

UNIVERSIDADE CATÓLICA DOM BOSCO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU* EM  
CIÊNCIAS AMBIENTAIS E SUSTENTABILIDADE AGROPECUÁRIA

Solos Irrigados com Água de Reúso: Aspectos de Salinização e  
de Produção Agrícola com Biossólidos

Autora: Ellen d'Eliane Santos Paulino  
Orientador: Fernando Jorge Corrêa Magalhães Filho  
Coorientador: Denilson de Oliveira Guilherme

Campo Grande  
Mato Grosso do Sul  
Abril – 2022

UNIVERSIDADE CATÓLICA DOM BOSCO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU* EM  
CIÊNCIAS AMBIENTAIS E SUSTENTABILIDADE AGROPECUÁRIA

Solos Irrigados com Água de Reúso: Aspectos de Salinização e  
de Produção Agrícola com Biossólidos

Autora: Ellen d'Eliane Santos Paulino  
Orientador: Fernando Jorge Corrêa Magalhães Filho  
Coorientador: Denilson de Oliveira Guilherme

"Dissertação apresentada, como parte das exigências para obtenção do título de MESTRE EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E SUSTENTABILIDADE AGROPECUÁRIA, no Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Ciências Ambientais e Sustentabilidade Agropecuária da Universidade Católica Dom Bosco - Área de concentração: "Sustentabilidade Ambiental e Produtiva" Aplicada a "Saúde, Ambiente e Sustentabilidade".

Campo Grande  
Mato Grosso do Sul  
Abril – 2022

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Bibliotecária Mourâmise de Moura Viana - CRB-1 3360

P328s Paulino, Ellen d'Eliane Santos

Solos irrigados com água de reúso: aspectos de salinização e de produção agrícola com biossólidos/ Ellen d'Eliane Santos Paulino sob orientação do Prof. Dr. Fernando Jorge Corrêa Magalhães Filho e coorientador Prof. Dr. Denilson de Oliveira Guilherme.-- Campo Grande, MS : 2022.

141 p.: il.;

Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Sustentabilidade Agropecuária) - Universidade Católica Dom Bosco, Campo Grande-MS, Ano 2022

Bibliografia: p. 20-34

1. Reúso do solo. 2. Solos - Salinização. 3. Solos agrícolas - Desenvolvimento sustentável. I. Magalhães Filho, Fernando Jorge Corrêa. II. Guilherme, Denilson de Oliveira. III. Título.

CDD: 631.47

**Solos irrigados com água de reúso: aspectos de salinização e de produção agrícola com biossólidos.**

**Autora:** Ellen d'Eliane Santos Paulino  
**Orientador:** Prof. Dr. Fernando Jorge Corrêa Magalhães Filho  
**Coorientador:** Prof. Dr. Denilson de Oliveira Guilherme

**TITULAÇÃO:** Mestre em Ciências Ambientais e Sustentabilidade Agropecuária  
**Área de Concentração:** Sustentabilidade Ambiental e Produtiva

APROVADA em 01 de abril de 2022.

A presente defesa foi realizada por webconferência. Eu, Fernando Jorge Corrêa Magalhães Filho, como presidente da banca assinei a folha de aprovação com o consentimento de todos os membros, ainda na presença virtual destes.



Prof. Dr. Fernando Jorge Corrêa Magalhães Filho – UCDB

Prof. Dr. Denilson de Oliveira Guilherme – UCDB

Profa. Dra. Paula Loureiro Paulo – UFMS

Profa. Dra. Jannaina Velasques da Costa Pinto – UFSB

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, por me conceder essa oportunidade e me amparar até a conclusão dessa etapa acadêmica. A força, a persistência e a coragem certamente foram dádivas nos momentos de tensão e desespero. Sem Ele, nada disso seria possível.

À minha família, minha mãe Eliane Paulino, minha irmã Flávia Labelle e, especialmente, ao meu pai, Flávio Pacelli, que literalmente disponibilizou sua "força" para o sucesso desta pesquisa. Como biólogo, foi meu parceiro nas inúmeras viagens para coletar material, regar o cultivo, conduzir utensílios e, principalmente, impulsionar e direcionar meus passos no percurso em dias quentes, frios e chuvosos, celebrando cada etapa e me consolando nos momentos "chorosos". Divido com o ele essa minha conquista.

Aos demais familiares que sempre acreditaram no meu sucesso, em especial a Tia Elissandra Santos e à prima Gabriele Santos que sempre estiveram disponíveis para contribuir com minha pesquisa.

Aos amigos: Aline, Luís Paulo, Leonardo, Cibely, Rebeca, Thais e Guilherme, que me apoiaram e estiveram comigo em diversos momentos, dando suporte, quando necessário, e se congratulando comigo por cada etapa conquistada.

Aos colegas do programa, acadêmicos e funcionários da universidade que me auxiliaram nas inúmeras etapas do meu Mestrado.

Aos Professores Doutores que compuseram minhas bancas de qualificação e defesa: Paula Loureiro Paulo, Jayme Ferrari Neto e Jannaina Velasques da Costa Pinto, minha eterna inspiração pelas lições de sabedoria.

Aos meus orientadores: Prof. Dr. Fernando Jorge Corrêa Magalhães Filho e Prof. Dr. Denilson de Oliveira Guilherme, pelo auxílio, pela paciência e pelos ensinamentos em todo meu percurso, sendo suportes e guias na construção de minha jornada e com os quais eu compartilho minha vitória.

À Fundação de Apoio ao Desenvolvimento do Ensino, Ciência e Tecnologia do Estado de Mato Grosso do Sul (FUNDECT) pela concessão de bolsa de estudos ao longo do período do Mestrado, que permitiu a realização desse trabalho.

## SUMÁRIO

	Página
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVOS GERAIS .....	4
2.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	4
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	5
3.1. TRATAMENTO DE ESGOTO .....	5
3.1.1. ÁGUAS RESÍDUARIAS NA IRRIGAÇÃO.....	7
3.1.1.1. SALINIZAÇÃO.....	10
3.1.2. BIOSSÓLIDOS NO SOLO.....	14
3.1.2.1. BIOSSÓLIDOS E METAIS PESADOS.....	16
Capítulo 1: Caracterização química de solos irrigados com águas de reúso por longos períodos.....	1
1. Introdução.....	2
2. Material e Métodos .....	5
3. Resultados e Discussões.....	10
4. Conclusões .....	23
5. Referências.....	24
Capítulo 2: Cultivo de milho em solo irrigado por águas de reúso adubado com biossólidos.....	1
1. Introdução.....	2
2. Material e Métodos .....	4
3. Resultados e Discussões.....	11
4. Conclusões .....	40
5. Referências.....	41

Capítulo 3: Metais pesados na planta e no solo, com biossólidos e irrigado por águas de reúso, em cultivo de milho.....	1
1. Introdução.....	2
3. Resultados e Discussões.....	7
4. Conclusões.....	19
5. Referências.....	20
4. CONCLUSÕES GERAIS.....	20
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	22

## LISTA DE ABREVIATURAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AR	Águas Residuárias
AC	Água Cinza
B	Boro
Ca	Cálcio
CaCl <sub>2</sub>	Cloreto de cálcio
CaCO <sub>3</sub>	Carbonato de cálcio
Cd	Cádmio
CE	Condutividade Elétrica
Cl-	Cloreto
CO <sub>2</sub>	Gás Carbônico
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
Cr	Cromo
CTC	Capacidade de Troca de Cátions
Cu	Cobre
DBC	Delineamento de Blocos Casualizados
ETAR	Estação de Tratamento de Águas Residuárias
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
EvaTAC	Sistema de Evapotranspiração e tratamento de água cinza clara
FA	Ácido Fúlvico
HA	Ácido Húmico
IWA	Internacional Water Association

K	Potássio
Mg	Magnésio
Mn	Manganês
MO	Matéria Orgânica
Mo	Molibdênio
MS	Mato Grosso do Sul
MSPA	Matéria Seca da Parte Aérea
MSR	Matéria Seca das Raízes
N	Nitrogênio
Na	Sódio
NBR	Norma Técnica
Ni	Níquel
P	Fósforo
Pb	Chumbo
pH	Potencial Hidrogeniônico
PST	Porcentagem de Sódio Trocável
RAS	Taxa de Adsorção de Sódio
S	Enxofre
UCDB	Universidade Católica Dom Bosco
Zn	Zinco

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Localização da área de estudo e pontos de amostragem. ... <b>Erro! Indicador não definido.</b>	
Figura 2: Sistema de Tratamento de Esgoto – UCDB.....	7
Figura 3: Sistema de Evapotranspiração e tratamento de água cinza clara – EvaTAC.....	8
Figura 4: Parâmetros relacionados à salinidade do solo.....	13
Figura 5: pH dos solos caracterizados.....	16
Figura 6: Matéria Orgânica e Carbono Orgânico.....	18
Figura 7: Parâmetros relacionados à fertilidade do solo.....	18
Figura 8: Parâmetros relacionados às bases trocáveis.....	22
Figura 9: Delineamento experimental.....	8
Figura 10: Fases de Desenvolvimento da Cultura do Milho.....	9
Figura 11: Medição da altura da planta.....	10
Figura 12: Parâmetros relacionados à salinidade dos solos agrícola e ETE.....	14
Figura 13: pH dos solos agrícola e ETE.....	17
Figura 14: MO e CO dos solos agrícola e ETE.....	18
Figura 15: Parâmetros relacionados à fertilidade dos solos agrícola e ETE.....	20
Figura 16: Nitrogênio dos solos agrícola e ETE.....	22
Figura 17: Macronutrientes dos solos agrícola e ETE.....	25
Figura 18: Gráfico de crescimento do milho.....	28
Figura 19: Teor de matéria seca foliar do milho.....	29
Figura 20: Crescimento das plantas de milho.....	30
Figura 21: Macronutrientes da folha de milho.....	31
Figura 22: Micronutrientes da folha de milho.....	33
Figura 23: Espigas de milho dos solos agrícola e ETE.....	36
Figura 24: Teor de Cobre nas folhas e solos.....	11

Figura 25: Teor de Chumbo nas folhas e solos.....	13
Figura 26: Teor de Molibdênio nas folhas e solos.....	14
Figura 27: Teor de Cromo nas folhas e solos.....	15
Figura 28: Teor de Níquel nas folhas e solos.....	16

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Parâmetros químicos dos efluentes. ....	9
Tabela 2: Parâmetros químicos dos solos – Parte 1. ....	11
Tabela 3: Parâmetros químicos dos solos – Parte 2. ....	11
Tabela 4: Tratamentos utilizados no experimento. ....	6
Tabela 5: Parâmetros químicos do biossólido. ....	7
Tabela 6: Parâmetros químicos do solo agrícola – Parte 1. ....	12
Tabela 7: Parâmetros químicos do solo agrícola – Parte 2. ....	12
Tabela 8: Parâmetros químicos do solo ETE – Parte 1. ....	13
Tabela 9: Parâmetros químicos do solo ETE – Parte 2. ....	13
Tabela 10: Número médio de espigas por pé de milho. ....	35
Tabela 11: Peso dos Grãos (kg). ....	37
Tabela 12: Produtividade (t.ha <sup>-1</sup> ). ....	39
Tabela 13: Metais pesados no biossólido e limite do CONAMA nº 498. ....	5
Tabela 14: Valores de metais pesados encontrados nos solos. ....	8
Tabela 15: Valores de metais pesados encontrados na matéria seca foliar. ....	9

## RESUMO

A demanda global por água e nutrientes e os riscos de insegurança no acesso desses insumos reforça a importância da prática do reúso agrícola. Por outro lado, essa solução pode acarretar em riscos ao solo, como a salinização e alterações de suas características. Outra alternativa para melhorar a estrutura do solo é o uso de bio sólidos, um composto orgânico rico em matéria orgânica e nutrientes, também proveniente do processo de tratamento biológico de águas residuárias como a água de reúso. Um dos principais problemas de seu uso é a adição de metais pesados ao solo, que também podem ser absorvidos pelas plantas. Sendo assim, esse trabalho teve como objetivo principal investigar o processo de salinização de solos irrigados com águas residuárias por um longo tempo e avaliar o uso associado de bio sólidos na produção agrícola e seu potencial contaminante, por meio da caracterização química e verificar seu potencial agrícola no cultivo de milho. Foi observado que as águas residuárias e o bio sólido incrementam nutrientes e matéria orgânica no solo, porém trazem riscos de salinidade com o aumento da condutividade elétrica para 822,4 e 690,6  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , nas doses mais elevadas. Os macro e micronutrientes disponibilizados na aplicação de bio sólidos trazem benefícios para o cultivo de milho, com crescimentos e produção elevada de até 10,63  $\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}$ , acima da média estadual de 5,6  $\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}$ . Ademais, tomando como referência a nova Resolução do CONAMA nº 498, não há contaminação dos solos por metais pesados, sem acúmulo no solo local e nas plantas.

**Palavras-chave:** reúso, salinidade, bio sólidos, cultivo de milho, metais pesados.

## ABSTRACT

The global demand for water and nutrients and the risks of insecurity in the access to these inputs reinforce the importance of the practice of agricultural reuse. On the other hand, this solution can lead to risks to the soil, such as salinization and changes in its characteristics. Another alternative to improve soil structure is the use of biosolids, an organic compound rich in organic matter and nutrients, also from the biological treatment process of wastewater such as reused water. One of the main problems of its use is the addition of heavy metals to the soil, which can also be absorbed by plants. Therefore, this work had as main objective to investigate the salinization process of soils irrigated with wastewater for a long time and to evaluate the associated use of biosolids in agricultural production and its contaminating potential, through chemical characterization and to verify its agricultural potential in the maize crop. It was observed that wastewater and biosolids increase nutrients and organic matter in the soil, but bring salinity risks with the increase of electrical conductivity to 822.4 and 690.6  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  at the highest doses. The macro and micronutrients available in the application of biosolids bring benefits to maize crop, with growth and high production of up to 10.63  $\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}$ , above the state average of 5.6  $\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}$ . Furthermore, taking the new CONAMA Resolution 498 as a reference, there is no contamination of soils by heavy metals, without accumulation in the local soil and in plants.

**Keywords:** reuse, salinity, biosolids, corn cultivation, heavy metals.

## 1. INTRODUÇÃO

Mudanças climáticas e eventos climáticos extremos, crescimento populacional rápido e desordenado, combinado com a ampliação da urbanização e a mudança no padrão de consumo humano, e um desenvolvimento industrial cada vez maior, têm aumentado a demanda por recursos hídricos em diversas regiões do mundo. Uma opção ambientalmente correta é a aplicação de águas residuárias tratadas (água de reúso) como uma abordagem apropriada para economizar quantidades significativas de água e aliviar a escassez e ainda promover a recuperação de nutrientes.

Apesar das águas residuárias (esgoto doméstico, efluentes industriais, água cinza e entre outras) serem uma alternativa eficaz e barata para irrigação no setor do agronegócio, seu uso precisa ser monitorado e previamente calculado para que não se torne um risco para o solo e cultura. As águas provenientes de esgoto tratado contêm uma grande quantidade de sais dissolvidos que podem reduzir o rendimento das culturas e degradar a qualidade do solo, a longo prazo (Khanpae, 2020). A salinização de solos é um grave risco ambiental que ameaça a agricultura sustentável, sendo associado muitas vezes ao uso inadequado dessas águas em regiões áridas e semiáridas, com baixa pluviosidade, podendo gerar inúmeras consequências econômicas e sociais (Marouelli, 2003).

O acúmulo de sais solúveis no solo causa degradação da terra, deterioração da qualidade da água e sérios problemas relacionados ao desenvolvimento agrícola (Cassel e Sharma 2018; Fang et al. 2005). Um grande volume de águas residuárias não tratadas de alta salinidade são descarregadas diretamente no solo causando grandes danos ao meio ambiente (Ucker, 2013). Essas águas reduzem fortemente a

produtividade do solo, afetam o ambiente hídrico, atrapalham o desenvolvimento econômico e ameaçam a produção de alimentos, como observado por Zhao et al., (2020). Porém, os autores também mostraram que a composição e a concentração de águas residuais salinas dependem de suas fontes, indicando que diferentes tipos de tratamento geram águas residuárias com características distintas. Desse modo, sistemas de tratamentos que geram efluentes com baixas concentrações de sais podem promover o incremento de nutrientes sem causar salinidade, como por exemplo, sistemas de wetlands com tratamento de água cinza (Silva, 2018).

Segundo Miranda (2011), quando há salinidade, uma das técnicas de correção utilizadas na diminuição da concentração de sais nos solos corresponde ao uso de adubos orgânicos, por serem de fácil acesso aos pequenos produtores e gerar resultados satisfatórios. A maior parte dos adubos de origem orgânica contém vários nutrientes para as plantas, sendo esses principalmente nitrogênio e fósforo. Além de pequenas quantidades de potássio e outros elementos, tais como os condicionadores orgânicos, que também podem contribuir na redução da percentagem de sódio trocável (PST) devido à liberação de gás carbônico (CO<sub>2</sub>) e ácidos orgânicos, e os ácidos húmicos, durante a decomposição da matéria orgânica, além de atuarem como fontes de cálcio e magnésio, em detrimento do sódio (Kominko, 2017).

Por ser composto de matéria orgânica em decomposição, rica em nutrientes e substâncias húmicas, o lodo de esgoto tratado, denominado biossólido, pode ser uma alternativa viável para a diminuição da condutividade elétrica de solos salinos, após o tratamento prévio adequado (Elgallal, 2016). Os biossólidos aumentam a matéria orgânica no solo, melhorando a capacidade de retenção da água e absorção de nutrientes, podendo auxiliar na produção e, possivelmente, reduzir os custos com fertilizantes em áreas geralmente extensas, particularmente na reposição de nitrogênio e fósforo. As substâncias húmicas presentes na composição do biossólido realizam trocas que liberam o sódio (Na) do solo de forma que esse seja lixiviado e assim diminui a concentração de sais no solo.

Autores como Yazdanbakhsh et al. (2020), perceberam que a adição de biossólidos e esterco de vaca podem diminuir o estresse salino e aumentar a taxa de germinação de 50% a 176%. Tejada et al. (2006) e Walker e Bernal (2008) constataram que o biossólido foi eficaz para a remediação do solo salino. Além disso, Lakhdar et al. (2010) relataram que o uso de biossólidos melhorou significativamente

as propriedades físico-químicas do solo, principalmente os teores de carbono e nitrogênio.

Sendo assim, uma Estação de Tratamento de Esgotos pode além de gerar água de reúso para fins agrícolas, produzir biossólidos que podem ser utilizados para manutenção da qualidade do solo que pode vir a sofrer com o processo de salinização. Entretanto, a literatura ainda é escassa com relação aos estudos de associação desses dois subprodutos. A utilização do biossólido como carga de matéria orgânica pode ser uma opção viável e de baixo custo para a recuperação de solos salinos, além de agregar valor ao lodo de esgoto, alterando seu destino final, com menor impacto no ambiente, diminuindo os riscos de danos para a fauna e a flora aquática e os seres humanos.

Por outro lado, além de ser fonte de material orgânico e nutrientes, com variações nas características dependendo de sua origem, o biossólido também pode concentrar uma grande quantidade de patógenos e metais pesados em sua composição, podendo contribuir para a contaminação do solo, quando dosados em excesso, afetando os processos bioquímicos do solo e exercendo efeitos negativos sobre o desenvolvimento das plantas (Santos, 2019).

Neste sentido, a hipótese dessa dissertação é que a irrigação com águas residuárias de esgotamento sanitário e água cinza, possa apresentar um solo com características salinas e parâmetros químicos distintos do ideal de um solo agrícola utilizado para plantio, e que os biossólidos possam ser uma alternativa para melhorar essas condições.

O objetivo do trabalho foi investigar o processo de salinização de solos irrigados com águas residuárias em relação à um solo agrícola e avaliar o uso associado de biossólidos na produção agrícola, pela análise das características químicas e potencial de acúmulo de metais pesados; e pela produção de milho cultivado nesses tipos de solos com diferentes doses de biossólidos.

## 2. OBJETIVOS GERAIS

Investigar o processo de salinização de solos irrigados com águas residuárias e avaliar o uso de biossólidos na produção agrícola e seu potencial contaminante.

### 2.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar quimicamente o efeito de dois tipos de solos irrigados com água de reúso (águas residuárias – esgoto doméstico e água cinza) em relação aos solos com potencial agrícola;
- Avaliar a produção de milho cultivado em solo irrigado por água de reúso e adubados com diferentes doses de biossólidos;
- Avaliar o acúmulo de metais pesados no solo e nas folhas por diferentes doses de biossólidos no plantio de milho.

### 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1. TRATAMENTO DE ESGOTO

O esgoto sanitário é o “despejo líquido constituído de esgotos doméstico e industrial, água de infiltração e contribuição pluvial parasitária”, sendo essa, a parcela de escoamento superficial absorvida pela rede, segundo a definição da norma brasileira NBR 9648 (ABNT, 1986). Em seu tratamento existem duas fases: 1 – A líquida, em que esgoto sanitário é constituído por despejos domésticos, industriais e águas de infiltração e 2 – A sólida, constituída pelos resíduos resultantes do processo da fase líquida como sólidos grosseiros, areia e lodo. Pelo fato desse resíduo ser rico em matéria orgânica, metais pesados e patógenos nocivos à saúde e ao meio ambiente, é necessário um tratamento adequado de acordo com as características dos resíduos recebidos e do resultado final que se deseja, além de um descarte adequado (Gomes, 2019).

Os resíduos provenientes do tratamento de esgoto são, principalmente: a água (efluente), geralmente devolvida aos cursos de água, lagos e oceano; e o material sólido (lodo de esgoto) que é posteriormente tratado e descartado por várias rotas, como: aterro e incineração. Outra alternativa é a utilização, como fertilizantes orgânicos, em solos (Nuvolari, 2003).

Sperling (2013) afirma que o lodo é gerado a partir de todos os processos de tratamento biológico, sendo considerados como: lodo primário, secundário, biológico ou excedente, devido às características de sua composição. O lodo deve ser tratado nas ETEs após passar pela fase líquida e ser removido ou descartado conforme a disposição final ou reúso, sendo sempre fundamental buscar alternativas de disposição final que apresentem benefícios para seu uso.

Dessa forma, o lodo de esgoto devidamente tratado e processado, se torna bio sólido, material orgânico rico em nutrientes produzido a partir de instalações de tratamento de águas residuárias. Além disso, os bio sólidos podem ser reciclados e aplicados como fertilizantes para melhorar e manter solos produtivos e estimular o crescimento das plantas, por conter nutrientes essenciais para as plantas (por exemplo, nitrogênio e fósforo), um alto teor de matéria orgânica e ser facilmente degradável (Kumar, 2017).

Lino (2013) mostra que a estação de tratamento de águas residuárias convencional (ETAR) gera grande quantidade de lodo após a decantação dos sólidos provenientes de tratamentos primários (sedimentação) e secundários (biológicos). Todo o lodo é concentrado por flotação, espessamento, centrifugação e desidratação. As variações na quantidade e qualidade das lamas misturadas são principalmente definidas pelos hábitos domésticos, bem como pelo correto funcionamento das diferentes unidades de tratamento na ETAR. No entanto, a composição comum inclui compostos orgânicos e inorgânicos.

Os compostos orgânicos são principalmente organismos microbianos e substâncias poliméricas extracelulares da secreção e lise celular, bem como matéria orgânica sedimentável de águas residuais, como celulose ou ácidos húmicos. A matéria inorgânica é normalmente 20–50% da matéria seca. A estabilização do lodo por digestão anaeróbia é uma etapa crucial para remover patógenos, sólidos e odores ruins, para aumentar o conteúdo de amônia e para melhorar a mineralização parcial da matéria orgânica (Agabo-Garcia, 2019).

