbono, quando submetido aos tratamentos, porém maiores valores do que quando sem tratamento, foi encontrado no CBM 0-10 em todas as condições de cobertura. Também foi observado na mesma variável aos 0-10 cm o efeito dos consórcios, e o sorgo sudanês se mostrou maior no CBM do que o capim buffel.

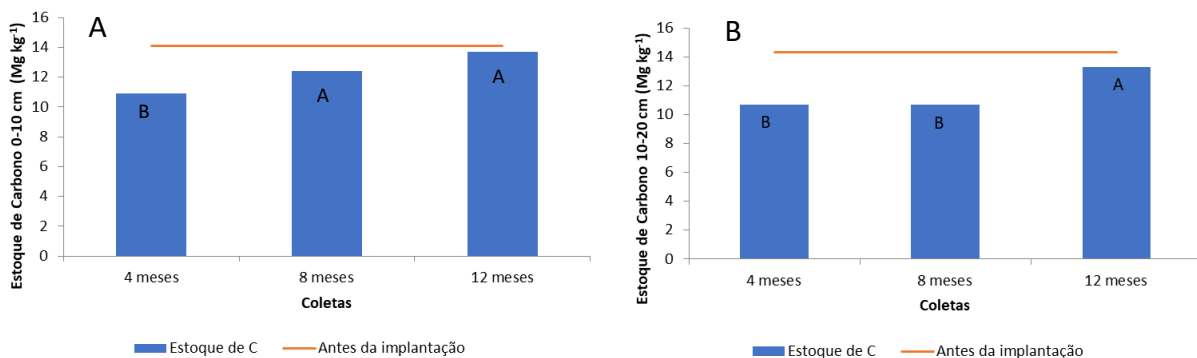
Ambas as profundidades apresentaram aumento gradual no estoque de carbono em função do tempo (figura 5), porém a 0-10 passou a ser diferente estatisticamente aos 8 meses, enquanto a 10-20 aos 12 meses, enquanto o CBM mostrou diferença aos 8 meses. No entanto os valores foram menores do que quando o ambiente foi avaliado sem tratamento.

Figura 4. A - Estoque de Carbono (EC) na camada 0-10 cm e B- Carbono da biomassa microbiana (CBM) na camada 0-10 cm, sob diferentes coberturas e irrigação com água de reuso de esgoto doméstico no município de Parnamirim –PE.



Valores seguidos por letras idênticas, não diferem entre si ao nível de 10% pelo teste de Tukey.

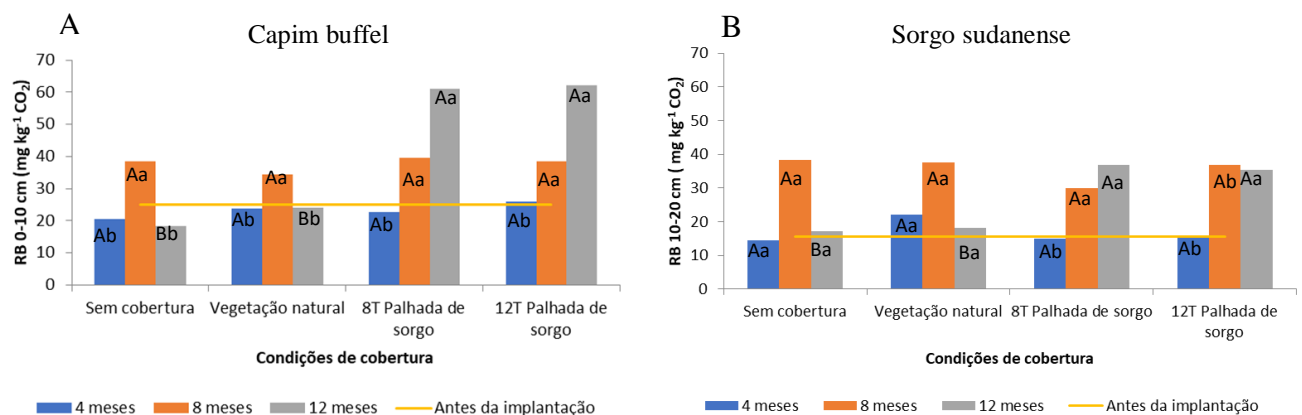
Figura 5. Estoque de Carbono (EC) nas camadas 0-10 (A) e 10-20 (B) cm aos 4, 8 e 12 meses após o início da irrigação com água de reuso de esgoto doméstico no município de Parnamirim – PE



Valores seguidos por letras idênticas, não diferem entre si ao nível de 10% pelo teste de Tukey.

A maior RB na 0-10 cm foi constatada aos 12 meses quando submetido a $12t.ha^{-1}$, que foi aproximadamente o dobro do valor observado na caracterização da área experimental na mesma profundidade (figura 6). No entanto o efeito do tempo para $8t.ha^{-1}$ foi significativo a partir dos 8 meses enquanto para $12t.ha^{-1}$ só foi observada dos 8 para os 12 meses. Além disso, os tratamentos com cobertura obtiveram maiores valores do que os sem cobertura. Dos 10 a 20 cm percebeu-se que a partir dos 8 meses houve um aumento na respiração e uma diminuição aos 12 meses nos tratamentos SC e VN, embora com cobertura tenham aumentado ao final da avaliação. Além do mais foi identificado aumento da RB a partir dos 8 meses, quando comparado ao antes da implantação em ambas profundidades.

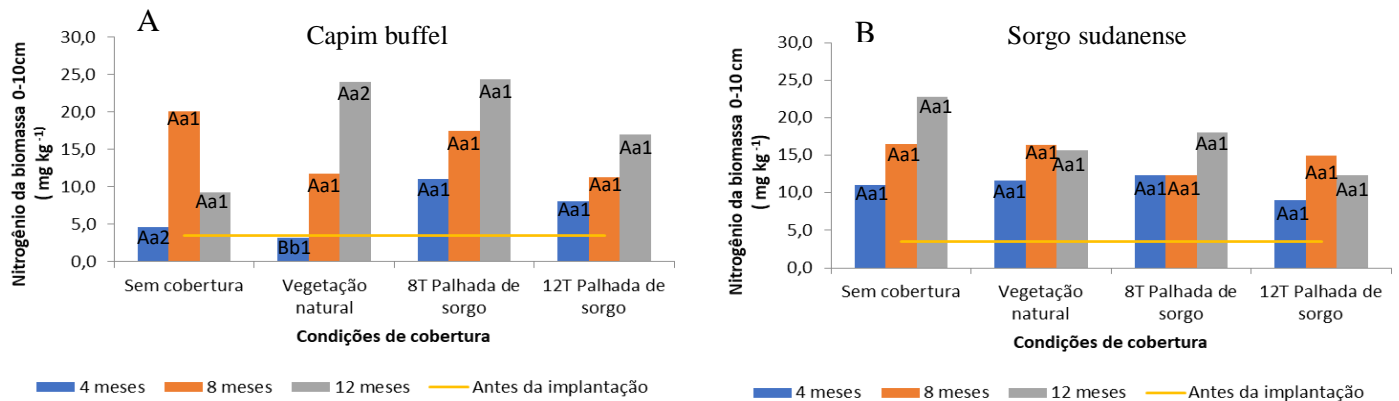
Figura 6. Respiração basal (RB) nas camadas 0-10 (A) e 10-20 (B), aos 4, 8 e 12 meses após o início da irrigação com água de reuso de esgoto doméstico em Parnamirim – PE.



Letras maiúsculas, para condições de coberturas, idênticas não diferem entre si. E letras minúsculas, para o tempo, idênticas não diferem entre si ao nível de 10% pelo teste de Tukey.

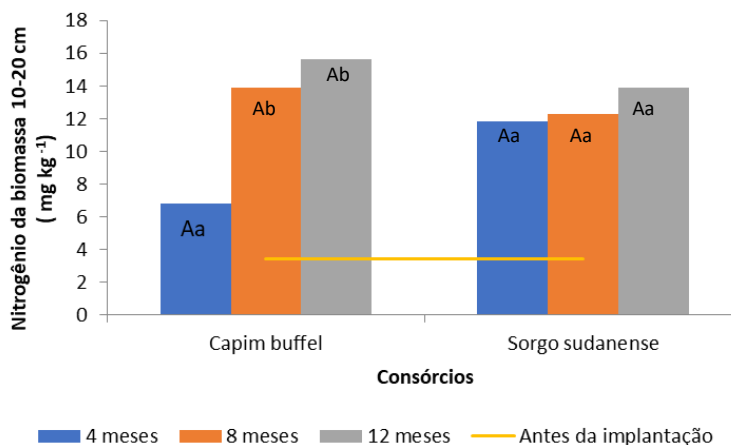
No geral existe um aumento no teor de N microbiano ao longo dos meses de irrigação, fornecimento de cobertura e ambos os tipos de consórcio (figura 7). O tratamento VN com capim buffel se mostrou significativamente diferente em relação aos demais tratamentos. O efeito do tempo foi significativo nas parcelas SC e com VN, apresentando menores valores de NBM aos 4 meses de avaliação. Já o efeito do consórcio, foi evidente com capim buffel aos 4 meses, no tratamento com VN. Na camada 10 a 20 cm (figura 8) é possível observar diferença significativa para o NBM apenas para o capim buffel a partir aos 8 meses.