O reúso de águas residuárias também tem sido incentivado como forma de minimizar a escassez de água potável e a degradação de mananciais causada pelo despejo direto de esgotos e resíduos, sendo hoje um fator importante para a gestão dos recursos hídricos. O poder de depuração dos solos é maior que o das águas, pois o solo funciona como filtro e promove a decomposição da matéria orgânica que ainda possa estar presente em efluentes tratados. Para a agricultura, o reúso de efluentes fornece, além de água, alguns nutrientes necessários para as plantas. Entretanto, o uso dessas águas residuárias em solos deve ser monitorado de modo constante, para que não haja contaminação no sistema solo-água-planta (Bertoncini, 2008).

### 3.1.1. ÁGUAS RESÍDUARIAS NA IRRIGAÇÃO

O uso de água potável para irrigação não é mais uma opção viável em muitos países ao redor do mundo. Com as mudanças nos padrões climáticos, há uma baixa confiabilidade na precipitação local, juntamente com o aumento de secas prolongadas em diversos locais, fortemente dependentes da produção agrícola. Desse modo a busca por fontes alternativas de água para irrigação vem crescendo e se tornando cada vez mais necessária. Uma dessas fontes são as águas residuárias, importantes por conter um volume constante de água de irrigação disponível durante todo o ano e matéria orgânica e outros nutrientes inestimáveis para os solos, além do fato de que se não forem usadas para irrigação, essas águas serão descartadas em corpos d'água (Muyen, 2011).

A aplicação de águas residuárias em diferentes solos e culturas pode ser efetuada por meio de métodos básicos de irrigação, sendo necessário levar em conta as características físico-químicas do efluente a ser usado. Os métodos mais utilizados na irrigação com águas residuárias são: 1 – Inundação ou canais laterais, molhando a superfície do solo; 2 – Sulcos com pequenas lâminas de irrigação na superfície do solo; 3 – Aspersores com irrigação do solo e cultura; 4 – Subsuperficial, irrigando pequena porção do solo; 5 – Por meio de gotejamento, ajustando a taxa de água para cada planta individualmente e 6 – Wetlands, onde após o tratamento, o solo é irrigado pela saída do tratamento (Brites, 2008).

Prakash et al. (2020) dizem que a água de irrigação tem uma ampla faixa de concentração de sal, dependendo principalmente das características da água. A concentração relativa de sais presentes na água de irrigação desempenha um papel vital no desenvolvimento do problema de salinidade no solo. Globalmente, pelo menos 18 milhões de hectares de terra são irrigados por águas residuais tratadas, não tratadas ou diluídas. A irrigação agrícola com águas residuais é inevitável, devido à grande escassez de água em áreas áridas, semiáridas e secas ao redor do mundo. Infelizmente, o uso de águas residuais não tratadas está se tornando um problema urgente, especialmente nos países em desenvolvimento (Verbyla, 2016).

Segundo Al-Nakshabandi (1997) os benefícios agronômicos e econômicos do uso de águas residuárias na irrigação são óbvios. O autor relata um aumento no rendimento da produtividade como resultado do uso de efluentes de esgoto para irrigação. Este aumento foi atribuído à presença de altos níveis de elementos

nutrientes, como o nitrogênio, fósforo e potássio em águas residuárias. De acordo com a Internacional Water Association – IWA (2018) a irrigação com águas residuárias tratadas vem chamando a atenção global nos últimos anos, especialmente em ambientes com escassez de água, onde os agricultores geralmente não têm outra opção a não ser usar águas residuárias. Ucker (2013) traz que, apesar de não ser uma prática nova, o interesse pelo reúso internacional de águas residuárias se mostra crescente para a reutilização em diversas culturas.

As águas residuárias podem ter um efeito positivo no solo e, eventualmente, uma vez que são frequentemente ricas em matéria orgânica e nutrientes como nitrogênio, potássio e fósforo. O uso deste enorme recurso na agricultura pode permitir aumento da produtividade e, também pode diminuir a poluição ambiental. (GhassemiSahebi, 2020). A irrigação com essas águas tem a vantagem de transferir macro e micronutrientes (por exemplo, nitrogênio, fósforo, potássio, zinco, ferro, manganês, boro) e compostos orgânicos de baixo peso molecular para o solo agrícola, todos os quais são essenciais para o crescimento de plantas e organismos do solo (Gatta et al., 2015). Mais importante ainda, a irrigação com águas residuárias permite o descarte de efluentes tratados de forma econômica e ecologicamente correta. No entanto, além dos nutrientes, a maioria das águas residuais contém elevadas concentrações de metais pesados, bactérias e vírus patogênicos e, portanto, as questões ambientais e de saúde associadas ao reúso de águas residuárias não podem ser ignoradas. A irrigação com água residual pode afetar adversamente não apenas a estrutura do solo, a qualidade do solo e o desenvolvimento da cultura, mas também o meio ambiente circundante, a segurança ecológica e a saúde humana (Awasthi et al., 2016).

Segundo Liu (2021), se as águas residuárias não tratadas forem despejadas diretamente no solo, é provável que aconteça a poluição do solo e das águas subterrâneas, pois facilitam o acúmulo de nitrogênio, fósforo, sal, *Escherichia coli* e alteram o pH na camada superior do solo. No entanto, a irrigação com águas residuárias domésticas tratadas (água cinza) resulta na restauração do solo em relação à taxa de infiltração; formação da estrutura do solo e acúmulo de matéria orgânica, além de aumentar atividade enzimática do solo, abundância e diversidade microbiana. Desse modo, a irrigação com águas residuárias contendo menos poluentes, como ocorre com a água cinza, promove a bioeconomia circular e

restauração do ecossistema por meio do reúso de águas e acúmulo de nutrientes no solo.

Muyen (2011) ressalta que, embora o potencial de reutilização de águas residuárias na irrigação seja enorme, há motivos para preocupação quando o processo de irrigação não é gerenciado de modo adequado. Antes de realizar a irrigação, é necessário identificar as características físicas e químicas das águas residuárias, além da qualidade sanitária, as características do solo, a tolerância das culturas a serem utilizadas, o clima local, o manejo da irrigação e a drenagem. O sucesso desse tipo de sistema depende da capacidade do solo de integrar a água, os nutrientes e outros contaminantes que possam estar presentes (Ucker, 2013).

Entre as principais limitações para a irrigação sustentável das águas residuárias estão a lixiviação excessiva de nitrato para as águas subterrâneas, a salinidade e os efeitos do aumento da sodicidade do solo nos usos atuais e futuros da terra (Muyen 2011). Os sais dissolvidos em águas residuárias interagem com o solo por meio da realização de troca iônica, dispersão e floculação de argilas. Em grandes quantidades, sua presença pode limitar a disponibilidade de água e nutrientes para as culturas, afetando o rendimento e, conseqüentemente, prejudicando o produtor (Santos, 2008).

Shakir (2017) mostra que as águas residuárias são uma fonte de nutrientes vegetais e matéria orgânica, porém, podem conter constituintes químicos indesejáveis e patógenos que apresentam riscos ambientais e à saúde. Vários fatores de risco foram identificados na reutilização de águas residuárias, sendo alguns deles impactos de curto prazo (por exemplo, patógenos microbianos), enquanto outros têm impactos de longo prazo que aumentam com o uso continuado de águas residuárias, por exemplo, efeitos de salinidade no solo.

Ganjegunte et al. (2018) mostram que além de metais pesados, altos níveis de substâncias inorgânicas dissolvidas, como sais solúveis, também estão contidos nas águas residuais, podendo o total de sais dissolvidos em águas residuais tratadas variar de 200 a 3000 mg.L<sup>-1</sup>. Portanto, a irrigação com águas residuárias tem o potencial de promover a salinização do solo. Sais que se acumulam por evapotranspiração a um alto nível no solo podem impor vários estresses ao crescimento da planta, como estresse hiperosmótico, estresse oxidativo e toxicidade

iônica. Em solos sódicos, a troca iônica frequente dos íons de sódio e hidrogênio causa a dissociação da água na solução do solo, resultando em níveis aumentados de NaOH no meio; como consequência, o pH do solo pode aumentar para valores acima de 10,5. O pH do solo exibiu correlações negativas consistentes com a estrutura do solo, e o pH elevado do solo resulta na dissolução da matéria orgânica, na desintegração dos agregados do solo e aumenta a extensão da compactação do solo (Wang, 2019)

Sabe-se que as águas residuárias tratadas contêm quantidades consideráveis de carbono orgânico dissolvido e outras fontes de nutrientes, como nitrogênio (N) e, fósforo (P) o que poderia melhorar o status dos nutrientes do solo. No entanto, maior salinidade e sodicidade nas águas residuárias tratadas representariam uma séria preocupação ambiental com a salinização do solo e reduziriam a produtividade agrícola (Chaganti, 2020).

#### 3.1.1.1. SALINIZAÇÃO

Um estudo no oeste dos EUA mostrou que a irrigação com águas residuárias aumentou a condutividade elétrica (CE) e a taxa de adsorção de sódio (RAS) em 187% e 481%, respectivamente, em relação às zonas do solo irrigadas com água de poço (Qian e Mecham, 2005). Isso significa que a salinização do solo foi significativamente promovida pela irrigação por águas residuárias. Resultados semelhantes também foram relatados no Oriente Médio (Rusan et al., 2007) e na Tunísia (Klay et al. 2010).

Um estudo realizado na Jordânia mostra que a irrigação com águas residuais aumentou a salinidade do solo duas a três vezes em comparação com um local de controle (Al-Zu'bi, 2007). Verificou-se também que a irrigação com águas residuais a longo prazo no Vale do Mezquital, no México, levou ao aumento da salinização do solo e, especialmente, à saturação de Na (Friedel et al., 2000).

Alguns trabalhos demonstram que o aumento da concentração de sais do solo após a irrigação pode estar associado à decomposição da matéria orgânica dissolvida adicionada ao solo pelas águas residuárias. Estima-se que uma aplicação anual de 1000 mm de água de irrigação com 500 mg.L<sup>-1</sup> de Sólidos Totais Dissolvidos (STD) pode levar a um adicional de 5 t/ha/ano de sal no solo, a menos que seja adequadamente drenado. Um estudo realizado em 1993 mostrou que a irrigação com

águas residuais aumenta o rendimento das culturas de milho e sorgo até o nível de salinidade atingir  $2330 \text{ mg.L}^{-1}$  de STD após o qual o rendimento diminuiu (Muyen et al., 2011). Nesta causa, a sua decomposição ao longo do tempo pode produzir alcalinidade adicional no solo e precipitar parte do cálcio e magnésio na solução do solo como calcita e magnesita, aumentando assim a concentração da solução do solo (Jahany, 2020).

Segundo Zhu (2020), a salinização do solo é um problema mundial que afeta aproximadamente  $10 \text{ milhões de km}^2$  de terra. Ela também é o segundo principal motivo da degradação do solo após a erosão, e é expresso que  $2.000\text{ha}$  de terra arável perdem produtividade diariamente em escala global devido à salinização, (Zaman et al., 2018).

Akhtar (2019) prevê que a salinidade do solo pode causar vários estragos no ecossistema agrônômico, pois é previsto que cerca de 50% da terra será salina nos próximos 50 anos, mas as técnicas de enfrentamento podem reduzir e até mitigar o impacto adverso da salinidade do solo. É provável que este problema se agrave ainda mais com as mudanças climáticas esperadas; especialmente em relação ao aumento na temperatura e mudanças no padrão de chuvas. O aumento da temperatura aumentará a necessidade de evapotranspiração das safras e, portanto, a concentração de sais dissolvidos nas regiões áridas e semiáridas, sendo assim, ameaçando a resiliência ecológica e econômica da produtividade agrícola e da agricultura nessas regiões. O solo com solução salina é improdutivo ou menos produtivo, pois apresenta más condições físicas devido à maior dispersão da argila, estrutura do solo, compactação e espaço limitado de poros, condutividade hidráulica prejudicada e entrada restrita de água e ar. (Sundha, 2020).

De acordo com Zhang (2020), geralmente, os solos salino-alcálicos apresentam degradação estrutural severa e têm produtividade limitada devido aos efeitos prejudiciais simultâneos da salinidade e da sodicidade, que são os dois principais riscos ambientais resultantes da degradação do solo em regiões áridas e semiáridas. Um solo salino-alcálico é caracterizado por altos valores de condutividade elétrica ( $CE, > 4 \text{ dS.m}^{-1}$ ), altas taxas de adsorção de sódio ( $RAS > 13$ ) do extrato de saturação e uma porcentagem de sódio trocável (PST) superior a 15 (Richards, 1968).

A salinidade do solo em regiões semiáridas, onde as necessidades de água das culturas são aumentadas pelo suprimento de irrigação, é uma grande preocupação para a sustentabilidade dos sistemas agrícolas irrigados. Causa severa degradação ambiental que impede o crescimento das culturas e a produção regional em geral. Assim, monitorar o status da salinidade do solo irrigado em extensão temporal e espacial é uma preocupação primária para salvar os sistemas produtivos de irrigação. No futuro, para lidar com o rápido crescimento populacional e o aumento da demanda por alimentos, mais terras secas serão colocadas na produção agrícola ou a intensidade da colheita deve aumentar os coletores. Esse cultivo extensivo será alcançado principalmente através da irrigação e, portanto, isso aumenta os riscos de salinização (Abbas, 2013).

A irrigação a longo prazo com águas salinas pode ocasionar problemas de salinização dos solos, influenciando na argila livre, elevando o pH do solo, diminuindo sua porosidade, em consequência aumentando a compactação dessa área, o que dificulta a penetração das raízes para aproveitamento dos nutrientes, podendo levar até a desertificação das áreas. Para que esse não ocorra é necessário adotar medidas que possam minimizar os impactos destes sais na camada superficial do solo. A utilização de gesso agrícola, matéria orgânica ou calcário, são alternativas interessantes para a diminuição desses impactos (Miranda, 2019).

Erel (2018) afirma que a salinidade do solo, induzida pela alta quantidade de sais dissolvidos em águas residuárias utilizadas na irrigação, pode prejudicar a condutividade hidráulica do solo, a permeabilidade ao ar e a estrutura e, conseqüentemente, levar a um ambiente desfavorável para o funcionamento e desenvolvimento das raízes. A salinidade tende a se acumular em todo o perfil do solo, especialmente em ambientes áridos e semiáridos, com alta demanda evaporativa e baixa precipitação natural e, portanto, tendem a acumular sais.

Huang (2019) mostra que a irrigação com água salobra aumenta os riscos de acúmulo de sal no solo e redução da produtividade. O aumento da salinidade do solo devido à irrigação com águas residuárias pode induzir problemas de degradação do solo, como desestabilização da estrutura, crostas de superfície, redução da porosidade e permeabilidade do solo, que por sua vez destroem a sustentabilidade das terras. Além disso, sais excessivos podem reduzir o potencial osmótico do solo, resultando na inibição da captação de água das raízes e no crescimento mais lento

das plantas. Gradualmente, os íons se acumulam em alta concentração nas plantas, causando toxicidade iônica específica e desequilíbrio nutricional, que interrompem vários processos metabólicos, incluindo a fotossíntese, a respiração e os metabolismos proteico e lipídico. Como a maioria das culturas, incluindo vegetais cultivados em estufas baseadas no solo, são altamente sensíveis à salinidade, o conhecimento do acúmulo de salinidade no solo é importante para o gerenciamento ideal da irrigação (Phogat, 2020). Para superar o efeito negativo da salinidade, Çimrin (2010) recomenda a adição de matéria orgânica suplementar, rica em ácido húmico, diferentes fontes de nitrogênio, cálcio e potássio para o crescimento como um agente melhorador.

Os autores Akat e Altunlu (2019) afirmam que o aumento da salinidade no solo limita a capacidade da produção agrícola de ser comercializada, afetando o crescimento, a qualidade e a produtividade das plantas na direção negativa. A recuperação de solos salinos tem grande importância tanto em termos ambientais quanto econômicos. Desse modo, os autores também mostram que os solos salinos podem ser melhorados por métodos físicos, biológicos, químicos, hidrotécnicos e de eletro recuperação. Como método de recuperação biológica, adicionar ao solo materiais orgânicos como esterco de quintal, adubo verde, resíduos florestais, fertilizantes orgânicos, fungos micorrizos, compostos de resíduos sólidos e lodo de esgoto são as aplicações mais utilizadas. O lodo de esgoto doméstico e estabilizado, que está abaixo dos limites especificados de teor de metais pesados, chamado de biossólido, pode ser usado para recuperação de solo, além de ser um método ambientalmente correto (Akat e Altunlu, 2019).

Já Sudha (2020) traz que a reabilitação de solos salino-sódicos tem um enorme potencial para aumentar a produtividade e melhorar a qualidade do solo afetado pelo sal. Suplementar Ca na forma de gesso mineral é a alternativa mais comum para recuperar solo sódico devido à facilidade de seu manuseio e disponibilidade em muitos países. Adicionar componentes orgânicos também é uma forma eficaz de aumentar os níveis de matéria orgânica no solo e melhorar a estabilidade de agregados e outras propriedades funcionais do solo, como porosidade, estrutura do solo, densidade aparente, capacidade de retenção de água e capacidade de tamponamento de pH (Murphy, 2015).

Sudha (2020) ainda mostra que a aplicação de compostos orgânicos também acelera a lixiviação de  $\text{Na}^+$ , reduz a porcentagem de sódio trocável (PST), a condutividade elétrica (CE) e melhora a capacidade de retenção de água. Os aditivos orgânicos também aumentam a capacidade de troca catiônica (CTC) e a saturação dos íons  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  e  $\text{K}^+$  na camada de troca do solo, além de reduzir os efeitos nocivos da água de irrigação de má qualidade devido à mobilização de  $\text{Ca}^{2+}$  do solo nativo de  $\text{CaCO}_3$  e outros minerais contendo cálcio. A alta alcalinidade, a aparência tóxica do Na e a precipitação do  $\text{CaCO}_3$  deterioram ainda mais o problema da toxicidade induzida pelo Na e da deficiência nutricional nesses solos (Sudha, 2020).

Para Sahin (2020), os materiais orgânicos fornecem contribuições de suporte para a recuperação salino-sódica do solo porque melhoram a estrutura e agregação do solo, aumentam a condutividade hidráulica, promovem os níveis de nutrientes e melhoram a capacidade de troca catiônica.

### 3.1.2. BIOSSÓLIDOS NO SOLO

O processo de tratamento dos esgotos gera um resíduo denominado de lodo de esgoto que possui caráter orgânico e que apresenta teores de componentes orgânicos e inorgânicos. Grande parte deste resíduo é destinada aos aterros sanitários, o que caracteriza um procedimento complexo. Sendo assim, buscam-se sempre alternativas mais adequadas para sua destinação, entre elas pode-se destacar o uso agrícola, em especial no setor florestal. Após tratamento para uso agrícola, o lodo de esgoto também pode ser denominado de biossólido (Siqueira, 2019).

Por ser um subproduto do tratamento de águas residuais, o lodo de esgoto é o resíduo bioativo concentrado de partículas do tamanho de argila orgânica e contém diferentes quantidades de sais, produtos químicos domésticos, poluentes orgânicos, bem como metais pesados. A geração de grandes quantidades de resíduos orgânicos urbanos e industriais em escala mundial resulta em um problema de disposição, portanto, a utilização desse resíduo como corretivo de solo agrícola é considerada uma das soluções propostas (Sahin, 2020).

O uso de biossólidos processados como nutrientes orgânicos em campos agrícolas permite a reciclagem de dejetos humanos tratados, melhorando ao mesmo

tempo a qualidade do solo e a produtividade das plantas. Os biossólidos são processados por digestão anaeróbica da fração sólida da água residual que estabiliza a matéria orgânica e reduz as concentrações de patógenos. O processo gera um material orgânico concentrado que pode ser aplicado na agricultura. Notavelmente, os biossólidos são ricos em carbono, nitrogênio e fósforo orgânico, bem como em micronutrientes e, em muitos casos podem servir como um substituto de fertilizantes. Além disso, as aplicações de biossólidos podem aumentar a matéria orgânica do solo, bem como o tamanho e a estabilidade do agregado, reduzindo potencialmente a erosão do solo (Schlatter, 2019).

No mundo atual da diminuição dos recursos naturais e da crise energética, a importância e a necessidade de desenvolver uma abordagem sustentável para o gerenciamento de resíduos sólidos, ambientalmente saudável, não pode ser ignorada. O descarte inadequado de resíduos como lodo de esgoto e outros resíduos biológicos representa uma séria ameaça à qualidade ambiental, levando a problemas como contaminação das águas subterrâneas, degradação da qualidade do solo etc. Com o tempo, diferentes abordagens do descarte seguro do lodo, como incineração, aplicação de solo, o aterro e o despejo no mar foram explorados. Atualmente a reciclagem agrícola do lodo tratado, como biossólido, é a opção mais adequada ambientalmente em relação aos métodos tradicionais de descarte. Utilizar o potencial dos biossólidos para reciclar nutrientes valiosos das plantas e como uma alteração efetiva do solo ajudará não apenas no gerenciamento sustentável desses resíduos, mas também na minimização dos negativos associados ao seu descarte tradicional (Sharma, 2017).

A aplicação de biossólidos no solo não só resolve o problema de descarte, mas também ajuda na melhoria da saúde do solo, na produtividade da cultura e na manutenção de um ambiente mais limpo. O aumento do custo dos fertilizantes inorgânicos e da quantidade de lodo de esgoto produzida em todo o mundo acarretou no estudo da opção de sua aplicação no solo, podendo então ser usado como fonte de adubo orgânico quando não criar nenhum risco à qualidade do solo e à saúde humana (Prakash et al. 2020).

Sharin (2020), também mostra que devido à sua alta concentração de nutrientes e quantidade de matéria orgânica, o biossólido pode ser usado como uma fonte potencial de fertilizante para enriquecimento de solos agrícolas. Sendo assim, a

adição de resíduos orgânicos a solos afetados pelo sal se tornou uma prática bastante comum nos últimos anos. Resultados de pesquisas anteriores mostraram que solos salino-sódicos ou sódicos podem alcançar um sucesso de recuperação mais produtivo e superior por meio da adição de matéria orgânica (Akat e Altunlu, 2019).

Adani (2005) mostra que após a aplicação de biossólidos, as frações orgânicas recalcitrantes podem se acumular no solo, tornando-se parte integrante da matéria orgânica do solo. O autor ainda revela que existe uma forte contribuição dos biossólidos para a concentração de substâncias húmicas no solo.

Segundo Reyes-Bozo (2015), a composição química típica dos biossólidos estabilizados é altamente diversificada; no entanto, seus principais componentes são substâncias húmicas (ácidos húmicos, fúlvicos e humina), proteínas (aminoácidos), polissacarídeos (açúcares) e, em menor grau, ácidos nucléicos. Os biossólidos podem melhorar as condições físicas do solo, como a capacidade de retenção de água, aumentar a condutividade hidráulica, reduzir a densidade do solo e, conseqüentemente, aumentar a porosidade total e aumentar o número e tamanho de agregados estáveis à água através do aumento de teor de matéria orgânica do solo (Tsadilas 2005).

### 3.1.2.1. BLOSSÓLIDOS E METAIS PESADOS

A reciclagem de biossólidos para a terra apresenta alguns desafios, como a presença de diversos micro-organismos patogênicos e metais potencialmente tóxicos, entre os quais o alto teor de metais pesados que podem se acumular nas plantas. Porém, esse acúmulo pode ocorrer sem que haja manifestação de sintomas de toxicidade e prejuízo na produção das culturas, no entanto, esses elementos afetam os microrganismos do solo e a qualidade dos alimentos (Barros, 2011).

Segundo Xu e Feng (2016), independentemente do baixo teor de metais no biossólido, as concentrações disponíveis podem se acumular no solo ou na vegetação como resultado de aplicações de longo prazo. Com isso, é muito importante procurar reduzir as concentrações disponíveis de metais pesados no biossólido antes de sua utilização em campos agrícolas (Yesil, 2021).

Segundo Andreoli et al. (2007) Os metais pesados chegam aos sistemas de esgoto geralmente provenientes da indústria, principalmente de galvanoplastia, indústria química (fabricação de compostos orgânicos e inorgânicos, indústrias farmacêuticas, fabricação de corantes e pigmentos), indústrias de processamento de metais, bem como de escoamento e corrosão de sistemas de esgoto. Além disso, entram no solo por meio de atividades humanas, como mineração, aplicação de pesticidas e produção industrial de águas residuárias (Yazdanbakhsh, 2020).

Singh (2008), afirma que são conhecidas três abordagens para diminuir o teor de metais pesados no lodo de esgoto. O primeiro é o controle de fontes individuais de descargas de metais pesados, o segundo está relacionado ao controle de fontes difusas (usando gasolina sem chumbo, sistemas de transporte de água encanada sem cobre) e o terceiro é a remoção de metais pesados do lodo de esgoto. Outra forma de remover metais pesados de solos contaminados é a utilização de plantas hiperacumuladoras, que são capazes de absorver grandes quantidades de metais. Plantas tolerantes a metais como milho, girassol e mostarda, vêm sendo usadas nos últimos anos por acumularem quantidades relativamente grandes de contaminantes metálicos e também produzirem grandes quantidades de biomassa (Yazdanbakhsh, 2020).

Um dos fatores mais importantes que controla a mobilidade dos compostos metálicos no solo é o pH. O pH do solo influencia a precipitação e dissolução de complexos mineral-orgânicos e hidróxidos insolúveis. A matéria orgânica do bio sólido também funciona como meio de adsorção para metais traço no solo (Kominko, 2017).

Vários estudos sobre os efeitos da aplicação de bio sólidos no solo e mobilidade de metais pesados existem na literatura (Abbaspour e Golchin 2011). Ippolito et al. (2010) encontraram aumentos nas concentrações de Cd, Cu e Zn em solos corrigidos com bio sólidos compostado 3 anos após a aplicação.

Hamidpour et al. (2016) também relataram que as concentrações de metais pesados foram maiores em plantas (trigo, cenoura e espinafre) cultivadas em solos modificados com bio sólidos, sugerindo que estes podem entrar a cadeia alimentar e provocar graves problemas de saúde.

Wang et al. (2008) indicaram que a adição de bio sólidos na produção de arroz resultou no acúmulo de cerca de 4, 5, 2 e 11 vezes mais de Cd, Cr, Ni e Pb,

respectivamente, em comparação com solo não tratado. Sendo o chumbo o elemento mais absorvido. Os autores concluíram que a tecnologia de aplicação e condições locais inadequadas podem levar ao risco de contaminação do solo devido a metais pesados.

Estudo realizado por Sharma et al. (2017) em bioossólidos metropolitanos, para avaliar o efeito das concentrações de metais pesados no crescimento das plantas e suas interações com os solos, mostrou que as concentrações totais de metais pesados em lodos variam com as diferentes fontes, como a descarga de efluentes industriais no sistema de esgotos. A concentração de metais pesados em bioossólidos produzidos em diferentes países pode variar devido à diferentes tecnologias de tratamento de águas residuárias adotadas ou devido à variação em sua composição química. A principal razão para a contaminação por metais pesados em bioossólidos é o sistema de esgoto urbano não planejado ou mal administrado (Healy et al., 2016).

Juntamente com isso, Luo et al., (2014) mostram que fontes comerciais, escoamento de águas pluviais, substâncias tóxicas com micropoluentes orgânicos, pesticidas, inseticidas, desinfetantes, produtos farmacêuticos, detergentes, produtos de higiene pessoal, hormônios esteroides e vários outros sais inorgânicos estão presentes em águas residuais e finalmente no bioossólido processado, podendo acrescentar metais pesados e diversas substâncias poluentes (Gonzalez-Gil et al., 2016).

Os metais nos bioossólidos estão dispostos em diferentes formas que podem ser fracionadas como trocáveis ligados a carbonato, Fe ligado a óxidos de Mn, orgânico/ligado a sulfeto e residual. As frações trocáveis e ligadas a carbonatos são móveis e biodisponíveis diretamente, enquanto as frações ligadas a óxidos de Fe/Mn e ligadas a orgânicos/sulfetos podem se tornar indiretamente biodisponíveis dependendo das propriedades físico-químicas do lodo e do solo (Nkinahamira et al., 2019).

Griffith (2020) mostra que os metais pesados em bioossólidos se acumulam no local de aplicação da terra. Desse modo, altas concentrações de metais pesados podem diminuir a produtividade dos cultivos, além de ter efeitos fitotóxicos em cereais, hortaliças, frutas e forrageiras. O consumo desses produtos contaminados com metais

pesados por animais e humanos pode ser nocivo e causar riscos à saúde (Kominko, 2017).

Sendo assim, há um imenso risco dos metais pesados de biossólidos podem entrarem na cadeia alimentar através da absorção de plantas de solos poluídos (Paz-Ferreiro, 2018). Assim, a determinação de metais em biossólidos é um requisito importante para sua aplicação em solo e está fortemente regulamentado na legislação ambiental. No Brasil, O CONAMA nº 498/2020 é a principal resolução que regulamenta o uso de lodo de esgoto e derivados na agricultura, definindo os critérios e procedimentos necessários para aplicação (Brasil, 2006).

## Capítulo 1

### Caracterização química de solos irrigados com águas de reúso por longos períodos<sup>1</sup>

Ellen d'Eliane Santos Paulino<sup>a</sup>, Fernando J. C. Magalhães Filho<sup>a,\*</sup>

Programa de Ciências Ambientais e Sustentabilidade Agropecuária, Universidade Católica Dom Bosco (UCDB) – 79117-900 Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil<sup>a</sup>.

#### Resumo

Há um incentivo para adoção de inovações que garantam a gestão sustentável dos recursos hídricos, como o reúso de águas para a agricultura ou paisagismo, devido à crescente demanda de água. Embora o seu uso na agricultura possa ser benéfico, o reúso pode acarretar em riscos, como a salinidade e degradação do solo (alteração nas características de fertilidade). Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi caracterizar como a irrigação com águas residuárias (esgoto doméstico e água cinza - AC), por aproximadamente 10 anos, altera as características químicas dos solos, em comparação com um solo agrícola adubado. Foram coletados 500g de dois solos irrigados por águas residuárias (esgotamento sanitário e água cinza) e um solo agrícola para análise das características químicas em laboratório. Os parâmetros relacionados à salinidade do solo apresentaram valores de condutividade elétrica que variam de 349,14  $\mu\text{S}/\text{cm}$  a 163,85  $\mu\text{S}/\text{cm}$  e PST de 6,89% a 4,98%, estando fora da classificação de salinos. Parâmetros como matéria orgânica e CTC mostraram

---

<sup>1</sup> Manuscrito redigido conforme a revista científica *Ecological Engineering*.

\*Autor Correspondente  
E-mail: ellenspaulino@gmail.com (E d'E. S. Paulino)

um incremento de nutrientes promovido pelo reúso, porém, a saturação de bases abaixo de 50% ainda classifica os solos como distróficos, com baixa concentração de nutrientes. Além disso, os resultados mostram que os diferentes tipos de águas (ETE e água cinza) promovem alterações distintas no solo.

**Palavras-chave:** reúso, esgoto, água cinza, fertilidade do solo, salinidade.

## 1. Introdução

A demanda global por água para uso municipal e para agricultura está aumentando de forma contínua, como resultado do crescimento da população e do desenvolvimento econômico. A competição por recursos hídricos de alta qualidade é particularmente acirrada em regiões áridas e semiáridas com escassez de água, onde a irrigação é essencial para a expansão e o sucesso da agricultura.

À medida que nossa consciência das limitações naturais desse recurso cresce, há um incentivo para adoção de inovações que garantam a gestão sustentável dos recursos hídricos, como a captação de água e o reúso de águas residuárias e água cinza para a agricultura ou paisagismo. A necessidade de tratar e descartar quantidades maiores de esgoto e o aumento da demanda por água para irrigação indicam a importância do uso eficaz e sustentável das águas residuárias.

As águas residuárias podem ser compreendidas como efluentes domésticos, industriais, águas pluviais e de drenagem urbana, assim como

efluentes agropecuários (Corcoran et al., 2010) e combinações desses diferentes tipos. A água cinza é uma fração do esgoto doméstico, proveniente do esgoto da cozinha, banheiro ou lavanderia, sem qualquer entrada de sanitários e, geralmente, possuem boa biodegradabilidade (Al-Mefleh et al., 2021). São uma alternativa possível para a conservação de água nas edificações e podem ajudar a aliviar a pressão sobre as fontes de água potável para fins de descarga de bacias sanitárias e jardinagem doméstica, como a irrigação de jardins, gramados, arbustos e árvores e controle de poeira (Rodda et al., 2010).

Embora o seu uso na agricultura possa atender à crescente demanda no setor agrícola, doméstico e industrial, a irrigação com águas residuárias tratadas (águas de reúso) também acarretam riscos agronômicos e ambientais que requerem consideração especial. Como aspecto positivo, sua utilização permite a reciclagem de água e nutrientes que seriam descartados no meio ambiente e, conseqüentemente, contaminariam os corpos d'água naturais, quando não tratado ou parcialmente tratado. No aspecto negativo, essas águas tendem a conter maiores concentrações de íons inibidores do crescimento das plantas, como sódio (Na) e cloreto (Cl) (Erel, 2018).

O efeito positivo no solo e, eventualmente, no crescimento da cultura, se dá uma vez que as águas residuárias (água de reúso) são frequentemente ricas em matéria orgânica e micro e macronutrientes, além de compostos orgânicos de baixo peso molecular, todos os quais são substâncias nutritivas essenciais para o crescimento de plantas e organismos do solo. O uso destes recursos na agricultura pode permitir maior produtividade, e também pode diminuir a poluição ambiental.

A irrigação com águas residuárias ainda permite a disposição de efluentes tratados de forma econômica e ecologicamente correta. No entanto, além dos nutrientes, a maioria dessas águas contém altas concentrações de sais dissolvidos, além de elementos que podem ser nocivos ao solo quando elevados. Sendo assim, podem afetar adversamente não apenas a estrutura do solo, a qualidade do solo e o desenvolvimento da cultura, mas também o meio ambiente circundante, a segurança ecológica e a saúde humana (Awasthi et al., 2016).

Fica evidente que há necessidade de entender os potenciais impactos ambientais da prática de reúso (Travis, 2010), afim de otimizar esses processos e potencializar essa prática. Estudos como o de Al-Hamaiedeh e Bino (2010) avaliaram o efeito da água cinza tratada nos solos e nas plantas e, seus resultados mostraram que a salinidade, a taxa de adsorção de sódio (TAS) e o conteúdo orgânico do solo aumentaram em função do tempo.

Jahany (2020) revela que a irrigação persistente a longo prazo pode resultar em efeitos negativos na qualidade do solo ao longo do tempo. Tais mudanças podem acarretar problemas como a perda de produtividade, cobertura vegetal, fertilidade do solo, bem como o aumento do nível de degradação do solo, além do aumento significativo na quantidade de sais acumulados. A salinização de solos é um risco que ameaça a agricultura sustentável, sendo associado muitas vezes ao uso inadequado dessas águas em regiões áridas e semiáridas com baixa pluviosidade, podendo gerar inúmeras consequências econômicas e sociais.

Portanto, o objetivo do estudo foi caracterizar como a irrigação com águas residuárias e água cinza, em dois cenários distintos, por um longo período

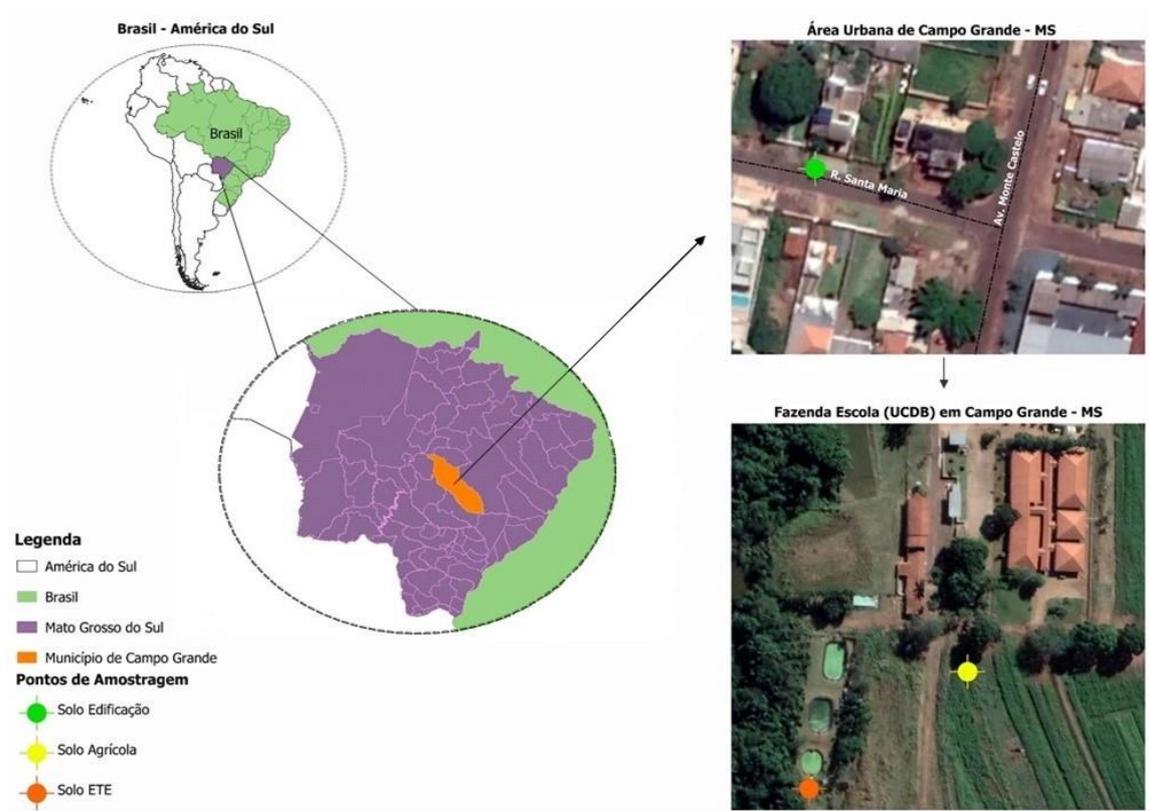
(aproximadamente 10 anos), altera os parâmetros do solo em comparação com um solo agrícola adubado.

## **2. Material e Métodos**

### **2.1. Área de estudo**

A caracterização dos solos foi realizada em duas áreas distintas, (i) área peri-urbana, próximo da área rural, com produção agropecuária e com uma Estação de Tratamento de Esgotos descentralizada, composta por lagoas de estabilização, na Fazenda Escola da Universidade Católica Dom Bosco (UCDB), que está localizada sob as coordenadas geográficas S 20° 26' W 54° 38' a 592m de altitude, no município de Campo Grande – MS e em (ii) uma edificação, de alto padrão, utilizando wetlands construídos modificados para tratamento da água cinza no lote (em nível domiciliar), no bairro Monte Castelo, também no município de Campo Grande – MS, sob as coordenadas geográficas S20° 26' W 54° 36' a 603m de altitude. O clima predominante da região possui duas estações bem definidas, sendo inverno seco e verão quente e chuvoso, onde a temperatura média anual é de 23,5°C, com média das mínimas de 19°C e das máximas de 30°C e precipitação média anual de 1573mm.

**Figura 1:** Localização da área de estudo e pontos de amostragem.



**Fonte:** Elaborado por Aline Pereira Gomes (2021).

Um dos solos predominantes na região do município de Campo Grande são os Latossolos Vermelhos, que são solos minerais profundos e bem drenados, originários de diversos tipos de materiais rochosos. Possuem como características principais a textura média, grande capacidade de infiltração e pouca susceptibilidade à erosão (Mato Grosso do Sul, 2016).

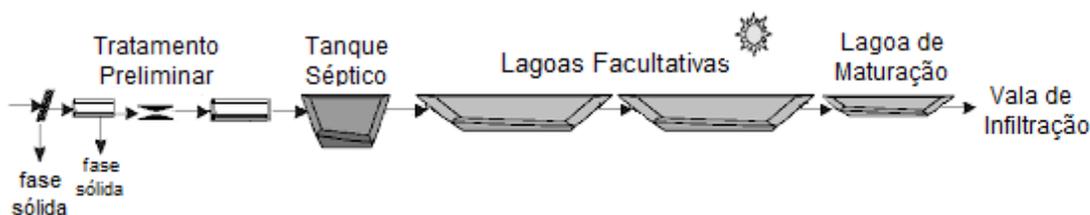
## 2.2. Unidades de Tratamento

Para o experimento, foram utilizados de três solos de diferentes procedências: um solo irrigado por águas residuárias provenientes da ETE–UCDB-Fazenda Escola (Solo ETE); um solo irrigado por água cinza provenientes de efluente de edificação (Solo Edificação); e um solo de uso agrícola (Solo

Agrícola) devidamente adubado e pronto para produção, também da Fazenda Escola.

O Solo ETE foi irrigado por águas residuárias provenientes de um sistema de tratamento de esgoto composto por gradeamento, caixa de areia, calha Parshall, decantador, tanque séptico, duas lagoas facultativas, uma lagoa de maturação, todas em série e com cloração. Após o tratamento, o solo recebe o efluente por meio das valas de infiltração.

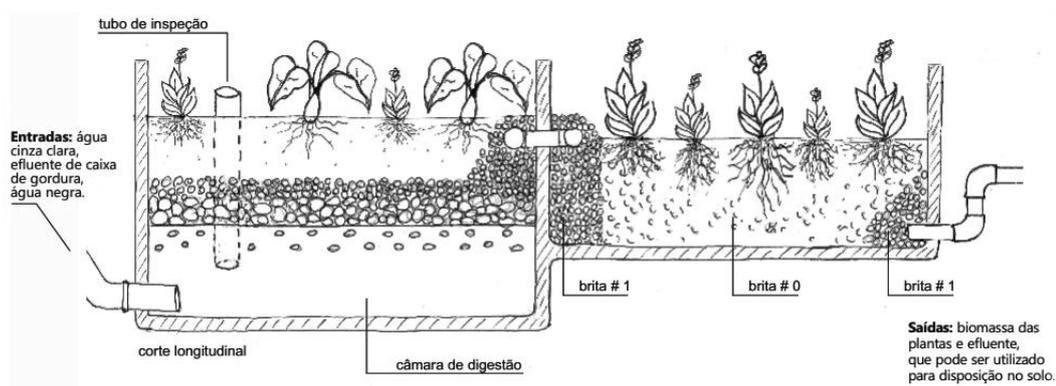
**Figura 1:** Sistema de Tratamento de Esgoto – UCDB.



**Fonte:** Adaptado de von Sperling (2005).

O Solo Edificação foi irrigado por águas residuárias cinzas provenientes de um sistema de Evapotranspiração e Tratamento de Água cinza clara – EvaTAC, que consiste na combinação de um Tanque de Evapotranspiração com um Wetland construído de fluxo horizontal subsuperficial. O sistema é estruturado para realizar o tratamento de água cinza clara, junto a uma etapa anterior de tratamento (tanque séptico), como mostrado na Figura 1 (Paulo et al., 2018). Na saída do tratamento, o efluente é disposto em um solo de jardim, realizando a irrigação da grama no local.

**Figura 2:** Sistema de Evapotranspiração e tratamento de água cinza clara – EvaTAC.



**Fonte:** CataloSan - Catálogo de Soluções Sustentáveis de Saneamento (2018).

O Solo Agrícola é proveniente do campo de estudo da Fazenda Escola – UCDB, regularmente utilizado para o plantio de cultivos experimentais por acadêmicos da instituição. É um solo argiloso adubado e próprio para o crescimento de diversas espécies. Sua irrigação é realizada por meio de precipitação e irrigação de culturas plantadas no entorno com água doce.

As características dos efluentes da Edificação e ETE estão dispostas na Tabela 1. Para elaboração da tabela, foram utilizados parâmetros conforme os estudos de Bernardes et al. (2019) e dados não publicados para o efluente Edificação e dados não publicados de análises de água dos anos de 2019 e 2020 da Fazenda Escola para o efluente ETE.

**Tabela 1:** Parâmetros químicos dos efluentes.

Parâmetro	Efluente Edificação	Desv. Padrão	Efluente ETE	Desv. Padrão
<b>pH</b>	6,8 <sup>(8)</sup>	0,1	7,20 <sup>(24)</sup>	0,28
<b>Temp. (°C)</b>	24,3 <sup>(8)</sup>	1,2	27,67 <sup>(24)</sup>	1,62
<b>ORP (Eh)</b>	-212,2 <sup>(8)</sup>	26,2	-	-
<b>DQO (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	151,1 <sup>(17)</sup>	53,2	19,02 <sup>(24)</sup>	40,03
<b>DBO (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	54,15 <sup>(14)</sup>	40,09	59,77 <sup>(24)</sup>	27,97
<b>CE (µS.cm<sup>-1</sup>)</b>	204,6 <sup>(10)</sup>	92,4	320,88 <sup>(24)</sup>	49,62
<b>P Total (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	-	-	5,92 <sup>(24)</sup>	0
<b>N. Amon. (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	-	-	3,20 <sup>(24)</sup>	2,11
<b>S.T. (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	-	-	515,05 <sup>(24)</sup>	309,13

pH = Potencial Hidrogeniônico; Temp. = Temperatura; ORP = Potencial de Oxidação/Redução; DQO = Demanda Química de Oxigênio; DBO = Demanda bioquímica de Oxigênio; CE = Condutividade Elétrica; S.T = Sólidos Totais; (n) = número de amostras.

### 2.3. Coleta das Amostras

Foi coletada uma amostra de cada solo, a uma profundidade de 0,40 cm, totalizando três amostragens simples. Essas amostras foram passadas por uma peneira de 2 mm para remover possíveis interferências e colocadas em um balde plástico limpo e misturadas, para se criar uma amostra única homogênea de cada solo, de onde tirou-se aproximadamente 500 g de cada e, posteriormente, foram enviadas para laboratório, devidamente identificadas.

### 2.4. Análises Laboratoriais

Após as coletas, as amostras peneiradas de solo foram encaminhadas ao Biotec Laboratório Agroindustrial LTDA – ME, localizado no município de São Gabriel do Oeste – MS, para determinação de suas propriedades químicas, sendo os seguintes parâmetros: pH, em CaCl<sub>2</sub> e em água, Condutividade Elétrica

(CE), pelo extrato de pasta saturada na razão 1:5; Matéria Orgânica (MO) e Carbono Orgânico (CO), ambos pelo Método Colorimétrico; bases trocáveis ( $K^+ + Ca^{2+} + Mg^{2+}$ ) e fósforo, sendo o potássio (K) e fósforo (P) determinados pelo método de Melich e cálcio (Ca) e magnésio (Mg) calculados por  $NH_4Cl$ ; Nitrogênio Total; Sódio; capacidade de troca catiônica (CTC), por meio da soma das bases; e Porcentagem de Sódio Trocável (PST), de acordo com o Manual de Métodos de Análise de Solo da Embrapa (2011).