Figura 7. Nitrogênio da biomassa nas camadas de 0-10 cm nos tempos aos 4, 8 e 12 meses após o início da irrigação com água de reuso de esgoto doméstico em Parnamirim – PE, nos consórcios de capim buffel (A) e sorgo sudanense (B).



Letras idênticas maiúsculas, para condições de coberturas, idênticas não diferem entre si. Como também letras minúsculas idênticas para consórcio, e números idênticos para tempo não diferem entre si ao nível de 10% pelo teste de Tukey.

Figura 8. Nitrogênio da biomassa na camada 10-20 cm nos tempos aos 4, 8 e 12 meses, nos consórcios de capim buffel e sorgo sudanense após o início da irrigação com água de reuso de esgoto doméstico em Parnamirim – PE.

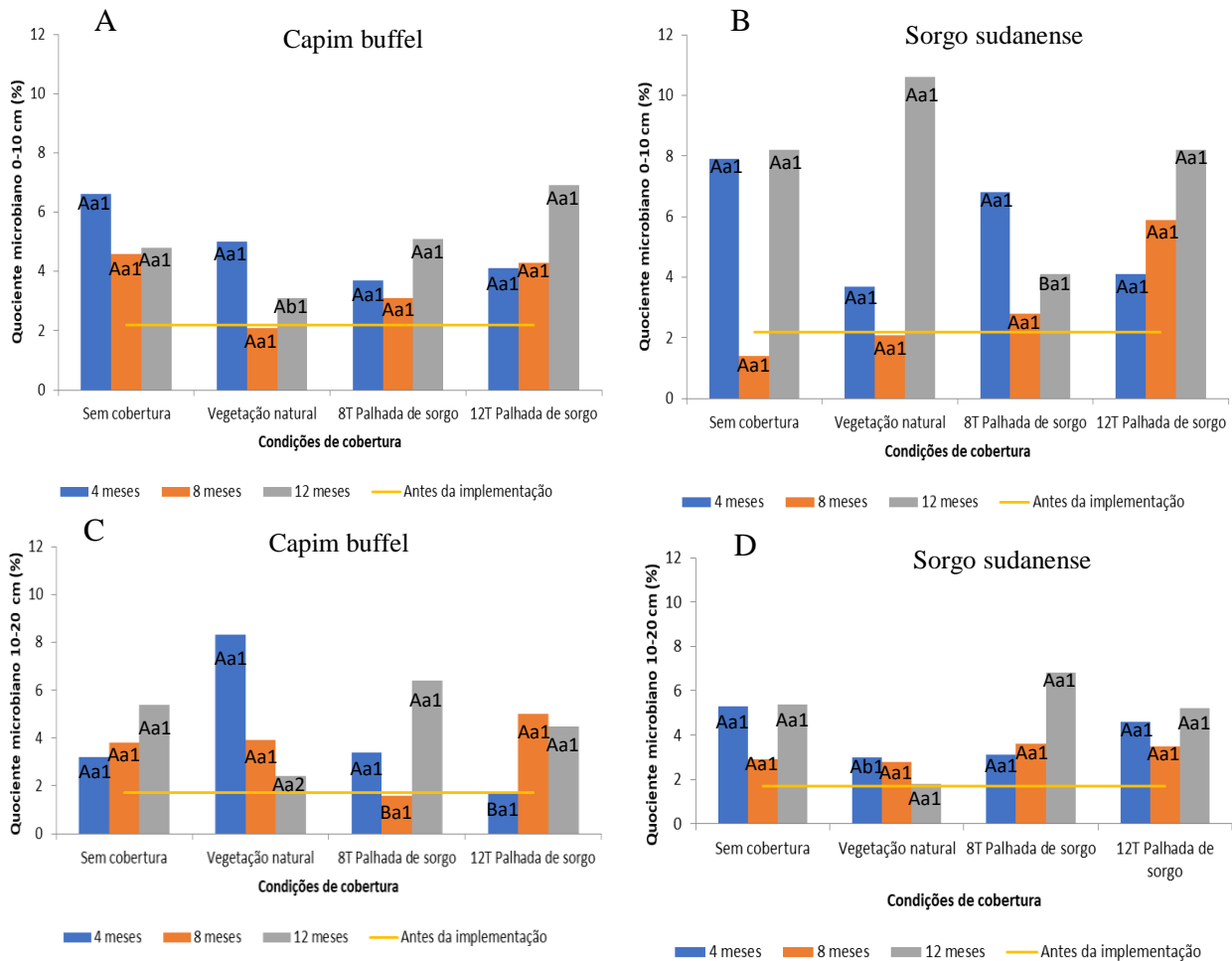


Letras maiúsculas, para condições de consórcio, idênticas não diferem entre si. E letras minúsculas, para o tempo, idênticas não diferem entre si ao nível de 10% pelo teste de Tukey.

De modo geral não houve padrão entre o comportamento do quociente microbiano entre as coberturas, consórcios e o tempo (figura 9). No entanto, na camada 0-10 cm aos 12 meses o $8t.ha^{-1}$ foi significativamente diferente quando comparado as outras coberturas, ambas consorciados com sorgo sudanês. Aos 10-20 cm foi observado diferença em relação ao tipo de cobertura em $12t.ha^{-1}$ e $8t.ha^{-1}$ aos 4 e 8 meses respectivamente. Na camada 0-10 cm aos 12 meses, o qMIC no capim buffel se apresentou menor do que quando se cultivou o sorgo sudanês, enquanto na camada 10-20 cm aos 4 meses, mas quando o consórcio foi o

sorgo sudanês. Em relação ao tempo, a VN foi significativamente diferente aos 12 meses quando foi observado a diminuição do qMIC ao longo das avaliações.

Figura 9. Quociente microbiano (qMIC) nas camadas de 0-10 e 10-20 cm aos 4, 8 e 12 meses após o início da irrigação com água de reuso de esgoto doméstico em Parnamirim – PE, nos consórcios de capim buffel (A, C) e sorgo sudanense (B, D).

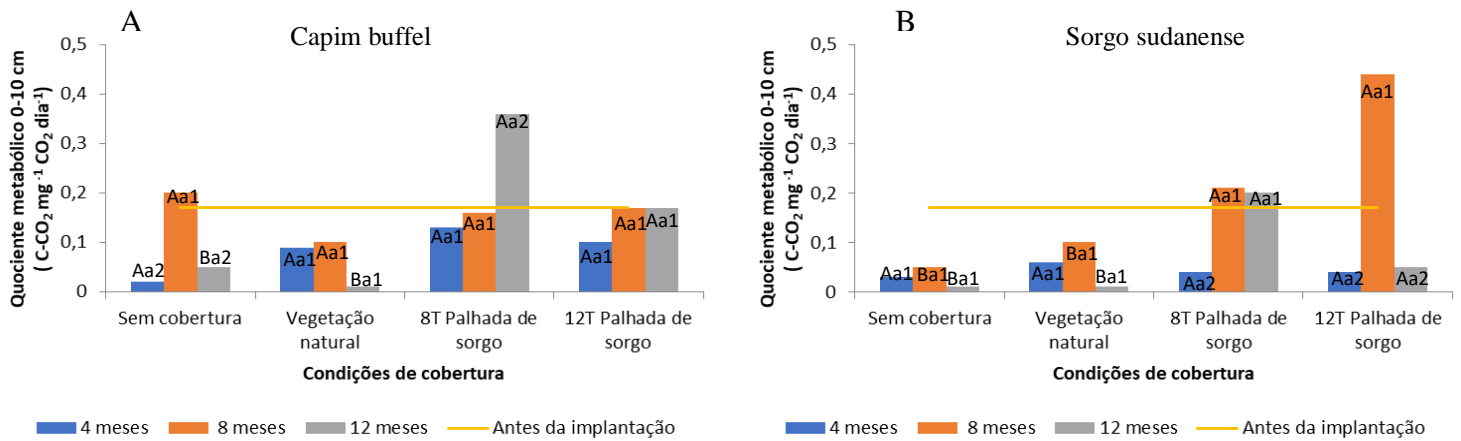


Letras idênticas maiúsculas, para condições de coberturas, idênticas não diferem entre si. Como também letras minúsculas idênticas para consórcio, e números idênticos para tempo não diferem entre si ao nível de 10% pelo teste de Tukey.