### **2.5. Análises Estatísticas**

Foram realizados cálculos das médias e desvio padrão dos parâmetros, no Excel, para preparação dos gráficos e comparação com a literatura.

### **3. Resultados e Discussões**

Os resultados dos parâmetros analisados dos solos foram dispostos em: Tabela 1, que traz os valores de pH, CE, MO, CO, CTC e PST para análise de salinidade; e Tabela 2, que expõe valores relacionados a Bases Trocáveis, Saturação de Bases e NPK, juntamente com as médias utilizadas para fins de comparação com demais literaturas, e seus desvios padrão.

**Tabela 2:** Parâmetros químicos dos solos – Parte 1.

Tipo de solo irrigado	<b>pH</b>	<b>CE</b>	<b>MO</b>	<b>CO</b>	<b>CTC</b>	<b>PST</b>
	H <sub>2</sub> O	μS.cm <sup>-1</sup>	g.dm <sup>-3</sup>		cmolc.dm <sup>-3</sup>	%
<b>Solo Agrícola</b>	6,10	236,12	8,00	5,00	6,0	6,1
<b>Solo ETE</b>	5,80	349,14	12,00	7,00	8,4	4,98
<b>Solo Edificação</b>	6,30	163,85	15,00	9,00	7,3	6,89
<b>Média</b>	6,07	249,70	11,67	7,00	7,23	5,99
<b>Desvio padrão</b>	0,25	93,39	3,51	2,00	1,20	0,96

CE = Condutividade Elétrica; MO = Matéria Orgânica; CO = Carbono Orgânico; CTC = Capacidade de troca catiônica; PST = Porcentagem de sódio trocável.

**Tabela 3:** Parâmetros químicos dos solos – Parte 2.

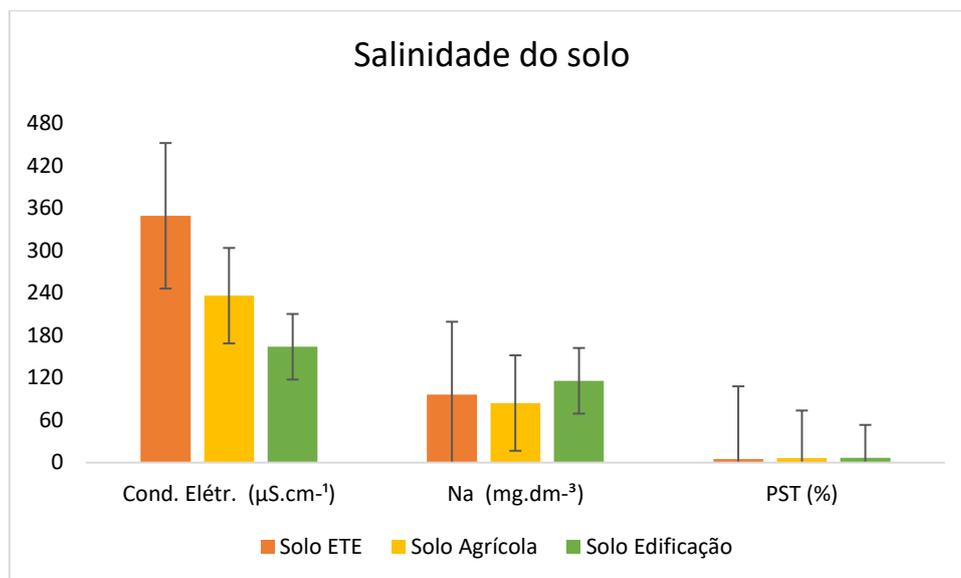
Tipo de solo irrigado	<b>Bases Trocáveis</b>								<b>S.B</b>	<b>S.AI</b>
	<b>Ca</b>	<b>Mg</b>	<b>Al</b>	<b>K</b>	<b>H+Al</b>	<b>Na</b>	<b>N</b>	<b>P</b>	%	
	cmolc.dm <sup>-3</sup>					mg.dm <sup>-3</sup>	g.kg <sup>-1</sup>	mg.dm <sup>-3</sup>		
<b>Solo Agrícola</b>	2,15	1,21	0,05	0,26	2,40	84,20	1,38	1,60	60,3	1,40
<b>Solo ETE</b>	2,47	0,76	0,07	0,45	4,70	96,30	1,84	10,5	43,80	1,90
<b>Solo Edificação</b>	2,80	0,61	0,07	0,10	3,80	115,70	1,11	1,20	48,2	1,90
<b>Média</b>	2,47	0,86	0,06	0,27	3,63	98,73	1,44	4,43	50,77	1,73
<b>Desvio padrão</b>	0,33	0,31	0,01	0,18	1,16	15,89	0,37	5,26	8,54	0,29

Ca = Cálcio; Mg = Magnésio; Al = Alumínio; K = Potássio; H+Al = Hidrogênio + Alumínio; Na = Sódio; N = Nitrogênio Total; S.B= Saturação de Bases; S.AI = Saturação de Alumínio.

Foi possível observar nas Tabelas 2 e 3 que os diferentes tipos de águas residuárias, sendo um proveniente de uma ETE e outro de água cinza residencial, promoveram diferentes alterações nos solos. Além disso, apesar da irrigação com águas residuárias, parâmetros como cálcio, nitrogênio e alumínio não possuem diferenças significativas em relação ao solo agrícola, mostrando que a irrigação promoveu uma ação semelhante à adubação do Solo Agrícola.

### 3.1. Salinidade do solo

Uma preocupação discutida na literatura científica, pela irrigação com águas residuárias, é a possibilidade de salinização e sodificação do solo. Segundo a classificação de Richards (1954), para um solo ser considerado salino, sua condutividade elétrica precisa estar acima de  $4 \text{ dS.m}^{-1}$  e um valor de porcentagem de sódio trocável abaixo de 15. Com relação a um solo sódico, é necessário que suas características estejam com condutividade elétrica abaixo dos  $4 \text{ dS.m}^{-1}$ , de PST acima de 15. Por fim, para ser classificado como solo salino-sódico ele deve possuir a condutividade elétrica acima de  $4 \text{ dS.m}^{-1}$  e PST também acima de 15. Por geralmente apresentarem elevados níveis de salinidade, as águas residuárias podem afetar a absorção de nutrientes pelas plantas, por prejudicarem os nutrientes de serem dissolvidos no solo. Santos (2008), utilizou águas residuárias com condutividade elétrica de  $1,32 \text{ dS.m}^{-1}$  e RAS no valor de 4,20, sendo classificadas com salinidade elevada, requerendo cuidados relacionados ao seu uso na agricultura, principalmente na escolha das culturas e possível contaminação do lençol freático. A Figura 2 apresenta os valores encontrados para os parâmetros relacionados à salinidade do solo, com valores de condutividade elétrica que variam de  $0,349 \text{ dS.m}^{-1}$  a  $0,164 \text{ dS.m}^{-1}$  e PST de 6,89% a 4,98%, estando todos os solos fora da classificação de salinos ou sódicos.

**Figura 3:** Parâmetros relacionados à salinidade do solo.

O experimento apresenta um resultado de Condutividade Elétrica para o Solo ETE acima do Solo Agrícola e concentração de Sódio também elevada, porém, os valores encontrados para o solo irrigado com águas residuárias de esgoto, expostos na Figura 4, ainda se encontram abaixo da classificação de salinos, com sua PST de 4,98%. Além disso, o solo irrigado por águas residuárias cinzas apresenta uma condutividade elétrica baixa ( $0,1 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$ ), sendo esse valor normalmente encontrado em solos irrigados por água doce. De Oliveira (2019) encontrou a CE inicial de um solo, sem irrigação com águas residuárias, no valor de  $0,12 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$ , porém, após a irrigação com águas residuárias, o autor encontrou uma alteração pequena e de baixa significância para a o mesmo parâmetro, mostrando que o período de aplicação do efluente em que seu solo não foi suficiente para criar condições inadequadas com relação à salinidade, semelhante ao Solo Edificação.

Reis (2020) mostra que a aplicação de níveis crescentes de águas residuárias na irrigação aumentou o teor de Na no solo, CE e PST. Em seus

tratamentos irrigados com AR, a condutividade elétrica apresentou um valor médio de  $0,3 \text{ dS.m}^{-1}$ , e os irrigados apenas com água doce  $0,1 \text{ dS.m}^{-1}$ . No Solo ETE foi encontrado um valor semelhante para a CE, de  $0,35 \text{ dS.m}^{-1}$ , porém, o Solo Edificação apresentou um valor baixo em relação a eles, apesar de apresentar o maior valor de concentração de sódio do experimento ( $115,7 \text{ mg.dm}^{-3}$ ) e a maior PST, sendo 6,89%. Isso mostra que, mesmo havendo um acúmulo de Na no local, o solo não se encontra salino. Porém, segundo Kalsom et al., (2020), o sódio influencia diretamente na disponibilidade de água para a colheita e causa mudanças físico-químicas no solo, especialmente em sua estrutura. Além disso, possui o potencial de dispersar o solo, levando à redução da permeabilidade e diminuindo a resistência ao cisalhamento. Sendo assim, os valores elevados de sódio encontrados para o Solo Edificação apresentam risco ao solo, com um valor 37% maior que o encontrado no Solo Agrícola.

Contudo vale ressaltar que a região Nordeste do Brasil tem, relativamente, os maiores problemas nos sistemas produtores de água por conta da escassez de chuvas. Barreto et al. (2013) e De Oliveira et al. (2013) mostraram incrementos na concentração de Na com altos valores ( $203,78$  e  $253,0 \text{ mg.dm}^{-3}$ , respectivamente) e PST chegando a 14,05% no segundo estudo, após irrigação com águas residuais. Ambos os locais apresentam precipitação média anual de 800mm, mostrando que, em regiões de baixa pluviosidade, a utilização de águas residuárias necessita de maior monitoramento ou utilização de águas com baixo teor de sais. Pedrotti et al. (2015) afirmam que regiões de clima árido e semiárido, com baixo índice hídrico, não possuem condições favoráveis para que ocorra lixiviação dos sais. Nessas localidades a taxa de evaporação supera a de

precipitação, e há pouca drenagem, o que contribui para a acumulação de sais no perfil e superfície do solo.

Já estudos como os de Bonini et al. (2014) e Cuba et al. (2015) realizados em localidades com precipitações médias de 1414 mm e 1300 mm, respectivamente, trazem valores de PST e concentrações de Na baixas (40 e 52 mg.dm<sup>-3</sup>) mostrando que regiões com taxas de precipitação mais elevadas tendem a acumular menos sais, devido à lixiviação do sódio que ocorre no solo. Assim, a elevada precipitação local auxilia na locomoção dos sais, causando sua diluição e, conseqüentemente, diminuindo sua concentração e removendo o excesso de salinidade (Do Nascimento et al., 2020).

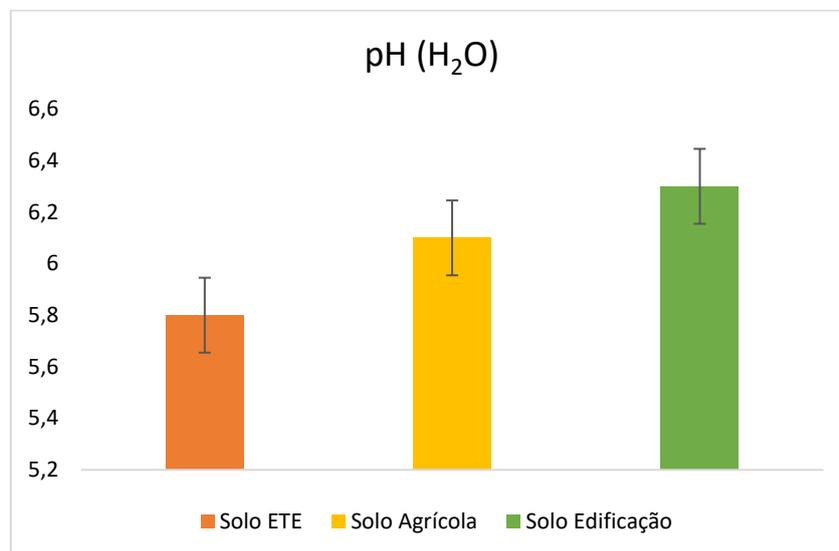
Considerando que a condutividade elétrica e PST do Solo ETE possuem valores de 0,35 dS.m<sup>-1</sup> e 4,98%, ele também não pode ser classificado como salino, apesar da recorrente irrigação com águas residuárias. de Oliveira e Fia (2019) ainda mostram que o solo começa a apresentar perturbações quando a condutividade elétrica do extrato de saturação do solo supera o valor de 4,0 dS.m<sup>-1</sup>. Assim, os valores de CE encontrados não possuem restrições de uso para cultivos, bem como melhoram os níveis de fertilidade dos solos, juntamente com os demais parâmetros.

### **3.2. pH**

O pH é um dos parâmetros mais importantes na análise de solo, pois, em situações de valores limites, pode favorecer a solubilização de elementos nocivos, além de prejudicar a absorção de nutrientes pelas plantas (Ahmad,

2020). A Figura 5 mostra os resultados de pH analisados para os três tipos de solo, com valores variando de 5,8 a 6,3.

**Figura 4:** pH dos solos caracterizados.



De Freitas (2020) observou um aumento do pH em função do uso do esgoto doméstico na irrigação, como foi o ocorrido para o Solo Edificação, que apresenta o pH mais elevado (6,3). O solo irrigado pelas águas residuárias da ETE se encontra com o menor pH (5,8), porém, apesar do valor baixo, todos os solos do experimento se encontram fora da faixa de solo ácido. A maioria dos solos agrícolas brasileiros, se encontram na faixa de média a alta acidez (pH – H<sub>2</sub>O < 5,5), sendo a principal consequência disso a baixa produtividade (da Silva, 2017).

Desse modo, o pH do solo pode impactar a nitrificação, desnitrificação e mineralização dos solos. Valores de pH do solo abaixo de 5,5 podem resultar na lixiviação de nutrientes mais rápida em comparação a solos com pH na faixa de 5,5-7,0. Por outro lado, o pH do solo acima de 7 pode limitar a disponibilidade de alguns nutrientes para as plantas, causando uma redução na produção de

cultivos. Um pH do solo inconsistente foi relatado anteriormente quando diferentes tipos de águas residuárias foram usados para irrigação, por diversos autores. Aqueles que relataram o aumento do pH do solo (Sparling et al., 2006; Gwenzi & Munondo, 2008), atribuíram estes fatores aos altos valores de pH do efluente e disponibilidade de altos níveis de cátions nas águas de irrigação. Por outro lado, outros pesquisadores relataram uma diminuição do pH do solo como resultado de aplicação de águas residuais devido às características ácidas de efluentes de esgoto (Shahrivar et al., 2020).

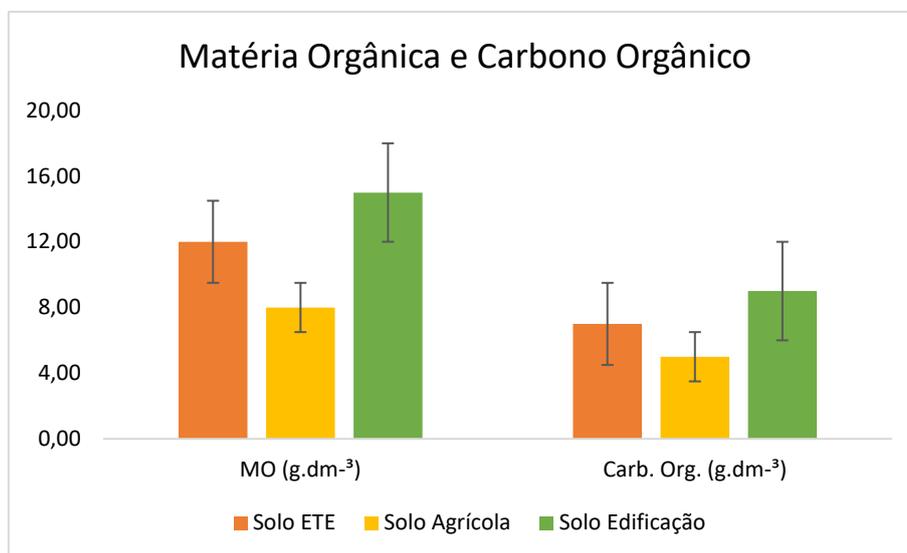
### **3.3. Fertilidade do solo**

A fertilidade está diretamente ligada à produtividade, pois, quando se conhece as características da fertilidade do solo, a utilização de práticas de manejo de corretivos e fertilizantes passa a ser mais confiável. Um solo pode ser fértil sem necessariamente ser produtivo, ou seja, a fertilidade do solo pode ser proveniente de ações naturais, ou ser criada incorporando nutrientes aos solos durante o cultivo (Villarreal, 2016).

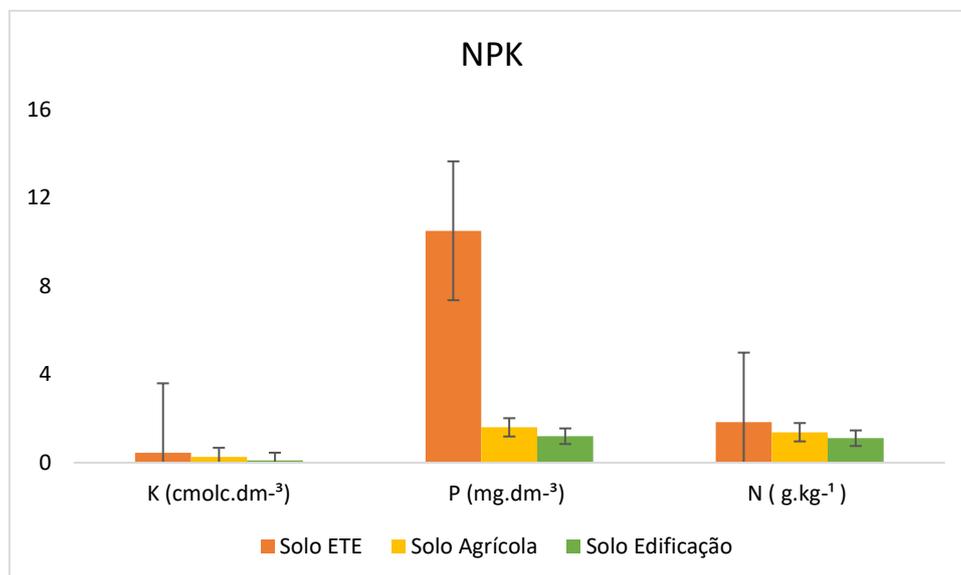
Meireles (2019) relata que a matéria orgânica (MO) é alterada pelo uso contínuo de águas residuárias, acarretando em influências sobre as propriedades físicas do solo como a estrutura e estabilidade dos agregados, aeração, drenagem e retenção de água, e ainda, que a microbiota desenvolvida no solo irrigado com essas águas, é capaz de ciclar a matéria orgânica do solo em quantidades elevadas em comparação a irrigação com água doce. Os resultados de matéria orgânica e carbono orgânico mostrados na Figura 6, juntamente com os parâmetros de NPK apresentados na Figura 7, auxiliam na

avaliação da fertilidade do solo, por serem fatores importantes para o uso do solo e desenvolvimento de culturas.

**Figura 5:** Matéria Orgânica e Carbono Orgânico.



**Figura 6:** Parâmetros relacionados à fertilidade do solo.



A matéria orgânica do solo, por ser derivada de plantas mortas e microrganismos que revestem as partículas do solo e formam agregados, geralmente é alterada pela aplicação de águas residuais. Por conter altas

concentrações de matéria orgânica em sua constituição, a água residuária supre o carbono orgânico no solo, o que conseqüentemente, pode estimular a atividade da biomassa microbiana e seu crescimento (Meireles, 2019).

Por se tratar de um conjunto de componentes orgânicos, a alta quantidade de MO nas águas residuárias acaba se tornando uma excelente fonte de carbono orgânico para os solos irrigados, além de funcionarem como fertilizante orgânico e, conseqüentemente, podem estimular a atividade da biomassa microbiana e seu crescimento (Pedrero, 2020). Portanto, os valores de carbono orgânico – 7,0 g.dm<sup>-3</sup> para o Solo ETE e 15,0 g.dm<sup>-3</sup> para o Solo Edificação – estarem acima do encontrado para o Solo Agrícola (5,0 g.dm<sup>-3</sup>) são justificáveis. Além disso, a relação matéria orgânica e carbono orgânico observada para ambos os parâmetros apresenta a mesma ordem crescente de resultados (Agrícola-ETE-Edificação).

A região do Cerrado brasileiro apresenta solos altamente intemperizados, devido à elevada lixiviação, apresentando solos ácidos, e baixa fertilidade natural e disponibilidade de nutrientes, o que dificulta o desenvolvimento radicular das plantas (Benatti, 2013).

Em seu estudo, Ma (2021), trouxe que o valor médio de MO aumentou significativamente nos últimos 31 anos: de 11,00 g.kg<sup>-1</sup> em 1987 para 14,50 g.kg<sup>-1</sup> em 1998 para 15,35 g.kg<sup>-1</sup> em 2018. Os solos ETE, com 12 g.dm<sup>-3</sup> e Edificação, com 15 g.dm<sup>-3</sup>, apresentam valores elevados, semelhantes aos do autor, em relação ao solo agrícola com apenas 8 g.dm<sup>-3</sup> de matéria orgânica acumulada.

Sendo assim, a irrigação de longo prazo com águas residuárias provavelmente levou ao acúmulo de MO nos solos estudados.

No entanto, Ma (2021) também traz que a MO armazenada anteriormente será decomposta quando as disponibilidades de nutrientes do solo de N e P são limitadas e indica que o crescimento de culturas seria inibido quando P estiver abaixo de  $10 \text{ mg.kg}^{-1}$ , como é o caso dos Solos Agrícola ( $1,60 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) e Edificação ( $1,20 \text{ mg.kg}^{-1}$ ). Sendo assim, com os valores apresentados na Figura 5, apenas o Solo ETE teria uma concentração de fósforo adequada para plantios, com  $10,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Fernandes et al. (2017) mostram que a irrigação com águas residuárias aumentou o nível de P em 20x, comprovando seu poder de incrementar o elemento no solo

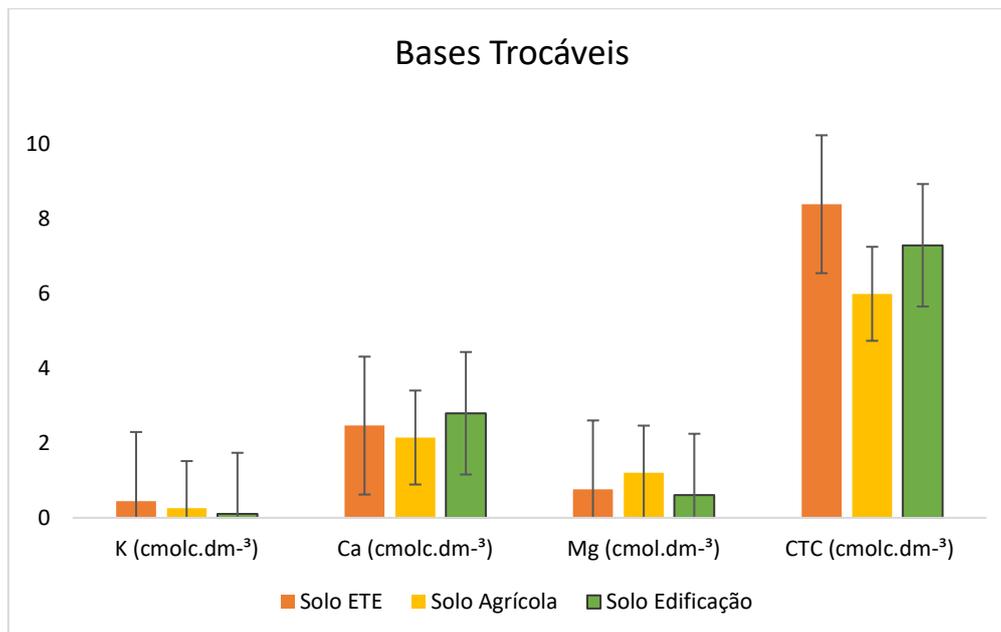
Comparado com N, o P solúvel em água também diminui sua concentração com a profundidade do solo irrigado com águas residuárias tratadas e geralmente fica concentrado em camadas superficiais, de 0–10 cm, sendo justificável estarem em níveis tão baixos para o Solo Agrícola e ETE, pela altura analisada ser a 40cm. Ma (2020) também encontrou valores médios de N na faixa de  $1,21 \text{ g.kg}^{-1}$ , número bastante semelhante com as concentrações encontradas nos solos do experimento ( $1,84 \text{ g.kg}^{-1}$  para ETE,  $1,38 \text{ g.kg}^{-1}$  para Agrícola e  $1,11 \text{ g.kg}^{-1}$  para Edificação), mostrando que não houve alterações significativas para o parâmetro com a irrigação com águas residuárias e que em todos os tipos de solo seria necessário um incremento de N para utilização em cultivos.

Reis et al. (2020) mostraram que a aplicação de águas residuárias diminuiu a concentração de K no solo, em relação ao uso de água doce, com um valor médio de 39,0 mg.dm<sup>-3</sup>. No solo irrigado pelas águas residuárias da edificação, o resultado para K foi semelhante (39,10 mg.dm<sup>-3</sup>), porém, o solo irrigado pelo efluente da ETE obteve um K de 175,95 mg.dm<sup>-3</sup>, estando acima do encontrado pelos autores e o solo semelhante, mostrando um incremento de potássio elevado no local.

Quando aplicados via irrigação, o potássio e o sódio dissolvidos podem afetar negativamente a química e a estrutura física do solo e podem reduzir o sistema de condutividade hidráulica. Porém, embora o potássio seja menos prejudicial à estrutura do solo que o sódio, pesquisadores descobriram recentemente que águas residuárias com alto teor de potássio podem reduzir o último elemento em altos níveis (Pedrero, 2020).

### **3.4. Saturação por bases**

A saturação por bases é um excelente indicativo das condições gerais de fertilidade do solo, sendo utilizada até como complemento na nomenclatura dos solos (Ronquim, 2010). Como mostrado na Figura 8, em relação a saturação de bases dos solos analisados, apenas o solo agrícola se encontra na classificação de solo com “alta saturação”, por apresentar um valor superior a 50% (eutrófico). Os solos irrigados por águas residuárias apresentam valores abaixo (43,8% e 48,2% para Solo ETE e Solo Edificação, respectivamente), com o Solo ETE apresentando o menor valor, sendo assim, são considerados solos de “baixa saturação” ou distróficos (Dos Santos, 2018).

**Figura 7:** Parâmetros relacionados às bases trocáveis.

Geralmente, solos eutróficos são considerados bons para plantio, pois apresentam maiores concentrações de nutrientes, principalmente com altos teores de Mg e Ca, e, conseqüentemente, maior fertilidade. Entre as características principais de solos típicos do cerrado está o baixo teor de Ca e Mg, além da elevada acidez, além de ser comum da região solos distróficos com altas concentrações de Al e baixas de P. Porém, a vegetação nativa do cerrado não apresenta dificuldades para crescer nessas condições, pois são adaptadas para o tipo de solo (Riul, 2021).

No estudo feito por Silva (2019), a capacidade de troca catiônica (CTC) de um solo natural, sem utilização de águas residuárias, é expressa pelo número 5,64 cmolc.dm<sup>-3</sup>, valor próximo ao encontrado para o Solo Agrícola (6,0 cmolc.dm<sup>-3</sup>). Considerando que a CTC é encontrada pela soma de bases, é compreensível que para os solos irrigados com águas residuárias os valores sejam de 8,4 cmolc.dm<sup>-3</sup> para o Solo ETE e 7,3 cmolc.dm<sup>-3</sup> para o Solo

Edificação, apresentando-se mais elevados. Isso pode ocorrer devido ao aumento na concentração de nutrientes proporcionado pelo incremento do efluente.

Em relação ao cálcio, ambos os solos irrigados por águas residuárias apresentaram valores acima do encontrado no Solo Agrícola, mostrando que a irrigação com os efluentes trouxe um incremento de 14,88% e 30,23% para o Solo ETE e Solo Edificação, respectivamente, em relação ao solo comum. O mesmo foi observado por Freitas et al. (2004) que verificou que os níveis de Ca solo aumentaram com a aplicação de águas residuárias de suinocultura, por se tratarem de fonte rica do nutriente. Porém, enquanto houve um aumento para o cálcio, para o magnésio houve uma queda. Enquanto para o Solo Agrícola o valor de Mg é de 147,09 mg.dm<sup>-3</sup>, para os solos ETE e Edificação esse resultado cai em 37% e 49%, respectivamente. Paiva et al. (2019) encontraram que, após a aplicação de águas residuárias os teores de Mg diminuíram de acordo com o aumento na profundidade do solo, interferindo na sua disponibilidade. Os autores ainda afirmam que o uso de águas residuárias com altas concentrações de K pode inibir os teores de Mg, devido a interações antagônicas entre estes, diminuindo suas concentrações no solo.

#### **4. Conclusões**

Conclui-se então que a irrigação com águas residuárias pode ser uma alternativa sustentável para irrigação de culturas, por apresentar solos com características propícias ao plantio, com elevada matéria orgânica e

concentrações de nutrientes. Porém, as características das águas residuárias utilizadas é que vão definir as alterações causadas nos parâmetros, podendo ser benéficas ou não. Desse modo, as características iniciais das águas residuárias de esgoto doméstico e água cinza proporcionaram diferentes reações no solo, com diversos parâmetros apresentando valores distintos. Portanto, antes de iniciar a irrigação, é importante realizar a caracterização das águas e verificar o tipo de nutrientes que o solo precisa, para sua utilização ser proveitosa. Contudo, apesar da irrigação com águas residuárias normalmente aumentar a condutividade elétrica, nenhum dos solos estudados se encontram em condições salinas ou sódicas. Pelo contrário, o Solo Edificação apresenta uma CE baixa, mostrando ser necessária a continuidade de estudos com solos irrigados com AR, para melhores recomendações sobre o possível risco de salinização. Sendo assim, os três solos se encontram em condições de serem utilizados para fins de produção agrícola, apesar da necessidade de se observar suas características individuais para verificar a possibilidade do uso fertilizantes adicionais. Por fim, um monitoramento constante dos parâmetros do solo, principalmente em condições de irrigação por águas residuárias, deve ser previsto para evitar problemas futuros com relação a sua qualidade.

## 5. Referências

AHMAD, Hamaad Raza et al. **Wastewater irrigation-sourced plant nutrition: concerns and prospects. In: Plant Micronutrients.** Springer, Cham. p. 417-434. 2020.

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

AL-HAMAIEDEH, Husam; BINO, M. **Effect of treated grey water reuse in irrigation on soil and plants.** Desalination, v. 256, n. 1-3, p. 115-119, 2010.

AL-MEFLEH, Naji K. et al. **An assessment of treated greywater reuse in irrigation on growth and protein content of Prosopis and Albizia.** Horticulturae, v. 7, n. 3, p. 38, 2021.

AWASTHI, Abhishek Kumar; ZENG, Xianlai; LI, Jinhui. **Environmental pollution of electronic waste recycling in India: a critical review.** Environmental pollution, v. 211, p. 259-270, 2016.

BARRETO, Aurelir N. et al. **Changes in chemical attributes of a Fluvent cultivated with castor bean and irrigated with wastewater.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 17, n. 5, p. 480-486, 2013.

BENATTI, B. P. **Compartimentalização de biomassa e de nutrientes em estruturas de plantas de eucalipto cultivadas em solos distintos.** 2013. 115 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2013

BERNARDES, F. S. et al. **Relationship between microbial community and environmental conditions in a constructed wetland system treating greywater.** Ecological Engineering, v. 139, p. 105581, 2019.

BONINI, Monica de Albuquerque et al. **Alterações nos atributos químico e físicos de um Latossolo Vermelho irrigado com água residuária e vinhaça.** Revista Biociências, v. 20, n. 1, 2014.

CORCORAN, Emily (Ed.). **Sick water?: the central role of wastewater management in sustainable development: a rapid response assessment.** UNEP/Earthprint, 2010.

CUBA, Renata da Silva et al. **Potencial de efluente de esgoto doméstico tratado como fonte de água e nutrientes no cultivo hidropônico de alface.** Revista Ambiente & Água, v. 10, p. 574-586, 2015.

DA SILVA, Kalyne Rosa et al. **Indicadores químicos do solo sob diferentes usos e manejo no lote 31 do projeto de assentamento veneza no sudeste do Pará.** Revista Agroecossistemas, v. 9, n. 1, p. 227-235, 2017.

DE FREITAS, Cley Anderson Silva et al. **Potencial produtivo do maracujazeiro amarelo irrigado com esgoto doméstico tratado.** Research, Society and Development, v. 9, n. 9, p. e757997712-e757997712, 2020.

DE OLIVEIRA, Luiz Fernando Coutinho; FIA, Ronaldo. **li-001-alterações químicas em solo cultivado com grama esmeralda (zoysia japonica) e**

**irrigado com efluente de estação de tratamento de esgoto.** 30º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2019.

DE OLIVEIRA, Pedro CP et al. **Produção de moranga irrigada com esgoto doméstico tratado.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 17, n. 8, p. 861-867, 2013.

DO NASCIMENTO, Raquel Ferreira et al. **Estudo preliminar de adequação da água subterrânea no semiárido brasileiro para fins de irrigação.** XIX Silubesa. 2020.

DOS SANTOS, Humberto Gonçalves et al. **Sistema brasileiro de classificação de solos.** Brasília, DF: Embrapa, 2018., 2018.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de métodos de análise de solos**, 230 p. 2011.

EREL, Ran et al. **Long-term irrigation with reclaimed wastewater: Implications on nutrient management, soil chemistry and olive (*Olea europaea* L.) performance.** Agricultural water management, v. 213, p. 324-335, 2019.

FERNANDES, Kamila da Silva et al. **Utilização de água residuária para cultivo de tomateiro do tipo cereja.** In: Congresso Técnico Científico De Engenharia E Agronomia. 2017.

FREITAS, Wallisson da S. et al. **Efeito da aplicação de águas residuárias de suinocultura sobre a produção do milho para silagem.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 8, n. 1, p. 120-125, 2004.

GWENZI, Willis; MUNONDO, R. **Long-term impacts of pasture irrigation with treated sewage effluent on nutrient status of a sandy soil in Zimbabwe.** Nutrient Cycling in Agroecosystems, v. 82, n. 2, p. 197-207, 2008.

JAHANY, M.; REZAPOUR, Salar. **Assessment of the quality indices of soils irrigated with treated wastewater in a calcareous semi-arid environment.** Ecological Indicators, v. 109, p. 105800, 2020.

KALSOM, Amina et al. **Influence of wastewater irrigation on soil chemical properties and buildup of heavy metals in soil.** EQA – International Journal of Environmental Quality, v. 37, p. 23-30, 2020.

LIU, Caixia et al. **Domestic wastewater infiltration process in desert sandy soil and its irrigation prospect analysis.** Ecotoxicology and Environmental Safety, v. 208, p. 111419, 2021.

MA, Shuangjin et al. **Temporal changes of calcareous soil properties and their effects on cadmium uptake by wheat under wastewater irrigation for over 50 years.** Chemos

MATO GROSSO DO SUL (Estado). Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Econômico. **Geoambientes da Faixa de Fronteira GTNF/MS**. Mato Grosso do Sul. 2016.

MEIRELES, Denisvaldo Artur de et al. **Atributos químicos e biológicos de um Antropossolo sob utilização de água residuária tratada no Semiárido**. 2019.

PAIVA, Murilo Martins et al. **Aplicação de água residuária de suínos no sistema silvipastoril**. 2019.

PAULO, P. L.; GALBIATI, A. F.; MAGALHÃES FILHO, F. J. C. **CataloSan: Catalogue of Sustainable Sanitation Solutions—Domestic Sewage Management**. 2018.

PEDRERO, Francisco et al. **Opportunities for expanding the use of wastewaters for irrigation of olives**. *Agricultural Water Management*, v. 241, p. 106333, 2020.

PEDROTTI, Alceu et al. **Causas e consequências do processo de salinização dos solos**. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, v. 19, n. 2, p. 1308-1324, 2015.

REIS, Matheus M. et al. **Use of treated wastewater in irrigation: productive and nutritional aspects of millet and chemical properties of clay and sandy loam soils**. *Archives of Agronomy and Soil Science*, p. 1-14, 2020. *phere*, v. 263, p. 127971, 2021.

RICHARDS, L.A. **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. Washington: USSL, 1954. 160p. (USDA. *Agriculture Handbook*, 60).

RIUL, Beatriz Neroni et al. **Influência do solo na estrutura vegetacional de um remanescente de cerrado sensu stricto em afloramento calcário em Ituiutaba, MG**. 2021.

RODDA, N. et al. **Guidelines for sustainable use of greywater in small-scale agriculture and gardens in South Africa**. Water Research Commission: Pretoria, South Africa, 2010.

RONQUIM, C. C. **Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais**. Campinas: Embrapa. *Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento*, v. 8. 2010

SANTOS, Joelma Sales dos et al. **Deslocamento de solutos provenientes de água residuária em colunas de solo**. 2008.

SHAHRIVAR, Alireza A. et al. **The effect of irrigation using recycled waters obtained from MBR and IDAL wastewater treatment systems on soil pH and EC under kikuyu grass (*Pennisetum clandestinum*) production**. *Water Supply*, v. 20, n. 4, p. 1313-1320, 2020.

SILVA, Geovanna et al. **Transporte de solutos em solo fertirrigado com efluente de laticínios.** 2019. Disponível em: <<https://repositorio.ifgoiano.edu.br/handle/prefix/740>>. Acesso em 10 de dezembro de 2020.

SPARLING, G. P. et al. **Nutrient leaching and changes in soil characteristics of four contrasting soils irrigated with secondary-treated municipal wastewater for four years.** Soil Research, v. 44, n. 2, p. 107-116, 2006.

TRAVIS, Micheal J. et al. **Greywater reuse for irrigation: effect on soil properties.** Science of the Total Environment, v. 408, n. 12, p. 2501-2508, 2010.

VILLARREAL, Gustavo Lisboa. **Avaliação da fertilidade do solo e recomendação de calagem e adubação de área degradada e de plantio de eucalipto Fazenda Água Limpa-FAL/UnB.** 2016.

## Capítulo 2

### **Cultivo de milho em solo irrigado por águas de reúso adubado com biossólidos<sup>2</sup>**

Ellen d'Eliane Santos Paulino<sup>a</sup>, Fernando J. C. Magalhães Filho<sup>a,\*</sup>, Denilson de Oliveira Guilherme<sup>a</sup>

Programa de Ciências Ambientais e Sustentabilidade Agropecuária, Universidade Católica Dom Bosco (UCDB) – 79117-900 Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil<sup>a</sup>.

#### **Resumo**

Sustentabilidade e alta produtividade são um dos maiores desafios atuais para agricultura. A utilização de águas residuárias (água de reúso) na irrigação pode ser uma alternativa viável, pois promove o incremento de nutrientes e pode atingir ambos os objetivos. Porém, seu uso sem monitoramento e pode acarretar em problemas químicos e estruturais ao solo. Uma das melhores alternativas para a recuperação de solos é o uso de componentes orgânicos, como o biossólido. Sendo assim, o presente estudo pretende avaliar a eficácia do uso de biossólidos como fertilizante orgânico no crescimento do milho cultivado em solo irrigado com águas residuárias, com dois tipos de solos, um solo agrícola e um solo em uma área de ETE, irrigado com efluente tratado. Os resultados revelaram que os solos apresentaram melhoras nas características nutricionais e produtividade do milho com médias de 7,48 e 6,68 ton.ha<sup>-1</sup> para os solos agrícola e ETE, respectivamente, apesar dos solos se encontrarem ácidos, com

---

<sup>2</sup> Manuscrito redigido conforme a revista científica *Ecological Engineering*.

pH abaixo de 6. Entretanto, parâmetros que definem o solo como salino mostraram alterações, como a PST do solo com valor de 15,3% em um dos tratamentos, estando acima do ideal para os solos.

**Palavras-chave:** águas residuárias, biossólidos, cultura de milho, produtividade.

## 1. Introdução

Uma das maiores dificuldades agrícolas atuais é alcançar uma alta produtividade e a sustentabilidade ambiental de modo simultâneo. A utilização de águas residuárias na irrigação pode ser uma alternativa viável para o agricultor atingir ambos desafios, pois ela promove o incremento de nutrientes, manutenção da produtividade e diversos benefícios ambientais (de Jesus, 2020). No entanto, a reutilização de águas residuárias tratadas na agricultura requer atenção em diversos aspectos. Seu uso sem monitoramento e dosagem adequada podem acarretar em alterações das características do solo e da cultura, além de provocar um aumento na concentração de sais dissolvidos no solo (Muyen et al., 2011; Ganjegunte et al., 2018), o que dificulta o crescimento das plantas (Nakayama et al., 2006) e enfraquece a estrutura do solo (Regelink et al., 2015), fazendo com que seu uso a longo prazo traga prejuízos para o solo e, conseqüentemente, para o agricultor (Awasthi et al., 2016).

Em solos extremamente degradados, como os que predominam no Cerrado, deve ser estimulada a pesquisa por novas tecnologias e alternativas sustentáveis para correção e potencialização do uso dos solos desse bioma, por

geralmente serem caracterizados pela baixa disponibilidade de nutrientes acidez elevada, tornando-os, muitas vezes, improdutivos (Farias, 2018). Quando há a irrigação com águas residuárias salinas, a busca por alternativas que possam amenizar a quantidade de sais dissolvidos no solo tem sido bastante recorrente, mostrando-se cada vez mais necessárias para melhorar a agricultura e diminuir os impactos causados pelo uso contínuo de águas residuárias na irrigação. Porém, opções como fertilizantes sintéticos e agrotóxicos podem piorar a qualidade do solo já alterado, mostrando ser fundamental a busca por opções orgânicas e ambientalmente positivas.

Uma das melhores alternativas na retirada de sais dissolvidos é o uso de substâncias húmicas provenientes da degradação de matéria orgânica no solo. Essas substâncias possuem a capacidade de realizar trocas entre nutrientes no solo, alterando sua composição e, assim, diminuindo a concentração excessiva de sódio encontrada no local. O biossólido, lodo de esgoto processado, possui uma grande carga de matéria orgânica, com uma concentração de componentes húmicos considerável, fazendo com que seu uso na diminuição da salinidade de solos possa ser bastante explorado. Alguns benefícios da reutilização do biossólido na agricultura é a melhoria das qualidades físicas e químicas do solo, por promover a melhora da estrutura e incremento de nutrientes, além do aumento da capacidade de retenção de água, redução da erosão do solo, maior capacidade de troca catiônica e atividades microbianas, e correção de deficiências de micronutrientes (Coelho et al., 2018).

Em seu estudo, Marouani (2021) destaca o uso de lodo de esgoto para reduzir o acúmulo de sal e concentrações de sódio, além do uso como fertilizante

para o aumento de carbono orgânico no solo. Sua aplicação no solo não só resolve o problema de descarte, mas também ajuda na melhoria da saúde do solo (Balik et al. 2007), na produtividade das culturas (Usman et al. 2012) e na manutenção de um ambiente mais limpo (Jastrzebska et al. 2018).

O cultivo de plantas tolerantes ao estresse salino, juntamente com materiais orgânicos, pode ser uma opção viável para o produtor sem que seja necessário parar o plantio para realizar a recuperação de solos nessas condições. Segundo Moreira (2020), a salinidade do solo pode acarretar diversos efeitos sobre as plantas, podendo até mesmo variar entre as espécies. Além da elevada concentração de sais no solo que altera o desenvolvimento das plantas devido ao aumento da pressão osmótica da solução do solo, a redução da disponibilidade de água e o desequilíbrio na absorção de nutrientes.

No presente estudo, avaliou-se a eficácia do uso de biossólidos como fertilizante orgânico no crescimento do milho cultivado em solo irrigado com águas residuárias, tanto do aspecto da produtividade da cultura, como o seu impacto na melhoria da qualidade do solo. O intuito é obter critérios e parâmetros, para aplicações de biossólidos na agricultura como forma de diminuir a concentração de sais dissolvidos e atuar como fertilizante orgânico para agricultura sustentável.

## **2. Material e Métodos**

O experimento foi conduzido nos meses de agosto a dezembro de 2021, em casa de vegetação da Fazenda Escola da Universidade Católica Dom Bosco

(UCDB), localizada sob as coordenadas geográficas S 20° 26' W 54° 38' a 592m de altitude, no município de Campo Grande – MS. O clima predominante da região é do tipo Am, caracterizado pelo clima tropical de monção, segundo a classificação de Kopper, com temperatura média do mês mais frio maior ou igual a 18 °C (Alvares et al., 2013) e precipitação média anual de 1573mm.

### **2.1. Delineamento experimental**

Para o cultivo do milho, foram utilizados: um solo irrigado com águas residuárias, provenientes da ETE–UCDB, por um período de aproximadamente 10 anos, e um solo agrícola comum, devidamente adubado e preparado para receber plantio.

O experimento foi conduzido em delineamento inteiramente casualizado, com 12 tratamentos, sendo: T1 (Solo Agrícola + Controle); T2 (Solo Agrícola + NPK); T3 (Solo Agrícola + Dose 1 de bio sólido); T4 (Solo Agrícola + Dose 2 de bio sólido); T5 (Solo Agrícola + Dose 3 de bio sólido); T6 (Solo Agrícola + Dose 4 de bio sólido); e T7 (Solo ETE Controle); T8 (Solo ETE + NPK); T9 (Solo ETE + Dose 1 de bio sólido); T10 (Solo ETE + Dose 2 de bio sólido); T11 (Solo ETE + Dose 3 de bio sólido); T12 (Solo ETE + Dose 4 de bio sólido), como demonstrado na Tabela 4, com 3 repetições cada, totalizando, assim, 36 unidades. Para as unidades experimentais foram utilizados vasos plásticos com capacidade de 30kg de solo.

Antes do início do experimento, foi realizada a calagem, com o objetivo de melhorar o pH dos solos e, assim, torná-los mais propícios para o plantio do

experimento. Sendo assim, foi adicionada uma dose de 1 ton.ha<sup>-1</sup> de calcário dolomítico em cada tratamento, totalizando 12,5g por vaso.