Na variável quociente metabólico (figura 10) observou-se diferença significativa entre cobertura na profundidade 0-10. O efeito do consórcio foi identificado no tratamento SC com valores menores aos 8 e 12 meses nos 0-10 cm. Em relação ao tempo houve diferença significativa entre os tratamentos SC e 8t.ha⁻¹, ambos com capim buffel, enquanto que com sorgo sudanês foram os com 8 e 12t.ha⁻¹. Ainda foram identificados valores que remetem a perturbação na microbiota do solo (0,10 a 0,44 C-CO₂ mg⁻¹ CO₂ dia⁻¹). Na profundidade 10-20 (figura 11) houve significância na condição de cobertura e consórcio, que apresentou

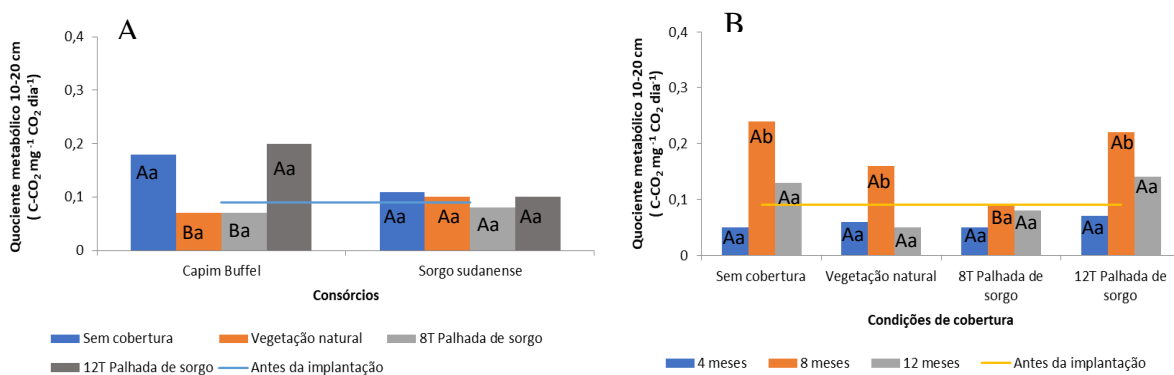
diferença estatística para VN e 8t.ha⁻¹ quando consociado com capim buffel, e em comparação com as demais condições impostas. Também foi observado significância para a cobertura em função do tempo de avaliação, apresentando diferença aos 8 meses. O 8t.ha⁻¹ não foi diferente, pois apresentou valor igual ao antes da implementação dos tratamentos.

Figura 10. Quociente metabólico (qCO₂) na camada 0-10 cm aos 4, 8 e 12 meses após o início da irrigação com água de reuso de esgoto doméstico em Parnamirim – PE, nos consórcios de capim buffel (A) e sorgo sudanense (B).



Letras idênticas maiúsculas, para condições de coberturas, idênticas não diferem entre si. Como também letras minúsculas idênticas para consórcio, e números idênticos para tempo não diferem entre si ambos adotando o nível de significância a 10% pelo teste de Tukey. Dados transformados por raiz quadrada.

Figura 11. Quociente metabólico (qCO₂) na camada 10-20 cm aos 4, 8 e 12 meses após o início da irrigação com água de reuso de esgoto doméstico em Parnamirim – PE.



Letras maiúsculas, para condições de cobertura, idênticas não diferem entre si. E letras minúsculas, para o tempo, idênticas não diferem entre si ao nível de 10% pelo teste de Tukey.

5. DISCUSSÃO

A cobertura morta se mostrou favorável ao longo do tempo no fornecimento de C ao solo, ponto observado nos valores finais do estoque de carbono, embora os antes da implementação dos tratamentos tenha apresentado maior valor. Resultados parecidos foram encontrados por Gao et., (2001); Liu et al., (2019) em que a palhada ao longo do tempo promoveu maior acumulação de C no solo, isto aconteceu devido as palhadas apresentarem altos teores de fontes de C, a celulose, hemicelulose e lignina conforme o trabalho de Liu et al., (2022). Apesar de pouco tempo de irrigação, a água residual também é uma fonte de C orgânico e pode ter contribuído para este aumento nutricional conforme Murphy (2015), quanto comparado com sem tratamento, onde não havia o fornecimento de AR.

No tocante ao C da biomassa, foi observado interação apenas na camada superficial devido a maior presença de maior atividade microbiana. Na superfície do solo são presentes os maiores conteúdos de compostos que atuam como fonte de energia para os processos guiados pelos microrganismos (ROTH et al., 2019; SILVA et al., 2015). Ainda mais, o solo quando submetido às condições de cobertura demonstrou incremento do CBM em comparação com sem tratamento. Isto indica que o tempo se mostrou favorável para o aumento. E como observado por Prommer et al., (2019) em avaliação da diversidade de plantas em parcelas, há aumento de CBM com maior fornecimento de MO através do material vegetal, resultado semelhante ao identificado nos tratamentos VN e 12t.ha⁻¹. Em relação ao destaque do tratamento SC, provavelmente é reflexo da contínua irrigação por AR (ADROVER et al., 2012). Também é importante ressaltar que os altos teores de biomassa são ligados diretamente com a quantidade de microrganismos no solo, e a disponibilidade dos nutrientes para a planta (BONGIORNO et al., 2019)

Outro ponto interessante é que em algumas parcelas são os teores de C total e C da biomassa, sendo visualizado no quociente microbiano (qMIC). A partir desses valores pode-se discutir a qualidade da MO para a comunidade, ou em contrapartida de acordo com Gama-Rodrigues; Gama-Rodrigues, (2008); Wardle (1992) quando se é fornecido um composto de qualidade, a biomassa tende a aumentar rapidamente, mesmo que o nível de C orgânico permaneça inalterado, o que foi observado nas avaliações entre os meses. As mudanças na BM podem ser percebidas mesmo antes da MO ser modificada pelo tratamento proposto. Isto porque a BM é a parte viva e mais ativa da MO do solo, por isso mais sensível a mudanças de manejo em ambientes (SILVA et al., 2021).

O NBM mostrou aumento das médias ao longo das avaliações, com principais alterações ao decorrer do tempo de avaliação. Este comportamento evidencia o efeito irrigação com AR e a cobertura, portanto, maior imobilização do mesmo. Alterações semelhantes foram encontradas por Hidri et al., (2014) que observaram aumentos graduais de C e N em estudo de ambientes com 15 anos de irrigação com AR. Segundo Sedighi et al., (2022) as águas residuais domésticas possuem um alta quantidade de N e que resulta em maior reatividade no meio.

As maiores médias de NBM foram observadas na camada 0-10 e pode explicado conforme Wang et al., (2019) que relata sobre a influência no conteúdo da biomassa nos primeiros centímetros do solo pode partir da irrigação por AR, pelos componentes do efluente utilizado. O efeito do consorcio ao longo tempo de avaliação, observado no aumento de NBM, pode ser relacionado devido à produção de massa seca e sistema radicular que são refletidos na quantidade de compostos orgânicos presentes no processo de mineralização e por este motivo é refletido no acúmulo de N pela biomassa microbiana (SIMON et al., 2019).

De acordo com Frossard et al., (2015); Qian et al., (2015) a estrutura da comunidade microbiana é modificada nos sucessivos ciclos de umidade e que com o tempo a comunidade sofre adaptação aos fatores abióticos e bióticos, atingindo uma forma mais equilibrada. Nesse contexto, pode-se deduzir que a variação na RB, com aumento aos 4 meses e aos 8 meses uma diminuição, pode ser uma oscilação na estrutura da comunidade microbiana nos tratamentos sem cobertura e na vegetação natural. Pois além da AR e a cobertura, a coleta aos 4 meses coincidiu com o período chuvoso, que é um possível fator de aumento de atividade. Miao et al., (2017); Hou et al., (2021) confirmaram que a temperatura e umidade formam um meio adequado para o aumento da RB, o que confirma a influência da área experimental.

Houve aumento da respiração nos tratamentos com palhada aos 12 meses de avaliação, nas profundidades de 10 e 20 cm, efeito observado por Xavier et al., (2020) que também observaram o aumento de respiração pelo uso de cobertura no solo. Este fato ainda pode estar relacionado com o contínuo período de irrigação, que promove o aumento no teor de MO e nutrientes no solo, e leva a estimulação à atividade microbiana e conseqüentemente eleva a respiração basal (FERNANDES; BETTIOL; CERRI, 2004). Segundo Follet; Schimel (1989) a maior liberação de CO₂ é relacionada com atividade microbiana e possui relação direta com a quantidade de C lábil no solo. As diminuições constatadas nos tratamentos sem cobertura corroboram com Campos; Merino (2016) que mostram um gradiente de diminuição da RB em ambiente semiárido e subúmido, sem a presença de cobertura.

O aumento dos valores do quociente metabólico evidencia a maior emissão de CO₂ por C respirado pela biomassa microbiana. Os menores valores de qCO₂ observados aos 12 meses, indicam que houve um menor gasto energético na utilização do C orgânico disponível (ONYEKWELU; MOSANDL; STIMM, 2011), redução observada em ambas profundidades estudadas. Consequentemente os maiores valores representam um maior gasto de C pela respiração do solo, e em solos com baixo teor de C orgânico como o da região de estudo, esta perda pode dificultar a formação de agregados (LEHMANN; ZHENG; RILLIG 2017). Também é relacionado à desproporcionalidade da utilização do C pela biomassa microbiana (BEDOLLA-RIVERA et al., 2020; KUMAR, 2023; ZHANG et al., 2018).

Além disso, valores como (0,44; 0,36; 0,21 C-CO₂ mg⁻¹ CO₂ dia⁻¹) enquanto submetido aos 12t.ha⁻¹, 8t.ha⁻¹ e SC respectivamente, são diretamente ligados a perturbação da microbiota podendo ser relacionado a mudança na estrutura da comunidade e manejo, e ser um ecossistema jovem (ANDERSON; DOMSCH, 1993; GIACOMETTI et al., 2013; WANG et al., 2021).