**Tabela 4:** Tratamentos utilizados no experimento.

<b>Tratamentos</b>	
<b>T 1</b>	Solo Agrícola Controle
<b>T 2</b>	Solo Agrícola + NPK
<b>T 3</b>	Solo Agrícola + Dose 1 (25%) de biossólido
<b>T 4</b>	Solo Agrícola + Dose 2 (50%) de biossólido
<b>T 5</b>	Solo Agrícola + Dose 3 (75%) de biossólido
<b>T 6</b>	Solo Agrícola + Dose 4 (100%) de biossólido
<b>T 7</b>	Solo ETE Controle
<b>T 8</b>	Solo ETE + NPK
<b>T 9</b>	Solo ETE + Dose 1 (25%) de biossólido
<b>T 10</b>	Solo ETE + Dose 2 (50%) de biossólido
<b>T 11</b>	Solo ETE + Dose 3 (74%) de biossólido
<b>T 12</b>	Solo ETE + Dose 4 (100%) de biossólido

Solo ETE = Solo irrigado pela Estação de Tratamento de Esgoto – UCDB, NPK = Dose de nitrogênio, fósforo e potássio utilizada como fertilizante.

As doses recomendadas de biossólidos foram definidas por meio da necessidade de Nitrogênio para a cultura do milho, com base na análise do parâmetro no solo, em razão do N disponível no biossólido utilizado, de acordo com o cálculo recomendado na Resolução CONAMA 498/2020. Segundo Araújo (2004), a recomendação de adubação de N para o milho é de 217 kg.ha<sup>-1</sup>, e o N disponível no biossólido da ETE Los Angeles, em análise realizada em março de 2021 é de 1012,62 kg.ha<sup>-1</sup>. Sendo assim, a dose máxima de biossólido calculada é de 428,6 ton.ha<sup>-1</sup>, conseqüentemente, as doses de biossólidos utilizadas foram: D1 (25%): 107,25 ton.ha<sup>-1</sup>; D2 (50%): 214,5 ton.ha<sup>-1</sup>; D3 (75%): 321,75 ton.ha<sup>-1</sup> e D4 (100%): 428,6 ton.ha<sup>-1</sup>.

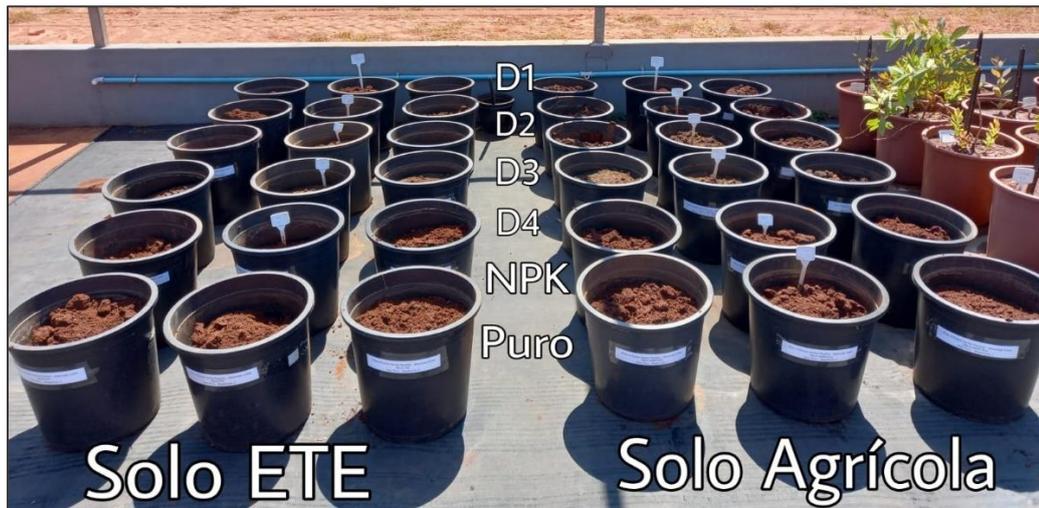
**Tabela 5:** Parâmetros químicos do bio sólido.

Resíduo	pH	N	P	K	Mg	Ca	Na	CO
	H <sub>2</sub> O				mg.kg <sup>-1</sup>			%
<b>Bio sólido</b>	8,49	2503,33	10467,35	903,90	2731,00	18281,63	1075,04	24,13
<b>Desv. Padrão</b>	0,87	1591,27	2712,48	192,19	697,68	4274,32	325,22	2,95

pH = Potencial Hidrogeniônico; N = Nitrogênio Total; P = Fósforo; K = Potássio; Mg = Magnésio; Ca = Cálcio; Na = Sódio; CO = Carbono Orgânico.

Para o preparo das amostras, os vasos foram preenchidos com o solo e dose de calcário para os tratamentos controle e com NPK e Solo, dose de calcário e doses de bio sólido, para os demais tratamentos. As doses de bio sólido foram adicionadas em duas partes, sendo metade no início do experimento e a outra metade durante o desenvolvimento do cultivo, conforme o Manual De Recomendações Técnicas da Cultura Do Milho (Darós, 2015). As amostras foram misturadas para se criar uma porção homogênea e mantidas em repouso por um período de 15 dias para estabilização. Durante esse período as amostras foram irrigadas, para se manter uma umidade de 60%, a uma frequência de 1 vez a cada dois dias. No ato do plantio do cultivo, adicionou-se a dosagem de NPK recomendada para o milho aos tratamentos T2 e T8, sendo: 30 kg.ha<sup>-1</sup> de cloreto de potássio (K) e 10kg.ha<sup>-1</sup> de uréia, (N) para cada tratamento, de acordo com o Manual De Recomendações Técnicas da Cultura Do Milho (Darós, 2015). Já para o fósforo (P) foi adicionado 21 kg.ha<sup>-1</sup> de superfosfato simples para o T2 e 39 kg.ha<sup>-1</sup> para o T8, devido à diferença de concentração inicial do elemento em cada solo.

**Figura 8:** Delineamento experimental.

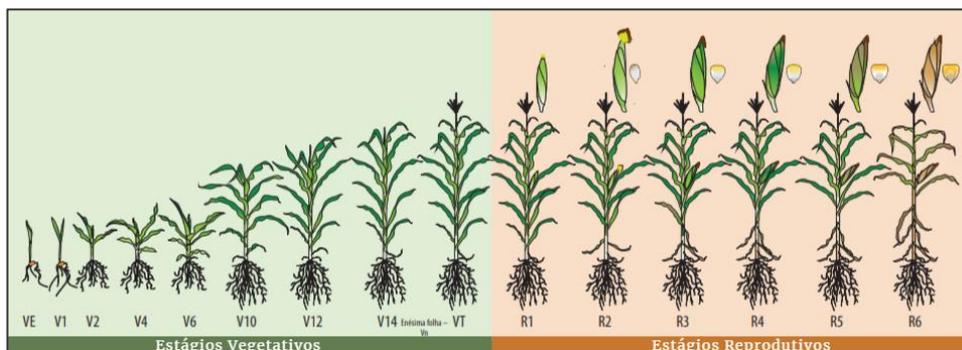


Fonte: Imagem do Autor (2021).

## 2.2. Cultivo de Milho

Após a estabilização do solo com as doses de bioossólidos e calagem e adição da dose de NPK, foram plantadas 3 sementes de milho híbrido FS533PWU por vaso, para obtenção de 1 planta por unidade experimental, totalizando 36 plantas, que foram cultivadas até atingirem o estágio reprodutivo R6. Quando as plantas atingiram a fase V3 ( após o surgimento da 3ª folha, como mostrado na Figura 10), o restante das doses de bioossólidos foi aplicado, para se obter um acréscimo de nutrientes e maior desenvolvimento das plantas.

**Figura 9:** Fases de Desenvolvimento da Cultura do Milho.



**Fonte:** Mais Soja (2020).

Durante o experimento, a altura das plantas foi medida por seis vezes, determinada na altura da bainha da primeira folha completamente expandida, para verificar a diferença de crescimento entre os tratamentos. Ao final do experimento, para determinação da matéria seca da parte aérea (MSPA), as plantas foram cortadas ao nível do solo, picadas e colocadas dentro de sacos de papel e, em seguida, levadas à estufa a 40°C por 5 dias, até a estabilização do peso, como feito por Costa (2019). Após, o material foi pesado e enviado para análise no Biotec Laboratório Agroindustrial LTDA – ME, localizado no município de São Gabriel do Oeste – MS para se obter as concentrações de N, P, K, Ca, Mg, S, B, Cu, Fe, Mn, Zn, Mo, Ni, Cr, Pb, Cd, As e proteína bruta da matéria foliar.

**Figura 10:** Medição da altura da planta.



**Fonte:** Imagem do Autor (2021).

Após as plantas atingirem a fase R6 de reprodução, onde já se encontram secas, foi avaliada a quantidade de espigas de milho produzidas por planta que, posteriormente, foram separadas por tratamento e debulhadas manualmente. Foram determinados o número de grãos por espiga e o peso de todos os grãos de cada planta, a fim de demonstrar a produção total de espigas e grãos para cada tratamento, para cálculos de produtividade (Costa, 2019).

### **2.3. Análises Laboratoriais no Solo**

Ao final do experimento, uma amostra de 500 g de solo de cada tratamento foi retirada e encaminhada, para determinação de suas propriedades químicas também no Biotec Laboratório Agroindustrial LTDA – ME, sendo analisados os seguintes parâmetros: pH, em CaCl<sub>2</sub> e em água, Condutividade Elétrica (CE), pelo extrato de pasta saturada na razão 1:5; Matéria Orgânica (MO) e Carbono

Orgânico (CO), ambos pelo Método Colorimétrico; bases trocáveis ( $K^+ + Ca^{2+} + Mg^{2+}$ ) e fósforo, sendo o potássio (K) e fósforo (P) determinados pelo método de Melich e cálcio (Ca) e magnésio (Mg) calculados por  $NH_4Cl$ ; Nitrogênio Total; Sódio; capacidade de troca catiônica (CTC), por meio da soma das bases; e Porcentagem de Sódio Trocável (PST), de acordo com o Manual de Métodos de Análise de Solo da Embrapa (2011).

#### **2.4. Análises Estatísticas**

Os resultados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e médias comparadas pelo teste Tukey à 5%, em RStudio.

### **3. Resultados e Discussões**

#### **3.1. Parâmetros Químicos do Solo**

Diferenças significativas foram observadas nos parâmetros dos solos após a utilização de bio sólidos. Porém, diferentes dosagens promoveram alterações divergentes em relação ao solo inicial, como pode ser observado nas tabelas 6, 7, 8 e 9, que apresentam os valores de diversos parâmetros químicos dos solos estudados.

Os tratamentos com maiores taxas de aplicação de bio sólidos apresentaram valores maiores em relação aos tratamentos controles para diversos parâmetros, como: MO, CO, CTC e algumas bases trocáveis. Em geral, esses resultados indicam que a adição de bio sólidos foi benéfica ao solo,

forneendo nutrientes para as plantas, sendo consistente por corroborar com vários outros estudos (Abreu-Junior et al., 2017; Melo et al., 2018; Carbonell et al., 2011).

**Tabela 6:** Parâmetros químicos do solo agrícola – Parte 1.

Tratamentos	pH	CE	MO	CO	CTC	PST
	H <sub>2</sub> O	µS/cm	g.dm <sup>-3</sup>		cmolc.dm <sup>-3</sup>	%
<b>Agr Puro Inicial</b>	6,1	236,12	8,0	5,0	6,0	6,1
<b>Agr Puro final</b>	5,2	114,24	31,0	18,0	8,3	7,76
<b>Agr NPK</b>	5,3	123,2	23,0	13,0	9,0	6,35
<b>Agr D1</b>	4,4	102,48	28,0	16,0	8,7	6,65
<b>Agr D2</b>	4,2	199,72	49,0	28,0	11,8	4,48
<b>Agr D3</b>	4,1	244,52	58,0	34,0	13,2	4,51
<b>Agr D4</b>	4,0	822,4	68,0	39,0	15,5	3,87

CE = Condutividade Elétrica; MO = Matéria Orgânica; CO = Carbono Orgânico; CTC = Capacidade de troca catiônica; PST = Porcentagem de sódio trocável.

**Tabela 7:** Parâmetros químicos do solo agrícola – Parte 2.

Tratamentos	Bases Trocáveis								S.B	S.Al
	Ca	Mg	Al	K	H+Al	Na	N	P	%	
	cmolc.dm <sup>-3</sup>				mg.dm <sup>-3</sup>	g/kg	mg.dm <sup>-3</sup>			
<b>Agr Puro Inicial</b>	2,15	1,21	0,05	0,26	2,4	84,2	1,38	1,6	60,3	1,4
<b>Agr Puro final</b>	4,01	1,52	0,05	0,26	2,5	148,2	1,53	26,8	69,8	0,9
<b>Agr NPK</b>	4,67	1,55	0,03	0,18	2,6	131,4	1,49	34,4	71,1	0,5
<b>Agr Dose 1</b>	3,15	0,6	0,11	0,08	4,9	133,1	2,26	38,0	44,0	2,8
<b>Agr Dose 2</b>	3,24	0,43	0,26	0,08	8,0	121,5	4,28	103,9	31,8	6,5
<b>Agr Dose 3</b>	3,42	0,35	0,46	0,08	9,4	136,8	5,22	111,2	29,2	10,7
<b>Agr Dose 4</b>	4,77	0,92	0,58	0,08	9,7	137,9	6,47	117,2	37,2	9,1

Ca = Cálcio; Mg = Magnésio; Al = Alumínio; K = Potássio; H+Al = Hidrogênio + Alumínio; Na = Sódio; N = Nitrogênio Total; S.B= Saturação de Bases; S.Al = Saturação de Alumínio.

**Tabela 8:** Parâmetros químicos do solo ETE – Parte 1.

Tratamentos	pH	CE	MO	CO	CTC	PST
	H <sub>2</sub> O	µS/cm	g.dm <sup>-3</sup>		cmolc.dm <sup>-3</sup>	%
<b>ETE Puro inicial</b>	5,8	349,14	12,0	7,0	8,4	4,98
<b>ETE Puro final</b>	5,4	122,52	18,0	10,0	7,3	7,89
<b>ETE NPK</b>	5,4	123,84	16,0	9,0	7,1	7,67
<b>ETE Dose 1</b>	4,3	126,12	26,0	15,0	7,9	15,33
<b>ETE Dose 2</b>	4,2	142,28	30,0	17,0	9,2	6,08
<b>ETE Dose 3</b>	4,1	267,36	54,0	31,0	11,1	4,92
<b>ETE Dose 4</b>	4,2	690,6	63,0	37,0	14,2	4,41

CE = Condutividade Elétrica; MO = Matéria Orgânica; CO = Carbono Orgânico; CTC = Capacidade de troca catiônica; PST = Porcentagem de sódio trocável.

**Tabela 9:** Parâmetros químicos do solo ETE – Parte 2.

Tratamentos	Bases Trocáveis								S.B	S.AI
	Ca	Mg	Al	K	H+Al	Na	N	P	%	
	cmolc.dm <sup>-3</sup>				mg.dm <sup>-3</sup>	g/kg	mg.dm <sup>-3</sup>			
<b>ETE Puro inicial</b>	2,47	0,76	0,07	0,45	4,7	96,3	1,84	10,5	43,8	1,9
<b>ETE Puro final</b>	3,03	1,73	0,03	0,16	2,4	132,4	1,34	7,3	67,4	0,6
<b>ETE NPK</b>	2,82	1,34	0,06	0,14	2,8	125,2	1,249	6,7	60,6	1,4
<b>ETE Dose 1</b>	2,3	0,46	0,14	0,09	5,1	278,5	1,747	28,0	36,1	4,7
<b>ETE Dose 2</b>	3	0,42	0,15	0,07	5,7	128,7	3,013	54,9	37,9	4,1
<b>ETE Dose 3</b>	3,23	0,44	0,31	0,08	7,4	125,7	6,965	130,5	33,8	7,6
<b>ETE Dose 4</b>	4,2	0,6	0,5	0,06	9,3	144,1	1,529	129,6	34,2	9,3

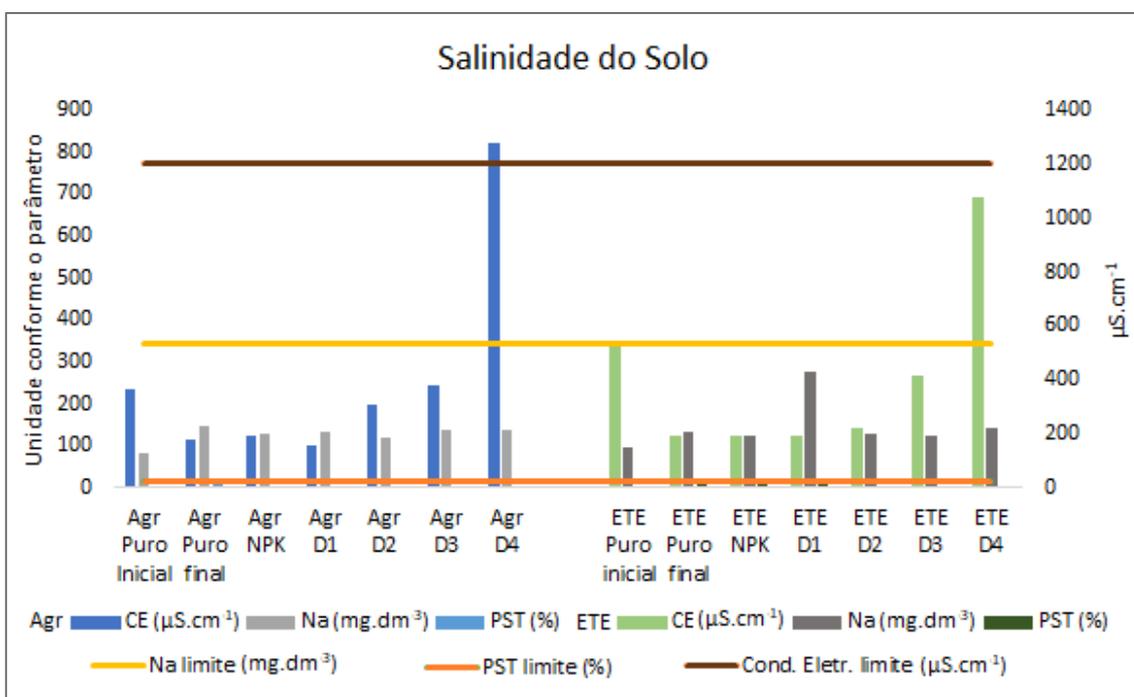
Ca = Cálcio; Mg = Magnésio; Al = Alumínio; K = Potássio; H+Al = Hidrogênio + Alumínio; Na = Sódio; N = Nitrogênio Total; S.B= Saturação de Bases; S.AI = Saturação de Alumínio.

### 3.1.1. Salinidade do Solo

As águas de reúso utilizadas como fonte de irrigação podem ocasionar o aumento da salinidade do solo, elevando a condutividade elétrica, a

concentração de sódio e a Porcentagem de Sódio Trocável (PST). Alguns estudos, como os de Kelly et al. (2007), mostram que o uso de biofósseis como fertilizante pode diminuir o grau de salinidade do solo, alterando esses parâmetros. Porém, é possível observar na Figura 12 que os parâmetros relacionados à salinidade se apresentam elevados com o incremento de biofósseis.

**Figura 11:** Parâmetros relacionados à salinidade dos solos agrícola e ETE.



Em ambos os solos, houve um aumento na CE do solo com a Dose 4 (428,6 ton.ha<sup>-1</sup>) de biofósseis, o mesmo foi observado por González-Flores (2017) em seu experimento, onde a CE aumentou com altas doses de biofósseis, além de estudos como os de Schroeder et al. (2008) e Bañuelos et al. (2007), que encontraram a mesma tendência na CE quanto à aplicação de biofósseis. Esta situação pode implicar um risco a mais com relação à salinidade para o solo, mostrando que, apesar de estudos como os de Tejada et al. (2006) e

Walker e Bernal (2008) apresentaram que os biossólidos foram eficazes na diminuição da salinização, os resultados dependem de sua caracterização inicial e doses aplicadas.

Esse fenômeno do aumento da CE pode ser explicado pela adição de matéria orgânica ao solo, pelo incremento de biossólidos, o que promove a formação e estabilização de agregados no solo, gerando poros contínuos, o que aumenta a condutividade da eletricidade (González-Flores, 2017).

Apesar de os estudos citados anteriormente mostrarem que os biossólidos possuem a capacidade de diminuir a concentração de sódio no solo, em ambos os solos (Agrícola e ETE), houve um aumento do parâmetro em relação à concentração inicial, em todos os tratamentos. Isso possivelmente se deve ao valor de sódio encontrado no biossólido, que proporcionou um incremento do elemento no solo.

Araújo et al. (2022) afirmam que, dependendo de suas características iniciais, a aplicação de biossólidos em solos utilizados para o plantio pode acarretar no aumento da concentração de sódio no local, podendo afetar a absorção de água e nutrientes pelas culturas além de afetar a estrutura do solo, prejudicando a infiltração de água e crescimento de raízes.

Foi verificado por Nascimento et al. (2004) um aumento no teor de sódio do solo após a aplicação de altas doses de biossólidos. Alves (2021) também observou que a concentração de Na e, conseqüentemente, a PST, aumentaram linearmente com as aplicações de doses elevadas de biossólidos, apesar de a PST ainda se manter abaixo do valor crítico.

Sendo assim, com o aumento da concentração de sódio, a tendência é de que a porcentagem de sódio trocável também seja elevada, podendo causar danos ao solo (Guimarães, 2021). Entretanto, na análise realizada foi encontrado que houve uma queda na PST do solo nos tratamentos com biossólidos, em relação aos tratamentos controles T1 e T7, com exceção do tratamento T9, com a dose 1 (107,25 ton.ha<sup>-1</sup>) do solo ETE, que é o único que apresenta um valor de PST acima do limite recomendado.

Guimarães (2021) também afirma que condicionadores orgânicos, como o biossólido, podem auxiliar na redução da PST devido à decomposição da matéria orgânica, que libera CO<sub>2</sub> e ácidos orgânicos, sendo assim, justificável os baixos níveis de porcentagens encontrados na maioria dos tratamentos incrementados com biossólidos.

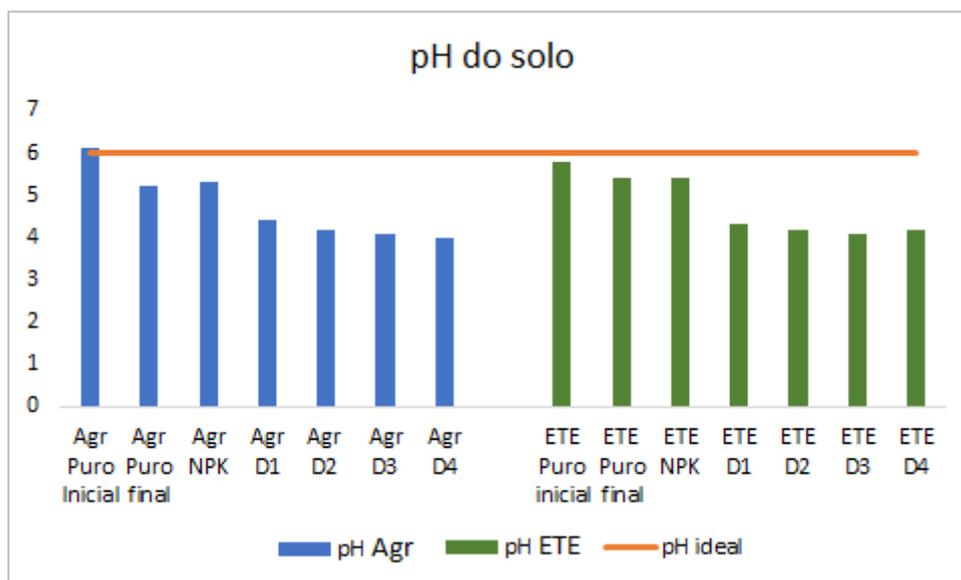
Uma das justificativas para o aumento da CE, PST e Na, pode ser a aplicação de altas doses de biossólidos no solo (de 107,25 a 428,6 ton.ha<sup>-1</sup>) realizadas no experimento, considerando que estudos como os de Garcia-Orenes et al. (2005) e Bai et al. (2019) encontraram redução da salinidade do solo com doses de 60 e 100 ton.ha<sup>-1</sup> e 30, 75 e 150 ton.ha<sup>-1</sup>.