O intervalo de 0,3 a 7 % foi sugerido por Anderson; Domsch (1993), todavia, valores maiores indicam que há uma maior ciclagem de nutrientes e um menor acúmulo de carbono. Em relação ao quociente microbiano foi observado maiores valores em todos os tratamentos, quando comparado com o trabalho de Dadalto et al., (2015) 14 dias após o preparo do solo. De acordo com Silva et al., (2010) isto pode indicar a quantidade que o C foi incorporado e/ou imobilizado na biomassa microbiana. Dominy et al., (2002) também relataram o declínio do qMIC apenas quando o solo apresentou a diminuição do C, comportamento que foi observado em algumas parcelas. SILVA et al., (2021) considera que maiores valores de qMIC indicam que há um maior aumento de CBM em relação a quantidade de COT, concluindo em maior eficiência da BM.

Entretanto para Chaer; Tólola (2007); Souza et al., (2022) valores elevados de qMIC demonstram melhores condições de crescimento microbiano, e desse modo indica que a MO do solo está ativa, permitindo o processo de decomposição eficiente. Relação alta de qMIC foi observado também por Balota et al., (1998) em investigação de efeito de tipos de cultivos, e o cultivo convencional apresentou os maiores valores, representando a instabilidade microbiana, demonstrando a importância de um maior acompanhamento desses efeitos.

6. CONCLUSÕES

A irrigação por AR e a presença de cobertura morta promovem a partir de 8 e 12 meses de uso, efeito positivo na RB, CBM e NBM através do aumento de compostos orgânicos no solo.

Apesar de pouco tempo de implantação, foi observado o efeito positivo dos consórcios através do aumento da CBM, porém necessita de um maior período de avaliação para melhores conclusões.

O qCO_2 deixou evidente que houve uma menor atividade por biomassa microbiana, que pode ser reflexo de perturbações causados dadas as modificações propostas. O $qMIC$ indicou que a biomassa microbiana não foi eficiente na utilização do carbono ao longo do tempo.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGENCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA (APAC). (2017). **Monitoramento pluviométrico**. Disponível em: <<https://www.apac.pe.gov.br/meteorologia/monitoramento-pluvio.php>> Acesso em: jan, 2022.

ABD-ELWAHED, M. S. Influence of long-term wastewater irrigation on soil quality and its spatial distribution. **Annals of Agricultural Sciences**, V. 63, n. 2, p. 191-199, 2018.

ABDELHALIM, T.; JANNOURA, R.; JOERGENSEN, R. Arbuscular mycorrhizal dependency and phosphorus responsiveness of released, landrace and wild Sudanese sorghum genotypes. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 66, n. 5, p. 706-716, 2020.

ADROVER, M.; FARRÚS, R.; MOYÀ, G.; VADELL, J. Chemical properties and biological activity in soils of mallorca following twenty years of treated wastewater irrigation. **Supplement**, V. 95, p. S188-S192, 2012.

ALEF, K.; NANNIPIERI, P. Estimation of microbial activities. In: ALEF, K. e NANNIPIERI, P. **Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry**. London: Academic Press, p. 182-270, 1995

ALMEIDA, B. G. **Métodos alternativos de determinação de parâmetros físicos do solo e uso de condicionadores químicos no estudo da qualidade do solo**. 2008. 103 f. Tese (Doutorado) - Curso de Doutorado em Agronomia, Universidade de São Paulo Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2008.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. D. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische zeitschrift**, v. 22, n.6, p. 711-728, 2013.

ANDERSON, T. H., DOMSCH, K. H. Biomassa microbiana do solo: A abordagem eco-fisiológica. **Soil Biology and Biochemistry**, v.42, p. 2039 – 2043, 2010.

ANDERSON, T. H.; DOMSCH, K. H. The metabolic quotient for CO₂ (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.25, p.393-395, 1993.

AMOAH, I. D.; KUMARI, S.; REDDY, P.; STENSTROM, T. A.; BUX, F. Impact of informal settlements and wastewater treatment plants on helminth egg contamination of urban rivers and risks associated with exposure. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, p. 1-13, 2020

ARAÚJO, E. A.; KER, J. C.; NEVES, J. C. L.; LANI, J. L. Qualidade do solo: conceitos, indicadores e avaliação. **Pesquisa Aplicada & Agrotecnologia**, v. 5, p. 187-206, 2012.

ARAÚJO, J. C.; PEREIRA, D. D.; LIRA, E. C.; FÉLIX, E. S.; SOUZA, J. T. A.; LIMA, W. B. Palma forrageira: plantio e manejo. **Campina Grande: INSA**, p.60, 2019.

ARAÚJO JÚNIOR, G. N.; GOMES, F. T.; SILVA, M. J.; JARDIM, A. M. F. R.; SIMÕES, V. J. L.P.; IZIDRO, J. L. P. S.; LEITE, M. L. M. V.; TEIXEIRA, V. I.; SILVA, T. G. F. Estresse hídrico em plantas forrageiras: Uma revisão. **Pubvet**, v.13, n.1, a241, p.1-10, 2019.

ARENHARDT, E. G.; SILVA, J. A. G. D.; GEWEHR, E.; ARENHARDT, L. G.; ARENHARDT, C. L.; NONNENMACHER, G. A sudangrass cultivar with high biomass and grain yields. **Crop Breeding and Applied Biotechnonology**, v. 16, p. 158-162, 2016.

ARUWA, C.E.; AMOO, S.O.; KUDANGA, T. *Opuntia* (Cactaceae) plant compounds, biologicalactivities and prospects–A comprehensive review. **Food Research International**, v. 122, p. 328-344 ,2018.

ASIRIFI, I.; WERNER, S.; HEINZE, S.; SABA, C. K.; LAWSON, I. Y.; MARSCHNER, B. Short-term effect of biochar on microbial biomass, respiration and enzymatic activities in wastewater irrigated soils in urban agroecosystems of the West African savannah. **Agronomy**, v. 11, n. 2, p. 271, 2021.

ARTAXO, P. As três emergências que nossa sociedade enfrenta: saúde, biodiversidade e mudanças climáticas. **Estudos Avançados**, v. 34, p. 53-66, 2020.

AWOPEGBA, M.; OLADELE, S.; AWODUN, M. Effect of mulch types on nutrient composition, maize (*Zea mays* L.) yield and soil properties of a tropical Alfisol in Southwestern Nigeria. **Eurasian Journal of Soil Science**, v.6, p. 121-133, 2017.

AZEVEDO, J.; FERREIRA, N.; DE MEDEIROS, J. F.; SÁ, F. D. S.; DE LIMA, Y. B.; LEMOS, M. D. Productivity and nutrient content of forage cactus irrigated with domestic sewage effluent. **Irriga**, v. 24, n.4, p. 830-842, 2019.

BADI, O.B.M.; ABDELHALIM, T.S.; ELTAYEB, M.M.; GORAFI, Y.S.A.; TSUJIMOTO, H.; TANIGUCHI, T. Dominance of limited arbuscular mycorrhizal fungal generalists of *Sorghum bicolor* in a semi-arid region in Sudan. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 65, n. 6, p. 570-578, 2019.

BALOTA, E. L.; COLOZZI-FILHO, A.; ANDRADE, D. S.; HUNGRIA, M. Biomassa Microbiana E Sua Atividade Em Solos Sob Diferentes Sistemas De Preparo E Sucessão De Culturas. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v. 22, p. 641-649, 1998.

BANERJEE, A.; ROYCHOUDHURY, A. Group II late embryogenesis abundant (LEA) proteins: Structural and functional aspects in plant abiotic stress. **Plant Growth Regulation**, v.79, n.1, p. 1– 7, 2016.

BASTIDA, F.; TORRES, I. F.; ABADÍA, J.; ROMERO-TRIGUEROS, C.; RUIZ-NAVARRO, A.; ALARCÓN, J. J.; NICOLÁS, E. Comparing the impacts of drip irrigation by freshwater and reclaimed wastewater on the soil microbial community of two citrus species. **Agricultural Water Management**, v. 203, p. 53-62, 2018.

BARROSO, L. B.; WOLFF, D. B. Reúso de esgoto sanitário na irrigação de culturas agrícolas. **Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia**, v. 8, n. 3, p. 225-236, 2011.

BECERRA-CASTRO, C.; LOPES, A. R.; VAZ-MOREIRA, I.; SILVA, E. F.; MANAIA, C. M.; NUNES, O.C. Wastewater reuse in irrigation: a microbiological perspective on implications in soil fertility and human and environmental health. **Environment international**, v. 75, p. 117-135, 2015.

BEDOLLA-RIVERA, H. I.; XOCHILT NEGRETE-RODRÍGUEZ, M. D. L. L.; MEDINA-HERRERA, M. D. R.; GÁMEZ-VÁZQUEZ, F. P.; ÁLVAREZ-BERNAL, D.; SAMANIEGO-HERNÁNDEZ, M.; CONDE-BARAJAS, E. Development of a soil quality index for soils under different agricultural management conditions in the central lowlands of Mexico: Physicochemical, biological and ecophysiological indicators. **Sustainability**, v.12, n.22, p. 9754, 2020.

BEGUM, R.; JAHANGIR, M. M.; JAHIRUDDIN, M.; ISLAM, M. R.; BOKHTIAR, S. M.; ISLAM, K. R. Reduced tillage with residue retention improves soil labile carbon pools and carbon lability and management indices in a seven-year trial with wheat-mung bean-rice rotation. **Pedosphere**, v.32, n. 6, p. 916-927, 2022.