### **3.1.2. pH do Solo**

Segundo Rabel (2018), o pH é um dos principais fatores que atuam no sistema do solo, sendo fundamental para diversas reações, impactando diretamente na disponibilidade de macronutrientes e demais parâmetros. valores de pH entre 5,5 a 6,5 s geralmente são melhores para o desenvolvimento da maioria das culturas. Os solos brasileiros, da maioria das regiões, são

conhecidos por serem ácidos, com pH em torno de 5 (Tiecher, 2018). Os valores obtidos para o pH dos solos do experimento estão expostos na Figura 13.

**Figura 12:** pH dos solos agrícola e ETE.



Apesar do tratamento com calcário dolomítico ao início do experimento, o pH dos tratamentos com bioossólidos dos solos estudados apresentou uma queda em relação aos tratamentos controle, chegando à valores próximos de 4, que é considerado um pH ácido. Segundo Jordan (2020), os solos tropicais são estáveis mesmo em baixos valores de pH, porém, quando o pH do solo atinge valores inferiores a 5, o Fe e Al se liberam na solução do solo e podendo reagir com o fosfato. Sendo assim, a diminuição do pH após a aplicação de bioossólidos possibilita a quebra da estrutura dos argilominerais e, como resultado, são liberados Al e Fe, que reagem com o fosfato, criando compostos bastante insolúveis.

Em seu estudo, González-Flores (2017) também observou que a adição de elevadas doses de bioossólidos apresenta pH levemente ácido em relação ao

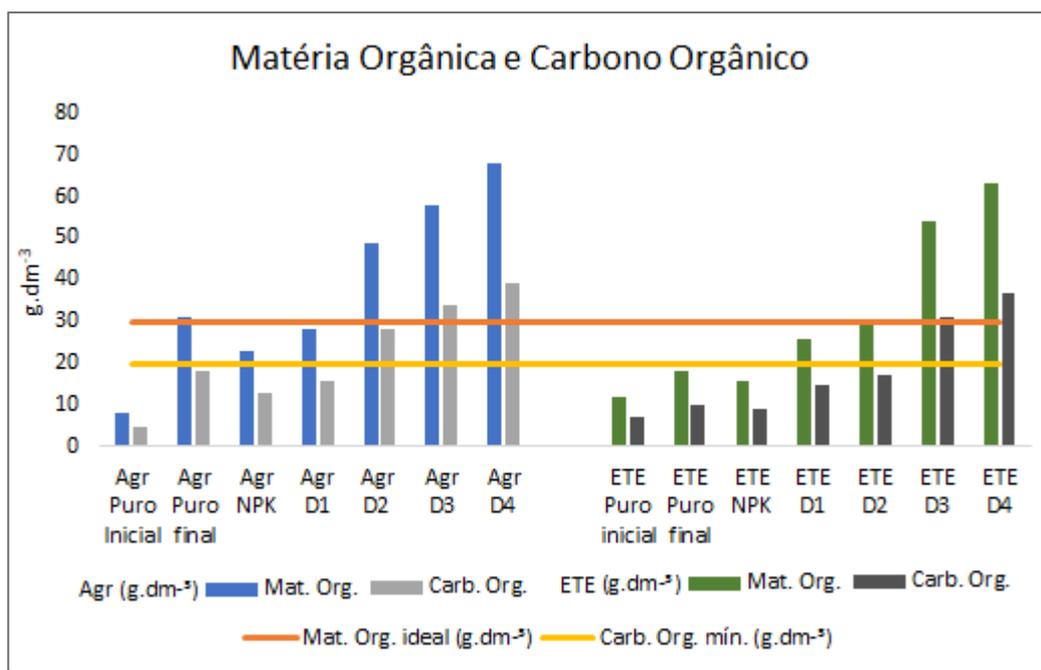
solo controle. Villa et al. (2021) sugerem que a decomposição do biossólido pode ser a causa do pH mais baixo devido à liberação de ácidos orgânicos para o solo.

Entretanto, estudos de Júnior et al. (2021) indicaram que a adição de biossólidos em altas dosagens (de 196 a 865 ton.ha<sup>-1</sup>) proporcionou um aumento do pH em solos tropicais após 6 anos de uso, dispensando o uso de corretivos, como o calcário, para o uso agrícola e mantendo seu valor próximo da neutralidade. Isso provavelmente se deve às características iniciais do composto utilizado no local, que se encontravam mais básicas.

### 3.1.3. Fertilidade e Saturação de Bases

A fertilidade do solo é definida por diversos parâmetros associados, que, em conjunto, proporcionam ao solo condições adequadas para seu uso no agronegócio. Nas Figuras 14, 15, 16 e 17 é possível observar as alterações causadas pelo incremento de biossólidos nos solos estudados.

**Figura 13:** MO e CO dos solos agrícola e ETE.



As taxas de matéria orgânica do solo mostraram aumentos nos tratamentos com bio sólidos, principalmente no solo agrícola, principalmente nas doses D3 (321,75 ton.ha<sup>-1</sup>) e D4 (428,6 ton.ha<sup>-1</sup>), que apresentaram valores na casa dos 50 e 60, respectivamente, como é possível observar na Figura 12. Os valores analisados estão até mesmo acima da faixa de MO ideal para os solos, que seria de 3%. Alvarez-Campos (2019) mostra que os parâmetros físicos do solo melhoraram com as taxas de bio sólidos, provavelmente resultado do alto aporte de matéria orgânica com esses tratamentos.

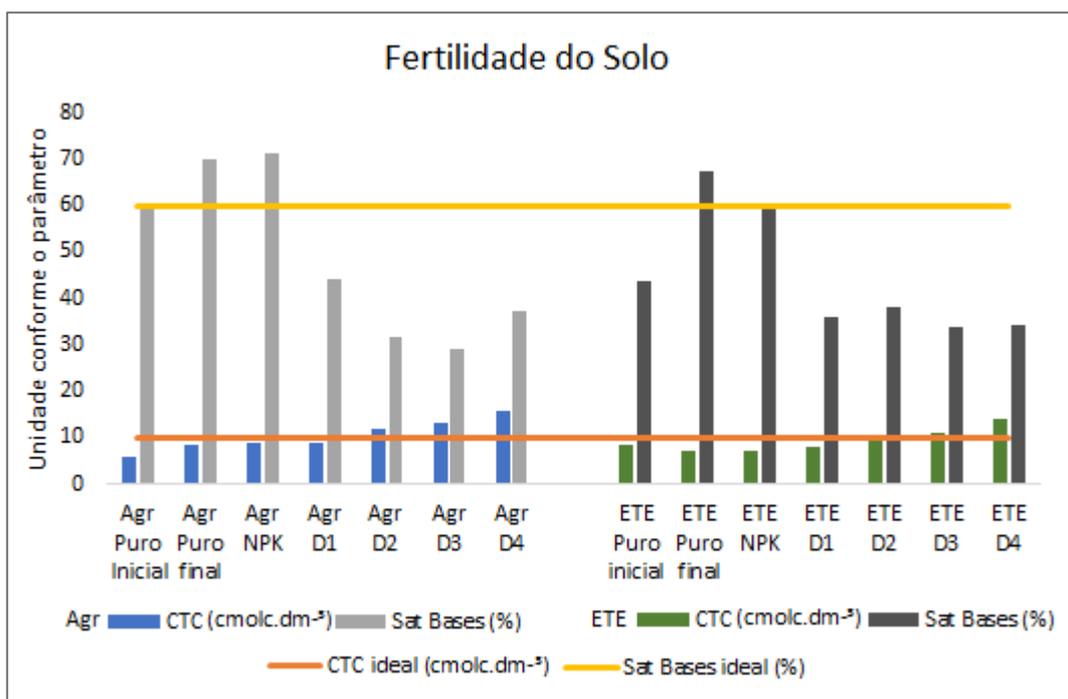
A adição de matéria orgânica ao solo, que é rica em carbono orgânico, acaba influenciando diretamente nas propriedades químicas, físicas e biológicas do solo. Desse modo, o incremento de bio sólidos pode acarretar uma maior fixação do carbono orgânico no solo, devido ao seu alto teor de MO (Costa, 2019). Estudos como os de Iwata et al. (2010) relatam que o carbono orgânico do solo contribui para a manutenção das propriedades do solo, principalmente em solos tropicais, como os encontrados no Brasil. Assim, o CO funciona como fonte de energia para a microbiota do solo, além de fornecer nutrientes e disponibilizar água para as culturas.

Com isso, é possível verificar um aumento do carbono orgânico proporcionado pelo bio sólido em ambos os solos e todas as doses, como foi para Villa et al. (2021), que encontrou em seu experimento um aumento do carbono orgânico do solo com a correção de bio sólidos. Entretanto, apenas as doses mais altas proporcionaram um incremento acima do valor aconselhado de CO para o solo.

Estudos como os de Montanaro et al. (2010), demonstram que solos com menos de 20 mg.dm<sup>-3</sup> de carbono orgânico podem ser considerados erodíveis e, embora não seja encontrado um limite crítico para o teor de CO no solo, valores abaixo de aproximadamente 2%, têm sido relatados por trazerem significativa deterioração estrutural do solo.

Sendo assim, o incremento de matéria orgânica proporcionado pelo biossólido é fundamental para o potencial produtivo do solo, pois auxilia no aumento do CO, trazendo efeitos positivos para o solo e, conseqüentemente, para a produção de milho (Barbosa, 2007).

**Figura 14:** Parâmetros relacionados à fertilidade dos solos agrícola e ETE.



Um dos principais indicadores de qualidade do solo é o índice de saturação de bases, que consiste em um dos responsáveis pelo indicativo da condição geral da fertilidade do solo, e representa a contribuição das bases

trocáveis no complexo de troca, sendo quantificada pela porcentagem de espaços de troca do solo ocupados pelos cátions de básicos (Farias, 2018).

Fernández-Caliani (2021) mostra que o percentual de saturação por bases, no solo com aplicação de biossólidos, foi inferior a 50% na maioria das amostras. Isso também acontece nos tratamentos com biossólidos nos solos ETE e agrícola. Apenas os tratamentos T1, T2, T7 e T8, que correspondem aos tratamentos controle e com NPK de ambos os solos apresentam valores de saturação de bases acima de 60%, que é considerado excelente para o solo, como demonstrado na Figura 15.

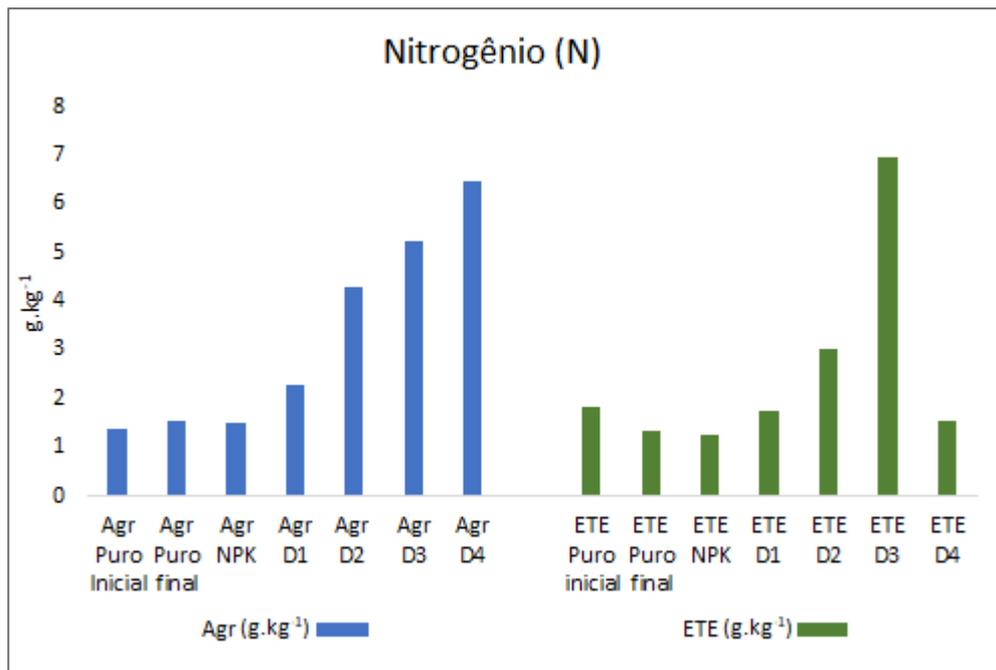
Isso exemplifica que a adição de biossólidos proporcionou a queda da SB, sendo maior observada na dose D3 (321,75 ton.ha<sup>-1</sup>) de biossólido. Desse modo, os solos com incremento de biossólidos são considerados distróficos, por apresentarem uma saturação de bases abaixo de 50%, possuindo, então, baixo poder de fertilidade segundo a classificação da Embrapa (Dos Santos, 2018).

Contreras-Ramos (2005) mostra que uma das reações que a aplicação de biossólidos proporciona ao solo é o aumento da Capacidade de Troca Catiônica, sendo ela controlada, principalmente, pelo acúmulo de matéria orgânica do solo. Fu (2021) ainda complementa que o acúmulo de matéria orgânica do solo em componentes orgânicos, como o biossólido, pode produzir mais cargas negativas que permitem o aumento da CTC.

Vaughn (2021) afirma que a CTC é elevada em solos que utilizam doses maiores de biossólidos, como é observado nos tratamentos com doses D3 (321,75 ton.ha<sup>-1</sup>) e D4 (428,6 ton.ha<sup>-1</sup>) de biossólidos. O incremento

proporcionou um aumento da CTC, apresentando valores mais próximos ao nível ideal indicado para o solo. Da mesma forma, Sidhu (2019) encontrou que as capacidades de troca catiônica (CTC) foram maiores em solos com biossólidos e menores em solos não modificados.

**Figura 15:** Nitrogênio dos solos agrícola e ETE.



Segundo Zhang et al. (2015) uma parte do N no solo é transformada em gás, enquanto outra parte é assimilada por microrganismos, o que reduz o N total e absorvível no solo. Os autores também relataram que a aplicação de matéria orgânica aumenta a disponibilidade de N porque a elevada concentração de nutrientes adicionados pela MO aumenta a atividade e o crescimento das comunidades microbianas.

Desse modo, a aplicação de corretivos orgânicos com altas concentrações de MO, aumenta a absorvibilidade do N, como é visto nos tratamentos correspondentes ao solo agrícola, demonstrados na Figura 16.

Porém, os tratamentos do solo ETE apresentam valores de N inconstantes e sem linearidade, o que, provavelmente, se deve pelas características do solo após a irrigação com águas residuárias.

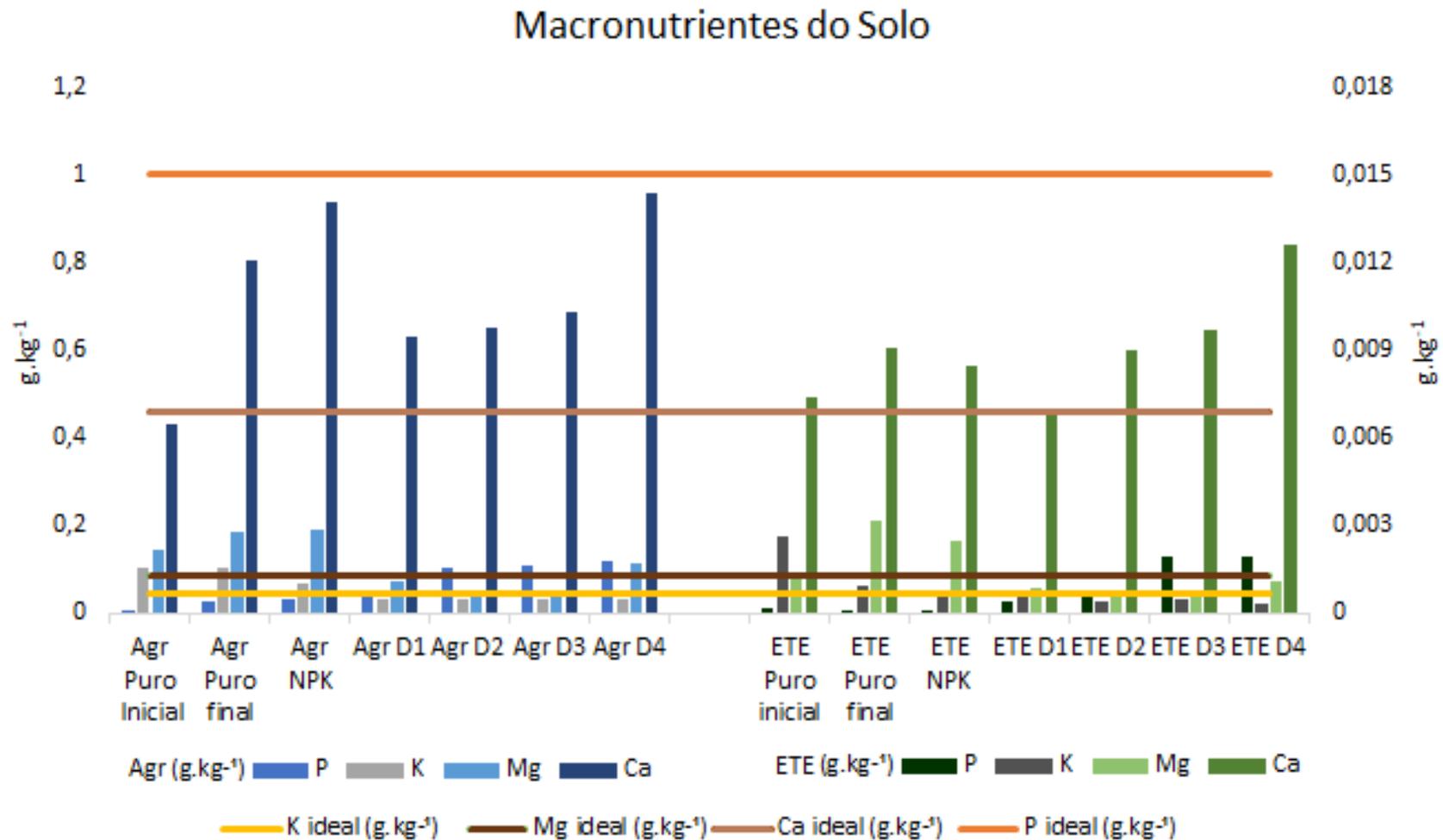
Fonseca (2001) observou que a irrigação a longo prazo com águas residuárias pode aumentar a taxa de decomposição da matéria orgânica do solo, podendo acarretar na diminuição nos teores de N do solo, juntamente com isso, mostra que, nos solos que recebem resíduos orgânicos como fertilizantes, a mineralização do N depende da composição do composto e das características do solo utilizado.

Os valores encontrados para o fósforo (Figura 17) mostram que houve um aumento geral na concentração do elemento, proporcionado pelas doses de biossólidos, principalmente nas doses D3 (321,75 ton.ha<sup>-1</sup>) e D4 (428,6 ton.ha<sup>-1</sup>), (Figura 17). No solo agrícola, todos os tratamentos apresentaram uma elevada faixa de P, estando dentro do que é recomendado pelo Guia Prático para Interpretação de Resultados de Análises de Solo (Sobral, 2014). Porém, no solo ETE, os tratamentos T7 e T8 (sem biossólidos) apresentaram valores abaixo do recomendado, mostrando que o complemento foi proporcionado pelo composto, apesar da fertilização com Super Simples no tratamento com NPK.

Zhang (2015) afirma que o aumento da disponibilidade de P em solos fertilizados organicamente pode ser devido à alta atividade microbiana induzida pela adição de resíduos orgânicos, que aceleram a ciclagem de P. A decomposição da matéria orgânica adicionada, bem como as alterações das propriedades do solo, aumenta a disponibilidade de P.

Xu et al. (2014) também observaram em seus estudos que solos mais ácidos fixam mais P, como aconteceu nos tratamentos com biossólidos, que tiveram uma diminuição do pH, porém apresentam maiores concentrações de fósforo. Desse modo, além da adição de fósforo proporcionada pelo biossólido, o pH mais ácido permitiu que o elemento fosse fixado no solo.

Figura 16: Macronutrientes dos solos agrícola e ETE.



Houve uma queda nos valores de potássio nos tratamentos com bio sólidos, principalmente no solo ETE, que possuía inicialmente  $0,176 \text{ g.kg}^{-1}$  e obteve uma média de  $0,029 \text{ g.kg}^{-1}$  nos tratamentos com bio sólidos. Já o solo Agrícola, resultou em  $0,031 \text{ g.kg}^{-1}$  para todos os tratamentos com bio sólidos. Em seu trabalho, Lin (2020) observou que os tratamentos com bio sólidos resultaram em concentrações mais baixas de K ao longo dos anos, devido à baixa concentração do elemento no bio sólido.

Barbosa apresenta em seu estudo que não houve diferença significativa para os valores de K em comparação à sua testemunha, em razão de o bio sólido ser deficiente neste elemento. O autor ainda afirma que é recomendada a suplementação mineral potássica quando for utilizado somente o bio sólido como adubação complementar (Barbosa, 2007).

Normalmente, o bio sólido promove o aumento de cargas negativas devido à sua alta concentração de MO, além de enriquecer o meio principalmente com  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$ , fato que contribui para o aumento da CTC, porém os resultados encontrados nas análises de solo mostraram que os tratamentos com bio sólidos promoveram uma queda nos valores de Ca e Mg (Barbosa, 2007). No entanto, ambos os solos, denominados como controle, apresentavam valores tanto de cálcio quanto magnésio acima do ideal. Assim, a queda proporcionada pelos bio sólidos manteve os números dos elementos dentro do limite ideal para o solo.

Júnior et al. (2021) apresentam que a presença de Ca e Mg no bio sólido é normalmente encontrada na forma de minerais, sendo assim, dependendo da

cultura utilizada, a exigência dos elementos pode ser fornecida mesmo com pequenas dosagens.