BINI, D.; SANTOS, C. A.; BERNAL, L. P. T.; ANDRADE, G.; NOGUEIRA, M. A. Identifying indicators of C and N cycling in a clayey Utiisol Under different tillage and uses in winter. **Applied Soil ecology**, Amsterdam, v.76, p.95-101, 2014.

BONGIORNO, G.; BÜNEMANN, E. K.; OGUEJIOFOR, C. U.; MEIER, J.; GORT, G.; COMANS, R.; GOEDE, R. Sensitivity of labile carbon fractions to tillage and organic matter management and their potential as comprehensive soil quality indicators across pedoclimatic conditions in Europe. **Ecological Indicators**, v. 99, n.1, p. 38-50, 2019.

CAMPO, J.; MERINO, A. Variations in soil carbon sequestration and their determinants along a precipitation gradient in seasonally dry tropical forest ecosystems. **Global Change Biology**, v.22, n.5, p. 1942-1956, 2016.

CARVALHO, A. A.; MONTENEGRO, A. A. A.; SILVA, J. L.; COSTA, S. R.; ALMEIDA, G. A. Análise do crescimento fisiológico do sorgo irrigado com água residuária tratada associado com cobertura morta. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada-RBAI**, v.14, n.5, 2020.

CARVALHO, J. E. B. C. **Decomposição e liberação de nutrientes por diferentes plantas de cobertura em um pomar de laranjeira** / José Eduardo Borges de Carvalho, Francisco Alisson da Silva Xavier, Nalbert Silva dos Santos. – Cruz das Almas, BA: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2021.

CHAER, G. M.; TÓTOLA, M. R. Impacto do manejo de resíduos orgânicos durante a reforma de plantios de eucalipto sobre indicadores de qualidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 6, p. 1381-1396, 2007.

CHAGANTI, V. N.; GANJEGUNTE, G.; NIU, G.; ULERY, A.; FLYNN, R.; ENCISO, J. M.; KINIRY, J. R. Effects of treated urban wastewater irrigation on bioenergy sorghum and soil quality. **Agricultural Water Management**, v.228, p. 105894, 2020.

CHANGEY, F., NUNAN, N., HERRMANN, A. M., LERCH, T. Z. Catching change in microbial diversity indicators under different soil organic matter managements: Higher taxonomic resolution, better discrimination? **Ecological Indicators**, v. 139, p. 108897, 2022.

CHEN, L.; GAO, Y. Global Climate Change Effects on Soil Microbial Biomass Stoichiometry in Alpine Ecosystems. **Land**, v. 11, n. 10, p. 1661, 2022.

CHU, H.; LIN, X.; FUJI, T.; MORIMOTO, S.; YAGI, K.; HU, J.; ZHANG, J. Soil microbial biomass, dehydrogenase activity, bacterial community structure in response to long-term fertilizer management. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 39, n. 11, p. 2971-2976, 2007.

COUTINHO, M. J. F.; CARNEIRO, M. D. S. D. S.; EDVAN, R. L.; SANTIAGO, S.; ALBUQUERQUE, D. R. Características morfogênicas, estruturais e produtivas de capim-buffel sob diferentes turnos de rega. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 45, n. 2, p. 216-224, 2015.

CORRÊA, M. C.; CAVALCANTI, M. C.; PRIMO, D. C.; ROLIM NETO, F.C.; MARTINS, J. M.; MENEZES, R. S. C.; ANTONINO, A.C.D.; MENDES, I. S.; MEDEIROS, L.R.S. Wastewater reuse in irrigation: short-term effect on soil carbon and nitrogen stocks in Brazilian semi-arid region. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 16, n. 1, 2021.

COSTA, A. S. V. Estimativa de uso da água residuária da estação de tratamento de esgoto de Teófilo Otoni, Minas Gerais, na fertirrigação de pastagens. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 8, p. e675985364-e675985364, 2020.

DADALTO, J. P.; FERNANDES, H. C.; TEIXEIRA, M. M.; CECON, P. R.; MATOS, A. T. D. Sistema de preparo do solo e sua influência na atividade microbiana. **Engenharia Agrícola**, v.35, p.506-513, 2015

DANTAS NETO, J. O. S. É.; SILVA, F. D. A. S. E.; FURTADO, D. A.; MATOS, J. D. A. D. Influência da precipitação e idade da planta na produção e composição química do capim-buffel. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 35, p. 1867-1874, 2000.

DAS, A.; PATEL, D.P.; KUMAR, M.; RAMKRUSHNA, G.I.; MUKHERJEE, A.; LAYEK, J.; NGACHAN, S.V.; BURAGOHAIN, J. Impact of seven years of organic farming on soil and produce quality and crop yields in eastern Himalayas, India. **Agriculture, ecosystems & environment**, v. 236, p. 142-153, 2017.

DE ALMEIDA, O. A. **Qualidade da água de irrigação**. Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2010.

DEBIASI, B.; DEBIASI, H.; RONDINA, A.; FRANCHINI, J.; BALBINOT JUNIOR, A. A.; HUNGRIA, M.; NOGUEIRA, M. **A compactação do solo reduz a atividade microbiana sob sistema plantio direto**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE SOJA, 8., 2018, Goiânia. Inovação, tecnologias digitais e sustentabilidade da soja: anais. Brasília, DF: Embrapa, 2018.

DINDAR, E.; TOPAC, F. O.; BASKAYA, H. S.; KAYA, T. Effect of wastewater sludge application on enzyme activities in soil contaminated with crude oil. **Journal of soil science and plant nutrition**, v. 17, n.1, p. 180-193, 2017.

DOMINY, C.; HAYNES, R.; VAN ANTWERPEN, R.. Loss of soil organic matter and related soil properties under long-term sugarcane production on two contrasting soils. **Biology and Fertility of Soils**, v. 36, p. 350-356, 2002.

DORAN, J.W.; ZEISS, M.R. Soil health and sustainability: Managing the biotic component of soil quality. **Applied soil ecology**, v. 15, n. 1, p. 3-11, 2000.

DUARTE, A. S.; AIROLDI, R. S.; FOLEGATTI, M. V.; BOTREL, T. A.; SOARES, T. M. Effects of application of treated wastewater in soil: pH, organic matter, phosphorus and potassium. **Revista Brasileira De Engenharia Agrícola E Ambiental**, Campina Grande, v. 12, n. 3, p. 302-310, 2008.

ELIFANTZ, H.; KAUTSKY, L.; MOR-YOSEF, M.; TARCHITZKY, J.; BAR-TAL, A.; CHEN, Y.; MINZ, D. Microbial activity and organic matter dynamics during 4 years of irrigation with treated wastewater. **Microbial ecology**, v. 62, p. 973-981, 2011.

EMBRAPA. **Sorgo: 500 perguntas/500 respostas**. Brasília, DF: EMBRAPA, 2015. 332 p.

FARHADKHANI, M.; NIKAEEN, M.; YADEGARFAR, G.; HATAMZADEH, M.; FEITOSA, T. Qualidade de frutos de melancia produzidos com reúso de água de esgoto doméstico tratado. **Revista Tecnologia**, v. 30, n.1, p. 53-60, 2009.

FERRAZ, A. P. F.; SOUZA, R. M. S.; FLÔR, Ê. G.; DE OLIVEIRA, A. Resposta do sorgo-sudão à adubação fosfatada em solo do Semiárido Pernambucano. In. CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 34., 2013, Florianópolis. Ciência do solo: para quê e para quem: anais. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2013.

FERNANDES, S. A. P.; BETTIOL, W.; CERRI, C. C. Effect of sewage sludge on microbial biomass, basal respiration, metabolic quotient and soil enzymatic activity. **Applied Soil Ecology**, v. 30, n.1, p. 65-77, 2005.

FERNÁNDEZ-CIRELLI, A.; ARUMÍ, J. L.; RIVERA, D.; BOOCHS, P. W. Environmental effects of irrigation in arid and semi-arid regions. **Chilean Journal of Agricultural Research**, v. 69, n. 1, p. 27-40, 2009.

FOLLET, R.F.; SCHIMEL, D.S. Effect of tillage practices on microbial biomass dynamics. **Soil Science Society of America Journal**, v.53, p.1091-1096, 1989.

FRIEDEL, J.; LANGER, T.; SIEBE, C.; STAHR, K. Effects of long-term waste water irrigation on soil organic matter, soil microbial biomass and its activities in central Mexico. **Biology and Fertility of Soils**, v. 31, p. 414-421, 2000.

GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C. Biomassa microbiana e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. (eds.) Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre: **Metrópole**, p. 159-170, 2008.

- GANJEGUNTE, G.; ULERY, A.; NIU, G.; WU, Y. Treated urban wastewater irrigation effects on bioenergy sorghum biomass, quality, and soil salinity in an arid environment. **Land Degradation & Development**, v. 29, n. 3, p. 534-542, 2018.
- GAO, C.; ZHU, W. S.; CHEN, W. X. Biomassa bacteriana e fúngica e atividades em solos de palhada em plantio direto. **Chinese Ecology Journal**, v. 02, p. 30 – 36, 2001.
- GARCÍA-DÍAZ, A.; MARQUÉS, M. J.; SASTRE, B.; BIENES, R. Labile and stable soil organic carbon and physical improvements using groundcovers in vineyards from Central Spain. **Science of the Total Environment**, v. 621, p. 387-397, 2018.
- GIACOMETTI, C.; DEMYAN, M. S.; CAVANI, L.; MARZADORI, C.; CIAVATTA, C.; KANDELER, E. Chemical and microbiological soil quality indicators and their potential to differentiate fertilization regimes in temperate agroecosystems. **Applied Soil Ecology**, v.64, p.32-48, 2013.
- GREGORICH, E. G.; CARTER, M. R.; ANGERS, D. A.; MONREAL, C.; ELLERT, B. H. Towards a minimum data set to assess soil organic-matter quality in agricultural soils. **Canadian Journal of Soil Science, Montreal**, v. 74, p. 367-385, 1994.
- GUIMARÃES, T. R. F.; DA COSTA, J. P. N.; DE MEDEIROS, J. F. Uso de água de esgoto doméstico tratado na produção de sorgo soca. **Water Resources and Irrigation Management-WRIM**, v.7, n.1, p.1-7, 2018.
- GUO, B.; LIU, C.; GIBSON, C.; FRIGON, D. Wastewater microbial community structure and functional traits change over short timescales. **Science of The Total Environment**, V. 662, p.779-785,2019.
- HEMATI, A.; MOGHISEH, E.; AMIRIFAR, A.; MOFIDI-CHELAN, M.; ASGARI LAJAYER, B. Physiological Effects of Drought Stress in Plants. In *Plant Stress Mitigators*. **Springer Singapore**, p. 113-124, 2022.
- HOSSAIN, M. Z.; NIEMSDORFF, P. F.; HEB, J. Effect of Different Organic Wastes on Soil Properties and Plant Growth and Yield: a Review. *Scientia agriculturae bohemia*, **Environmental Sciences**, v.48, n.4, p. 224–237, 2017.
- HOU, M.; ZHU, L. ; JIN, Q. Surface drainage and mulching drip-irrigated tomatoes reduces soil salinity and improves fruit yield. **Plos one**, v. 11, n. 5, p. e0154799, 2016.
- HOU, T.; WANG, Y.; GUO, F.; JIA, Q.; WU, X.; WANG, E.; HONG, J. Soil respiration characteristics and influencing factors for apple orchards in different regions on the loess plateau of shaanxi province. **Sustainability**, v. 13, n. 9, 2021.
- HIDRI, Y.; FOURTI, O.; ETURKI, S.; JEDIDI, N.; CHAREF, A.; HASSEN, A. Effects of 15-year application of municipal wastewater on microbial biomass, fecal pollution indicators, and heavy metals in a Tunisian calcareous soil. **Journal of soils and sediments**, v. 14, n.1, p.155-163, 2014.

IBGE. Sistema IBGE de Recuperação Automática - SIDRA: **produção agrícola municipal**. Rio de Janeiro, 2019. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/>. Acesso em: 6 fev. 2023.

INYINBOR, A. A.; BELLO, O. S.; OLUYORI, A. P.; INYINBOR, H. E.; AYOMIDE EMMANUEL FADIJI, A. E. Wastewater conservation and reuse in quality vegetable cultivation: Overview, challenges and future prospects. **Food Control**, v. 98, p. 489-500, 2019.

JARAMILLO, M. F., RESTREPO, I. Wastewater reuse in agriculture: A review about its limitations and benefits. **Sustainability**. V.9, p.1734, 2017.

KANWAL, S.; RANA, N. Use of sewage wastewater in agriculture and its effects on soil macrofauna. **Pakistan Journal of Agricultural Sciences**, v. 57, n. 3, 2020.

KAZUNGU, F. K.; MUINDI, E. M.; MULINGE, J. M.. Overview of Sorghum (*Sorghum bicolor*. L), its Economic Importance, Ecological Requirements and Production Constraints in Kenya. **International Journal of Plant & Soil Science**, v. 35, n. 1, p. 62-71, 2023.

KOGBARA, R. B.; YIMING, W.; IYENGAR, S.R.; ONWUSOGH, U.C.; YOUSSEF, K., AL-ANSARY, M.; AL-WAWI, H. M. Recycling industrial biosludge for buffel grass production in Qatar: Impact on soil, leachate and plant characteristics. **Chemosphere**, v. 247, p. 125886, 2020.

KOWALIK, R.; LATOSIŃSKA, J.; GAWDZIK, J. Risk analysis of heavy metal accumulation from sewage sludge of selected wastewater treatment plants in Poland. **Water**, v.13, n.15, 2021.

KUMAR, P.; MASAGO, Y.; MISHRA, B. K.; FUKUSHI, K., Evaluating future stress due to combined effect of climate change and rapid urbanization for Pasig-Marikina River, Manila. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 6, p. 227-234, 2018.

KUNHIKRISHNAN, A.; CHOPPALA, G.; SESHADRI, B.; WIJESEKARA, H.; BOLAN, N. S.; MBENE, K.; KIM, W. I. Impact of wastewater derived dissolved organic carbon on reduction, mobility, and bioavailability of As (V) and Cr (VI) in contaminated soils. **Journal of environmental management**, v. 186, p.183-191, 2017.

KUMAR, S. Biogeochemical appraisal of carbon fractions and carbon stock in riparian soils of the Ganga River basin. **Applied Soil Ecology**, v.182, p.104687, 2023.

LEOGRANDE, R., VITTI, C. Use of organic-amendments to reclaim saline and sodic soils: a review. **Arid Land Research and Management**, v. 33, n. 1, p. 1-21, 2019.

LESKOVAR, D.; OTHMAN, Y.; DONG, X. Strip tillage improves soil biological activity, fruit yield and sugar content of triploid watermelon. **Soil and Tillage Research**, v. 163, p. 266-273, 2016.

LIMA, G. D. C.; WANDERLEY, A. D. M.; GUEDES, F. X.; REGO, M. M. T.; DANTAS, F. D. G.; SILVA, J. G. M.; AGUIAR, E. M. Palma Forrageira irrigada e adensada: uma reserva Forrageira estratégica para o Semiárido Potiguar. **EMPARN**. Parnamirim, Rio Grande do Norte, Brasil, 2015.

- LIMA, L.R.; SILVA, T.G.F.D.; PEREIRA, P.D.C.; MORAIS, J.E.F.D.; ASSIS, M.C.D.S. Productive-economic benefit of forage cactussorghum intercropping systems irrigated with salinewater. **Revista Caatinga**. v.31, p. 191-201, 2018.
- LIU, J.; FU, X.; YUAN, R.; CHEN, Z.; ZHOU, B.; CHEN, H. Carbon sources derived from corncobs enhanced nitrogen removal in SBBR treating low C/N domestic sewage. **Process Safety and Environmental Protection**, v.166, p.628-637, 2022.
- LIU, X.; ZHOU, F.; HU, G.; SHAO, S.; HE, H.; ZHANG, W.; ZHANG, X.; LI, L. Dynamic contribution of microbial residues to soil organic matter accumulation influenced by maize straw mulching. **Geoderma**, v.333, p. 35-42, 2019.
- LÓPEZ, S.; GALLEGOS, M.; FLORES, L.; ROJAS, M. Mecanismos de fitorremediación de suelos contaminados con moléculas orgánicas xenobióticas. **Revista interaccional de contaminación ambiental**. V. 21, p.91–100, 2010.
- LOY, S; ASSI, A. T.; MOHTAR, R. H.; MORGAN, C.; JANTRANIA, A. The effect of municipal treated wastewater on the water holding properties of a clayey, calcareous soil. **Science of The Total Environment**, v. 643, p. 807-818, 2018.
- LUCENA, C. Y. D. S.; DOS SANTOS, D. J. R.; DA SILVA, P. L. S.; DA COSTA, E. D.; LUCENA, R. L. O reuso de águas residuais como meio de convivência com a seca no semiárido do Nordeste Brasileiro. **Revista de Geociências do Nordeste**, v.4, p. 1-17, 2018.
- MARCIANO, L. E. A.; LIMA, F.M.; BATISTA, A.M.A.; SOARES, A.R.S.; LUCENA, L.R.R.; PISCOYA, V.C.; CUNHA FILHO, M. Análise do crescimento e da área foliar do capim-buffel submetido ao estresse salino. **Pesquisa, Sociedade e Desenvolvimento**, v. 11, n. 10, p. e01111031661-e01111031661, 2022.
- MAHAPATRA, S. ; SAMAL, K.; DASH, R. Waste stabilization pond (wsp) for wastewater treatment: a review on factors, modelling and cost analysis. **Journal of environmental management** , v. 308, p. 114668, 2022.
- MARTINS, E. L.; FRAGA, V. S.; MEDEIROS, S. S. Utilização de água residuária tratada na recuperação da fertilidade de solo degradado no semiárido paraibano. **Revista Principia - Divulgação Científica e Tecnológica do IFPB**, v.1, n. 50, p. 90-98, 2020.
- MARTINS, S. C. S. G. Valor nutritivo do capim-urochloa comparada ao capim-buffel áridus no semiárido norte mineiro. **Revista Multidisciplinar do Vale do Jequitinhonha-ReviVale**, v. 2, n. 1, 2022.
- MCGRATH, S.P.; CHAUDRI, A.M.; GILLER, K.E. Long-term effects of metals in sewage sludge on soils, microorganisms and plants. **Journal of Industrial Microbiology**, v. 14, p. 94–104, 1995.

MEENA, R.; BOHRA, J.; SINGH, S.; MEENA, V.; VERMA, J.; VERMA, S.; SIHAG, S. Towards the prime response of manure to enhance nutrient use efficiency and soil sustainability a current need: A book Review. **Journal Cleaner Production**, v. 112. p. 1258–1260, 2016.

MENDES, I. D. C.; CHAER, G. M.; dos REIS JUNIOR, F. B.; de SOUSA, D. M. G.; da SILVA, O. D. D.; OLIVEIRA, M.; MALAQUIAS, J. V. Tecnologia BioAS: uma maneira simples e eficiente de avaliar a saúde do solo. **Embrapa Cerrados-Documentos (INFOTECA-E)**, 2021.

MENDONÇA, E.S.; MATOS, E.S. **Matéria orgânica do solo; métodos de análises**. Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa, 2005. 107p.

MIAO, Y.; HAN, H.; DU, Y.; ZHANG, Q.; JIANG, L.; HUI, D.; WAN, S. Nonlinear responses of soil respiration to precipitation changes in a semiarid temperate steppe. **Scientific Reports**, v. 7, n. 03, p. 45782, 2017.

MIHIRET, M.; GHAZARYAN, L.; VONSHAK, A.; GILLOR, O. THE combined effects of treated wastewater irrigation and plastic mulch cover on soil and crop microbial communities. **Biology and Fertility of Soils**, v. 56, p. 729-742, 2020.

MINZ, D.; KARYO, R.; GERSTL, Z. Effects of treated municipal wastewater irrigation on soil microbiology. **Treated Wastewater in Agriculture: Use and Impacts on the Soil Environment and Crops**, p. 351-381, 2010

MKHININI, M.; BOUGHATTAS, I.; ALPHONSE, V.; LIVET, A.; GIUSTI-MILLER. S.; BANNI, M.; BOUSSERRHINE, N. Heavy metal accumulation and changes in soil enzymes activities and bacterial functional diversity under long-term treated wastewater irrigation in East Central region of Tunisia (Monastir governorate), **Agricultural Water Management**, V. 235, p. 106150, 2020.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: Universidade Federal de Lavras, 2006. 626 p.

MULUMBA, L. N.; LAL, R. Efeitos da cobertura morta em propriedades físicas selecionadas do solo. **Soil and Tillage Research**, v. 98, n. 1, p. 106-111, 2008.

MUÑOZ, K.; THIELE-BRUHN, S.; KENNGOTT, K.G.J.; MEYER, M.; DIEHL, D.; STEINMETZ, Z.; SCHAUMANN, G.E. Effects of Plastic versus Straw Mulching Systems on Soil Microbial Community Structure and Enzymes in Strawberry Cultivation.. **Soil Systems**. v. 6, n. 1, p. 21, 2022.

MURPHY, B. Key soil functional properties affected by soil organic matter –evidence from published literature. **IOP conference series: Earth and environmental science**. v. 25, n. 01, p. 012008, 2015

MUYEN, Z.; MOORE, G. A.; WRIGLEY, R. J. Soil salinity and sodicity effects of wastewater irrigation in South East Australia. **Agricultural Water Management**, v. 99, n. 1, p. 33–41, 1, 2011.

OCIO, J.A. & BROOKES, P.C. An evaluation of methods for measuring the microbial biomass in soils following recent additions of wheat straw and characterization of the biomass that develops. **Soil biology and Biochemistry**, v. 22, n. 5, p. 685-694, 1990.

OFORI, S., PUŠKÁČOVÁ, A., RŮŽIČKOVÁ, I., WANNER, J, Treated wastewater reuse for irrigation: Pros and cons. **Science of The Total Environment**, v. 760, p. 144026, 2021.

OLIVEIRA SILVA, M.; SANTOS, M. P.; PAZ SOUSA, A. C.; SILVA, R. L. V.; MOURA, I. A. A.; SILVA, R. S.; SILVA COSTA, K. D. Qualidade do solo: indicadores biológicos para um manejo sustentável. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n.1, p. 6853-6875, 2021.

OLSEN, S.R.; COLE, C.V.; WATANABE, F.S.; DEAN, L.A. **Estimation of available phosphorus in soils extraction with sodium bicarbonate**. Washington: USDA, 19p. (Circular, 939), 1954.

ONYEKWELU, J.C.; MOSANDL, R.; STIMM, B. Effect of land-use systems and seasonal variation on microbial biomass and population in tropical rainforest soils **Nigerian Journal of Forestry**, n. 40, v. 2, p. 60-68, 2011.

PAN, N.; HOU, Z.-A.; CHEN, W.-P.; JIAO, W.-T.; PENG, C.; LIU, W. Study on soil enzyme activities and microbial biomass carbon in greenland irrigated with reclaimed water. **Huan Jing Ke Xue = Huanjing Kexue**. v.33, p.4081–4087, 2012.

PEREIRA, M. C. A.; AZEVEDO, C. A. V.; DANTAS NETO, J.; PEREIRA, M. O.; RAMOS, J.G.; NUNES, K. G.; LYRA, G. B.; SABOYA, L. M. F. Production Of Forage Palm Cultivars (Orelha De Elefante Mexicana, Ipa-Sertânia And Miúda) Under Different Salinity Levels In Irrigation Water. **Australian Journal of Crop Science**, v.15, n.07, p. 977-982,2021.

PORTO, E. M. V.; ALVES, D. D.; VITOR, C. M. T.; DA SILVA, M. F.; MAGALHÃES, C. G.; DE SOUZA DAVID, A. M. S.; BRANT, C. J. A. Produção de biomassa de cultivares do capim buffel submetidos à adubação nitrogenada. **Revista Unimontes Científica**. Montes Claros, v. 19, n.1, 2017.

POURMOHAMMADBAGHER, H.; SAHBAEI, Z.; RAHMANI, H. R. Effects of irrigation with secondary treated wastewater on physicochemical and microbial properties of soil and produce safety in a semi-arid area. **Water Research**, v. 144, p. 356–364, 2018.

PROMMER, J.; WALKER, T. W.; WANEK, W.; BRAUN, J.; ZEZULA, D.; HU, Y.; RICHTER, A. Increased microbial growth, biomass, and turnover drive soil organic carbon accumulation at higher plant diversity. **Global change biology**, v. 26, n. 2, p. 669-681, 2020.

RAMÍREZ, K.; CRAINE, J.; FIERER, N. Consistent effects of nitrogen amendments on soil microbial communities and processes across biomes. **Global change biology**, v. 18, n. 6, p. 1918-1927, 2012.

RIBEIRO, L. L. O.; CADENA, A. L. S.; WEBER, E. S.; SPOHR, E.; DE ALMEIDA, K. F. **Considerações sobre os indicadores biológicos de qualidade do solo**. Disponível em: <https://downloads.editoracientifica.com.br/articles/220308331.pdf>. Acesso em 17 de janeiro de 2023.

ROCHA FILHO, R. R.; SANTOS, D. C.; VÉRAS, A. S. C.; SIQUEIRA, M. C. B.; NOVAES, L. P.; LUNA, R. M.; MONTEIRO, C. C. F.; FERREIRA, M. A. Can spineless forage cactus be the queen of forage crops in dryland areas? **Journal of Arid Environments**, v. 186, p. 104426, 2021.

ROTH, V. N.; LANGE, M.; SIMON, C.; HERTKORN, N.; BUCHER, S.; GOODALL, T.; GLEIXNER, G. Persistence of dissolved organic matter explained by molecular changes during its passage through soil. **Nature Geoscience**, v.12, n.9, p.755-761, 2019.

ROUT, P. R.; ZHANG, T. C.; BHUNIA, P.; SURAMPALLI, R. Y. Treatment technologies for emerging contaminants in wastewater treatment plants: A review. **Science of the Total Environment**, v. 753, p. 141990, 2021.

QIAN, X.; GU, J.; PAN, H. J.; ZHANG, K. Y.; SUN, W.; WANG, X. J.; GAO, H. Effects of living mulches on the soil nutrient contents, enzyme activities, and bacterial community diversities of apple orchard soils. **European Journal of Soil Biology**, v. 70, p. 23-30, 2015.

SALVADOR, K. R. S.; JARDIM, A. M. R. F.; ARAÚJO JÚNIOR, G. N.; ALVEZ, C. P.; PINHEIRO, A. G.; PEREIRA, R. C. G.; SOUZA, L. S. B.; SILVA, T. G. F. Intensificação de sistemas de produção de palma forrageira por meio de consorciação rotativa com gramíneas, leguminosas e oleaginosas: uma revisão. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.14, n.04, p. 2369-2390, 2021.

SANTOS, A. C.; BOECHAT, S. L.; SARAIVA, P. C.; ARAUCO, A. M. S.; ROCHA, F. A.; PEIXOTO, M. F. S. P. Application of treated domestic sewage effluent on the quality indicators of an Oxisol cultivated with castor bean. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 66, n.2, p. 077-084, 2019.

SANTOS, G. R. D. A. U.; GUIM, A. U.; SANTOS, M. V. F. D.; FERREIRA, M. D. A.; LIRA, M. D. A.; DUBEUX JÚNIOR, J. C. B.; SILVA, M. J. D. U. Caracterização do pasto de capim-buffel diferido e da dieta de bovinos, durante o período seco no sertão de Pernambuco. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 34, n. 2, p. 454-463, 2005.

SEDIGHI, A.; KARRABI, M.; SHAHNAVAZ, B.; MOSTAFAVINEZHAD, M. Bioenergy production from the organic fraction of municipal solid waste and sewage sludge using mesophilic anaerobic co-digestion: An experimental and kinetic modeling study. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 153, p. 111797, 2022.

SHEN, Y.; CHEN, Y.; LI, S. Microbial Functional Diversity, Biomass and Activity as Affected by Soil Surface Mulching in a Semiarid Farmland. **PloS one**, v. 11, n. 7, p. e0159144, 2016.

SILVA, C. O. F.; PUTTI, F. F.; MANZIONE, R. L.. Panorama da evolução da agricultura irrigada no sudeste do Brasil entre 2006 e 2017. **Irriga**, v. 1, n. 3, p. 446-457, 2021.

SILVA, J. D.; QUEIROZ, A. C. **Análise de alimentos: métodos químicos e biológicos**. Viçosa:UFV, 2006. 235p.

SILVA, J.G.M.; NOVAES, L.P.; AGUIAR, E.M. **Palma forrageira irrigada e adensada: uma reservaforrageira estratégica para o semiárido potiguar**. Brasília, Embrapa, 62p. , 2015.

SILVA, T. G. F.; ARAÚJO, G. G. L.; MOURA, M. S. B.; SOUZA, L. S. B. Agrometeorological research on forage cactus and its advances in Brazil. **Amazonian Journal of Plant Research**, v. 1, n. 2, p. 45-68, 2017.

SIMON, C. A.; LIMA, S. F.; CORDEIRO, M. S.; SECCO, V. A.; NACATA, G.; SILVA, A. M. M.; SILVA BRASIL, M. Cover crops as modifying agents of microbiological soil attribute. **Australian Journal of Crop Science**, v.13, n.10, p. 1578, 2019.

SINGH, P.K.; DESHBHRATAR, P.B.; RAMTEKE, D.S. Effects of sewage wastewater irrigation on soil properties, crop yield and environment. **Agricultural water management**, v. 103, p. 100-104, 2012.

SINGH, V.; VAN OOSTEROM, E. J.; JORDAN, D. R.; MESSINA, C. D.; COOPER, M.; HAMMER, G. L. Morphological and architectural development of root systems in sorghum and maize. **Plant Soil**; v. 333, p. 287–299, 2010.

SOARES, W. A.; SILVA, S. R.; LIMA, J. R. S. Land-use change effect on the hydrodynamic characteristics of soil in the Brazilian semi-arid region. **Revista Ambiente & Água**, v. 15, n. 2, 2020.

SOUZA, M. J. N.; OLIVEIRA, V. P. V. Os enclaves úmidos e sub-úmidos do semi-árido do nordeste brasileiro. **Mercator**, v. 5, n. 9, 2006.

SOUZA, T. P.; ANJOS, A. R.; CARMO ROCHA, M.; DE MORAIS, H. E. L.; ALBUQUERQUE, Á. R.; RAIMAM, M. P. Atividade microbiana como indicador de resposta ambiental em área de deposição de resíduo siderúrgico. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v.42, 2022.

SPOHN, M. Microbial respiration per unit microbial biomass depends on litter layer carbon-to-nitrogen ratio. **Biogeosciences**, v.12, p. 817 – 823, 2015.

STÖCKER, C. M.; MONTEIRO, A. B.; BAMBERG, A. L.; CARDOSO, J. H.; MORSELLI, T. B. G. A.; LIMA, A. C. R. Bioindicadores da qualidade do solo em sistemas agroflorestais. **Revista da Jornada de Pós-Graduação e Pesquisa-Congrega Urcamp**, Bagé, p. 848–859, 2017.

SUN, X.; WANG, G.; MA, Q.; LIAO, J.; WANG, D.; GUAN, Q.; JONES, D. L. Organic mulching promotes soil organic carbon accumulation to deep soil layer in an urban plantation forest. **Forest Ecosystems**, v. 8, n. 1, p. 1-11, 2021.

SUN, X.; YE, Y.; LIAO, J.; SOROMOTIN, A. V.; SMIRNOV, P. V.; KUZYAKOV, Y. Organic Mulching Increases Microbial Activity in Urban Forest Soil. **Forests**, v. 13, n. 9, p. 1352, 2022.

TABATABAEI, S. H.; NOURMAHNAD, N.; GOLESTANI KERMANI, S.; TABATABAEI, S. A.; NAJAFI, P.; HEIDARPOUR, M. Urban wastewater reuse in agriculture for irrigation in arid and semi-arid regions-A review. **International journal of recycling organic waste in agriculture**, v. 9, n.2, p. 193-220, 2020.

TARAFDAR, M.; BAHADUR, V.; RANA, S.; SINGH, R. K. A Review: Abiotic Stress on Transpiration, Stomatal Diffusive Resistance and Photosynthetic Rate. **Pharma Innov Journal**, v. 11, p. 1632-1635, 2022.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. Brasília: EMBRAPA, 2017.

THIELE-BRUHN, S.; SCHLOTTER, M.; WILKE, B.; BEAUDETTE, L. A.; MARTIN-LAURENT, F.; CHEVIRON, N.; MOUGIN, M.; ROMBKE, J. Identification of new microbial functional standards for soil quality assessment. **Soil**, v. 6, p. 17–34, 2020.

TRANNIN, I. C. B.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S. Características biológicas do solo indicadoras de qualidade após dois anos de aplicação de biossólido industrial e cultivo de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 1173-1184, 2007.

TRIPATHI, V. K., RAJPUT, T. B. S, PATEL, N, NAIN, L. Impact of municipal wastewater reuse through micro-irrigation system on the incidence of coliforms in selected vegetable crops. **Journal of Environmental Management**, v. 251, p. 109532, 2019.

TU, C.; RISTAINO, J.B.; HU, S. Soil microbial biomass and activity in organic tomato farming systems: effects of organic inputs and straw mulching **Soil Biology and Biochemistry**, v. 38, n. 2, p. 247-255, 2006

URBANO, V. R.; MENDONÇA, T. G.; BASTOS, R. G.; SOUZA, C. F. Effects of treated wastewater irrigation on soil properties and lettuce yield. **Agricultural Water Management**, v.181, p. 108-115, 2017.

VAN DER HOEK, W. A framework for a global assessment of the extent of wastewater irrigation: the need for common wastewater typology. 2004. In: FLORENCIO, L; BASTOS, R. K. X; AISSE, M. M. (coordenador). **Tratamento e utilização de esgotos Sanitários**. PROSAB –Edital IV. Recife: ABES. p.427 , 2006.

WANG, Y.; CHEN, L.; XIANG, W.; OUYANG, S.; ZHANG, T.; ZHANG, X.; KUZYAKOV, Y. Forest conversion to plantations: A meta-analysis of consequences for soil and microbial properties and functions. **Global Change Biology**, v. 27, n. 21, p. 5643-5656, 2021.

WARDLE, D. A. A comparative assessment of factors which influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soil. **Biological Reviews**, Cambridge, v.7, n.3, p. 321-358, 1992.

XAVIER, F. A. S.; PEREIRA, B. L. S. P.; SOUZA, E. A. S.; BORGES, A. L.; COELHO, E. F. Irrigation Systems, Fertigation and Mulch: Effects on the Physical, Chemical and Biological Attributes of the Soil with Banana Crop in Northeastern Brazil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 51, n. 20, p. 2592-2605, 2020.

YÁNEZ C.F. **Lagunas de Estabilización**. Cuenca, Ecuador: Monsalve, 1993.

YEOMANS, J.C.; BREMNER, J.M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 19, p.1467-1476, 1988.

ZHAO, L.; LIU, Y.; WANG, Z.; YUAN, S.; QI, J.; ZHANG, W.; LI, X. Bacteria and fungi differentially contribute to carbon and nitrogen cycles during biological soil crust succession in arid ecosystems. **Plant and Soil**, v. 447, p. 379-392, 2020.

ZHANG, Fan; WANG, Chenbing, ZHAO, Xiumei, WANG, Falin. Effect of the Ridge Film Mulching on Soil Microbial Biomass Carbon and Nitrogen and Soil Basal Respiration in Dryland Apple Orchard[J]. **Journal of Nuclear Agricultural Sciences**, v.32, n.7, p.1448-1455, 2018.

ZHANG, L.; ZHOU, T. Drought over East Asia: a review. **Journal of Climate**, Boston, v. 28, n. 8, p. 3375-3399. 2015.

ZHANG, Z.; QIANG, H.; MCHUGH, A.D.; HE, J.; H., WANG, Q.; LU, Z. Effect of conservation farming practices on soil organic matter and stratification in a monocropping system of Northern China. **Soil and Tillage Research**, v. 156, p. 173-181, 2016.

ZOLTI, A.; GREEN, S. J.; MORDECHAY, E. B.; HADAR, Y.; MINZ, D. Root microbiome response to treated wastewater irrigation. **Science of the Total Environment**, v. 655, p. 899-907, 2019.