### **3.2. Crescimento do Milho**

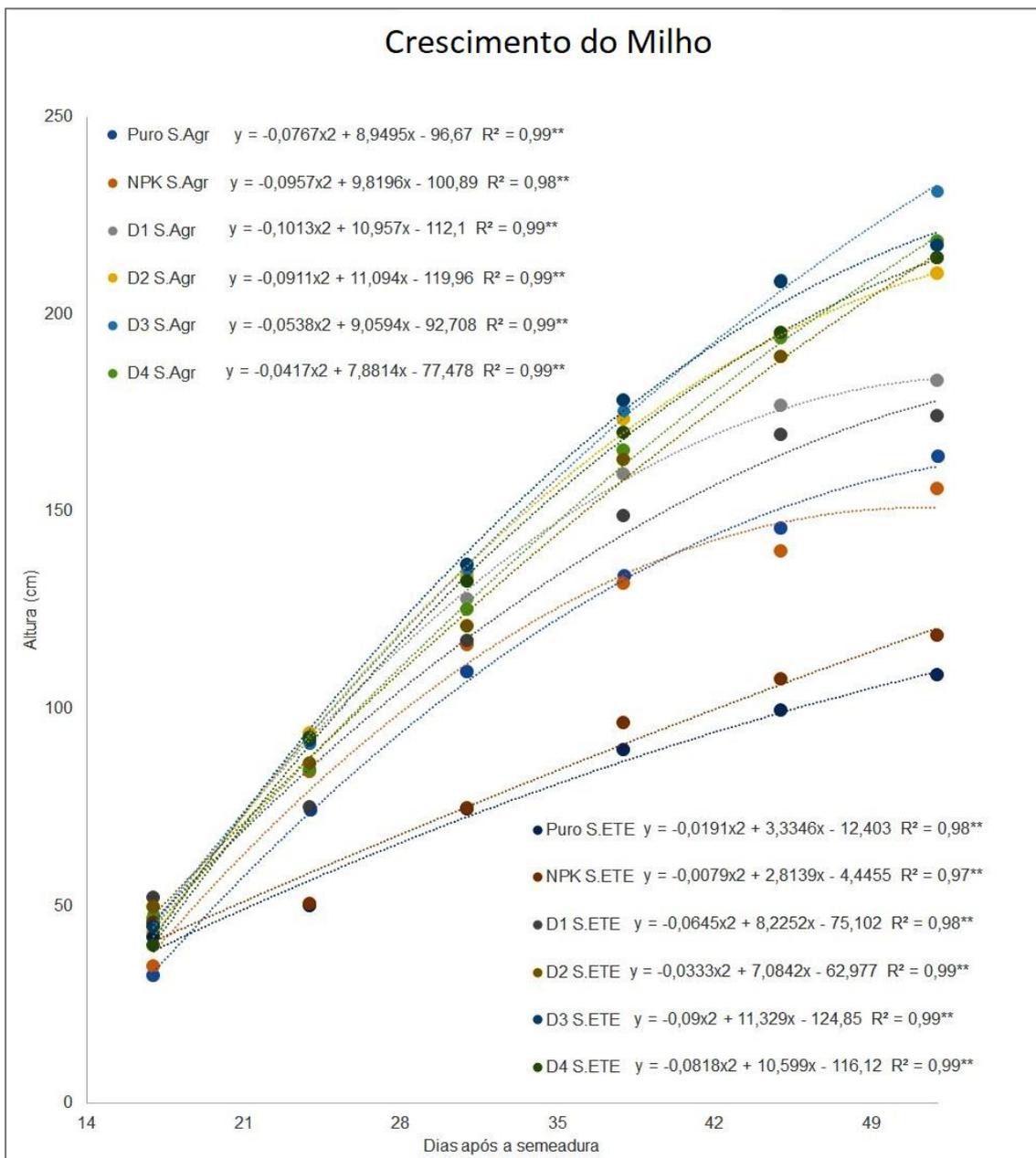
As plantas que apresentaram um maior crescimento no período de experimento foram as doses D3 (321,75 ton.ha<sup>-1</sup>) de ambos os solos (tratamentos T5 e T11), seguidas pelos tratamentos D4 (428,6 ton.ha<sup>-1</sup>) e D2 (214,5 ton.ha<sup>-1</sup>), com o segundo e terceiro maior desenvolvimento, respectivamente, como visto na Figura 18.

As plantas com o menor crescimento são os tratamentos Puro e NPK do solo ETE (T7 e T8), indicando que o incremento com bio sólido nos demais tratamentos foi fundamental para proporcionar nutrientes necessários para um crescimento adequado.

Costa et al. (2019) verificou que os tratamentos com doses de bio sólidos apresentaram os melhores resultados de desenvolvimento das plantas quando comparados aos demais tratamentos.

Magela et al. (2019), avaliando os efeitos da adubação com bio sólidos, constataram que a aplicação do incremento proporcionou alturas nas plantas superiores aos fornecidos pelos fertilizantes minerais, confirmando a eficiência do composto no presente estudo.

Figura 17: Gráfico de crescimento do milho.

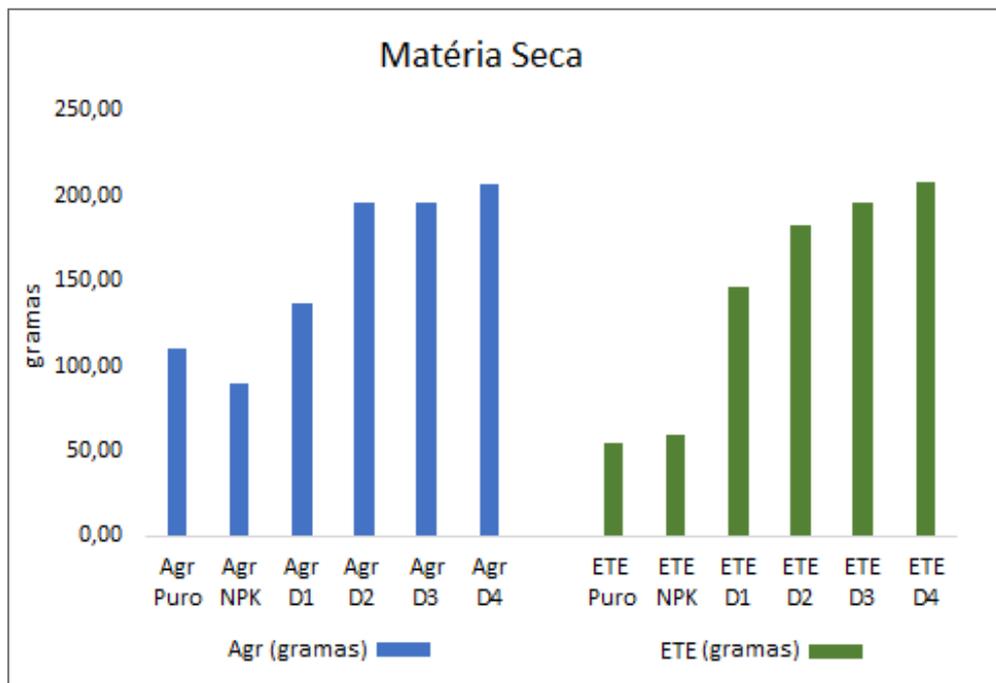


### 3.3. Parâmetros da Folha

A aplicação de biofósforos nos solos de cultivo apresentou maior quantidade de matéria seca das plantas de milho, como é possível observar na Figura 19. Esse aumento na produção de massa seca da parte aérea das plantas foi influenciado pela adição do biofósforo, sendo um indicativo do seu efeito

nutricional como fertilizante orgânico. O mesmo foi observado por Barros et al. (2011) e Simonete et al. (2003), mostrando um comportamento semelhante com relação à massa seca das partes aéreas de plantas de milho, fertilizadas com bio sólidos.

**Figura 18:** Teor de matéria seca foliar do milho.



Martins et al. (2018) afirmam que a maior biodisponibilidade de nutrientes no solo encontrada nos tratamentos com bio sólidos é a provável causa da maior produção de matéria seca nas plantas de milho. Segundo os autores, em relação aos termos nutricionais, o milho é considerado uma planta exigente, sendo uma das culturas que apresentam melhores resultados com uso e bio sólidos como fertilizante.

Comparado com o solo inicial e aos tratamentos T1 e T7 com os solos puros, os demais tratamentos com bio sólido alteraram os valores de diversas variáveis medidas, além de proporcionar plantas mais altas e maior produção de biomassa seca, sendo, principalmente, observados em tratamentos com maiores

doses de biofóssido. Esses resultados podem ser atribuídos à grande contribuição do biofóssido ao solo em relação à matéria orgânica e nitrogênio, o que favorece o desenvolvimento da planta e uma maior produção de biomassa (González-Flores, 2017). O aumento da produção de biomassa em função da dose de biofóssido também foi observado por Hernández et al. (2005) e Wang et al. (2008).

É possível observar que as doses de biofóssidos influenciam na quantidade de matéria seca obtida nos tratamentos T6 e T12, correspondentes às maiores doses de biofóssidos de cada solo, que apresentam valores de matéria seca mais elevados em relação aos demais tratamentos. Isso está de acordo com os resultados obtidos por Tranin et al. (2005), Souto et al. (2005) e Araújo et al. (2009), que encontraram uma relação positiva entre os níveis de doses de biofóssido e a produção de matéria seca das plantas de milho.

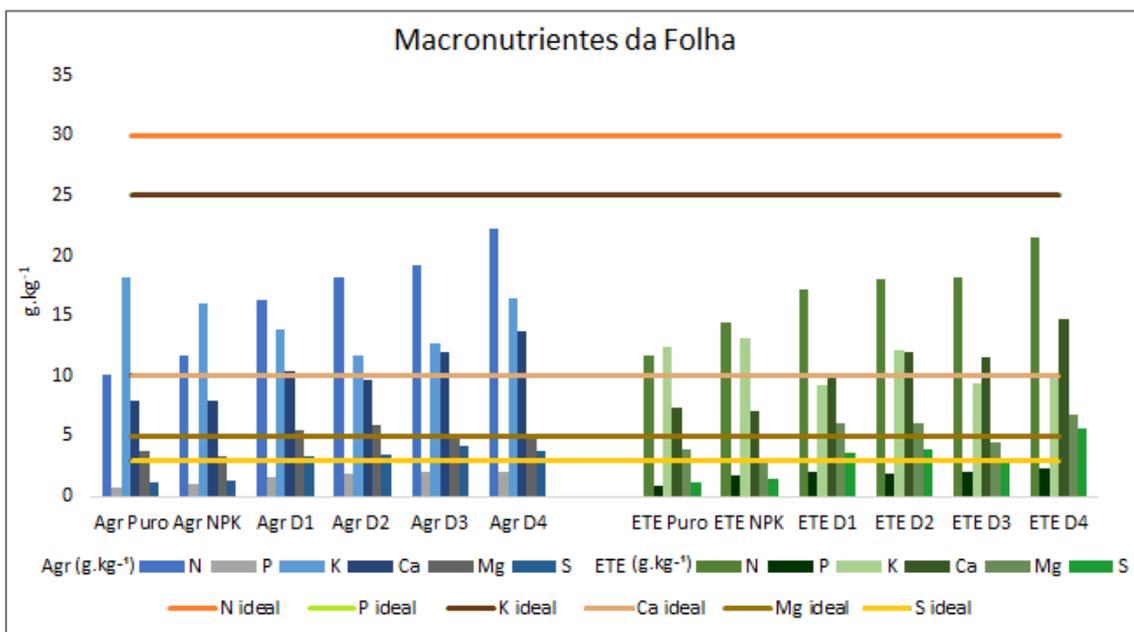
**Figura 19:** Crescimento das plantas de milho.



**Fonte:** Imagem do Autor (2021).

Os resultados dos teores foliares de macro e micronutrientes, apresentados nas figuras 21 e 22 mostraram que as doses de biossólidos proporcionaram diferentes reações nas folhas das plantas de milho.

**Figura 20:** Macronutrientes da folha de milho.



Em ambos os solos, os macronutrientes N, P, Ca, Mg e S são elevados de acordo com a dose de biossólido, porém, apenas o magnésio e o enxofre se encontram na faixa de suficiência ideal para o milho encontrada por De Souza (2004), como também foi visto por Oliveira (2004). Moreira (2020) mostra que, em geral, os tratamentos com taxas de biossólidos mais elevadas apresentam maiores teores de Ca, Mg e S no tecido vegetal, o que indica o potencial do resíduo em fornecer esses nutrientes às plantas. Desse modo, N, P e Ca se encontram abaixo do nível ideal, entretanto, as plantas não apresentaram sintomas visíveis de deficiência.

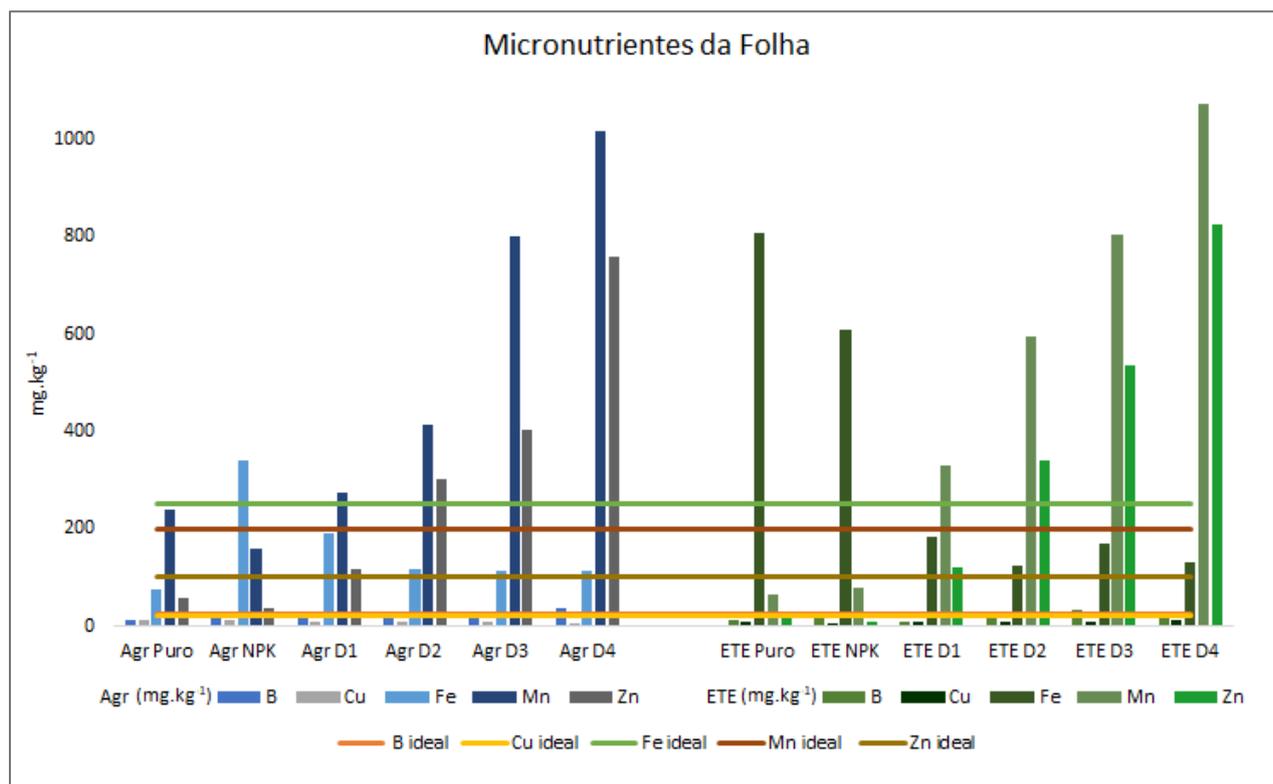
Em todos os tratamentos que receberam biossólidos, houve aumento nos teores de N (Figura 21). Além disso, o tratamento que não recebeu o composto

mostrou sinais de deficiência de elemento, como o baixo desenvolvimento da parte aérea das plantas de milho. Martins (2018) verificou uma correlação positiva entre os tratamentos com biofósforos e o teor de N nas folhas de milho, indicando que os tratamentos com maiores doses do composto proporcionaram quantidades mais elevadas do nutriente na parte aérea das plantas, comprovando assim, a atuação do biofósforo no incremento de nitrogênio para o cultivo de milho.

Houve uma tendência de diminuição da absorção de K pela parte aérea das plantas de milho com relação aos tratamentos puros, em ambos os solos, sendo também observada por De Marco (2020) em seu estudo. A autora afirma que isso se deve à baixa suplementação do nutriente pela adubação com biofósforos.

A concentração de Ca e Mg na parte aérea foi maior nos tratamentos com biofósforos, mostrando que houve absorção dos elementos pela parte aérea das plantas. Em seu estudo, Barros et al. (2011) observaram que os teores de cálcio e magnésio na folha aumentam linearmente em função das doses de biofósforo aplicadas, como aconteceu com os tratamentos com doses de biofósforos, em ambos os solos. Porém nos tratamentos T2 e T8, que correspondem aos solos apenas com NPK, houve um decréscimo desses nutrientes, mostrando que a adubação não foi o suficiente para incrementar Ca e Mg, ao contrário do que aconteceu com a adição de biofósforos.

**Figura 21:** Micronutrientes da folha de milho.



Em relação aos micronutrientes Zn e Mn, apontados na Figura 19, o aumento das doses de biossólidos promoveu uma maior concentração dos elementos nas folhas, apresentando valores acima do limite ideal para a cultura do milho. O mesmo foi encontrado por Moreira (2020) em seu estudo.

Barros et al. (2011) também observaram que o tratamento que mais produziu matéria seca, apresentou altos valores de Mn na parte aérea. Entretanto, os autores trouxeram que para o Zn, apesar do incremento via biossólido em alguns tratamentos exceder o limite adequado previsto por De Souza (2004), não se observou fitotoxicidade deste elemento nas plantas de milho, como também não foi observado no experimento realizado.

Os teores de ferro no solo agrícola apresentam-se mais elevados com as doses de biossólido em relação ao solo puro, porém o tratamento T2, com NPK,

aponta um incremento alto, estando acima do nível adequado, como visto por Netto-Ferreira (2020). Já para o solo agrícola, os valores dos tratamentos com biossólidos se mostraram abaixo do tratamento com solo ETE puro, sendo provavelmente justificado pelo elevado nível de ferro no solo proporcionado pela irrigação com as águas residuárias. Sendo assim, a aplicação de biossólidos não permitiu que as plantas e milho absorvessem ferro em excesso, como aconteceu no tratamento T7. Gomes (2021), em seu estudo, também observou que a irrigação com águas residuárias pode proporcionar um aumento na absorção de ferro pela planta de milho.

As concentrações de Cu se apresentaram menores nos tratamentos com biossólidos, sendo apenas maior para o tratamento T12, porém, todos os tratamentos se encontram abaixo do nível ideal. O mesmo acontece no estudo de Nogueiro (2012), que traz valores de Cu abaixo do limite da legislação.

Os valores encontrados nas folhas para boro (B) se apresentam inconstantes e sem linearidade com as doses de biossólidos, em ambos os solos, apresentando-se com os valores mais altos nos tratamentos T4, T11 e T12, estando, nos dois últimos, acima do limite ideal. Marco et al. (2016), afirmam que altas concentrações desse elemento podem causar toxicidade e declínio nas taxas de fotossíntese.

Já os teores de Cd nos tecidos vegetais estavam abaixo do limite de detecção, estando de acordo com Carbonell et al. (2011) e Bai et al. (2017), que observaram que o sistema radicular atua como barreira à absorção de metais pesados gerando baixas concentrações na parte aérea.

### 3.4. Produtividade do Milho

O cultivo de milho foi avaliado pelo Número de espigas por pé (Tabela 10), peso dos grãos (Tabela 11) e produtividade (Tabela 12), levando em consideração os tipos de solo (Agrícola e ETE) e adubações utilizadas em cada tratamento.

**Tabela 10:** Número médio de espigas por pé de milho.

ADUBAÇÃO	TIPO DE SOLO		Média
	Agrícola	ETE	
<b>Puro</b>	20,00	20,00	20,00 A
<b>NPK</b>	20,00	20,00	20,00 A
<b>Dose 1</b>	20,00	20,00	20,00 A
<b>Dose 2</b>	20,00	20,00	20,00 A
<b>Dose 3</b>	20,00	26,67	23,33 A
<b>Dose 4</b>	26,67	20,00	23,33 A
<b>Média</b>	<b>21,11 a</b>	<b>21,11 a</b>	
<b>CV (%)</b>	<b>22,83</b>		

\*Médias seguidas pela mesma letra minúscula para as linhas e maiúsculas para as colunas não diferem entre si estatisticamente através do teste de Tukey à 5% de probabilidade.

Não houve diferenças significativas em relação ao número de espigas produzidas por cada planta, desse modo, a adubação com biossólidos não proporcionou aumentos nem quedas no número de espigas como mostra a Tabela 8.

**Figura 22:** Espigas de milho dos solos agrícola e ETE.



**Fonte:** Imagem do Autor (2021).

Autores como Nogueira et al. (2006) e Costa (2004) também não encontraram diferenças significativas na produção de espigas de milho com o uso de biossólidos, tendo, em sua maioria, uma espiga por planta em seus estudos.

No entanto, Costa et al. (2019) encontraram que a adição de biossólidos proporcionou um aumento no número de espigas nas parcelas que receberam o composto, com um percentual de 10 espigas por área. O mesmo foi observado por Gurgel et al. (2012), com diferenças significativas após o uso de biossólidos.

**Tabela 11:** Peso dos Grãos (kg).

ADUBAÇÃO	TIPO DE SOLO		Média
	Agrícola	ETE	
<b>Puro</b>	196,17 Aa	33,64 Bc	117,91
<b>NPK</b>	139,22 Aa	19,94 Bc	79,58
<b>Dose 1</b>	204,40 Aa	107,54 Bbc	155,97
<b>Dose 2</b>	137,51 Ba	265,80 Aab	201,66
<b>Dose 3</b>	207,62 Aa	260,81 Aa	234,21
<b>Dose 4</b>	179,66 Aa	214,20 Aa	196,93
<b>Média</b>	<b>177,43</b>	<b>150,32</b>	
<b>CV%</b>	<b>26,25</b>		

\*Médias seguidas pela mesma letra minúscula para as linhas e maiúsculas para as colunas não diferem entre si estatisticamente através do teste de Tukey à 5% de probabilidade.

Para o peso de grãos, indicados na Tabela 9, tanto o tipo de solo, quanto a adubação promoveram diferenças significativas nos resultados. A adubação com biossólidos não modificou o peso dos grãos no solo agrícola, mostrando que sua utilização proporcionou o mesmo rendimento que a adubação com fertilizante sintético. Sendo assim, a utilização de biossólidos poderia substituir o uso de fertilizantes sintéticos para o cultivo de milho, sem causar perda de produtividade e gerando custo para o resíduo de ETE que seria descartado.

No solo ETE, a Dose 4 (428,6 ton.ha<sup>-1</sup>) de biossólidos proporcionou o maior peso de grãos, porém, o solo ETE Puro obteve o segundo pior resultado, indicando que sua utilização para o plantio sem nenhum tipo de incremento não promove bons rendimentos. Entretanto, o solo ETE NPK apresentou o pior resultado para peso de grãos, mostrando que o incremento dos nutrientes não

foi o suficiente para o crescimento das espigas sendo necessário utilizar adubações mais potentes, com o bio sólido suprindo essa necessidade nos demais tratamentos. Sendo assim, o solo irrigado por águas residuárias necessita de adubação para que possa ser aproveitável para o cultivo agrícola.

Desse modo, o conjunto solo ETE + doses de bio sólidos seria mais proveitoso para o produtor, o que promove a utilização de ambos os resíduos de esgotamento sanitário e ciclagem de seus dos nutrientes. Nesse caso, o descarte inadequado de águas residuárias e bio sólidos pode ser diminuído, agregando valor econômico para as ETEs e, conseqüentemente, reduzindo a poluição ambiental causada por estes.

Garcia et al. (2012), avaliou que o tratamento com bio sólidos apresentou maior matéria seca e, conseqüentemente, resultados mais expressivos para o peso de grãos por vaso das plantas de milho, enquanto Lemainski & Silva (2006), utilizando bio sólidos, concluíram que o composto foi mais eficiente na produção de grãos de milho, quando comparado à utilização de fertilizante mineral.

Segundo Costa et al. (2019), a aplicação de bio sólido aumentou o peso de grãos por tratamentos das plantas de milho, podendo estar relacionado com o fornecimento de micro e macronutrientes, necessários para um crescimento ideal, presentes nos bio sólidos.

**Tabela 12:** Produtividade (t.ha<sup>-1</sup>).

ADUBAÇÃO	TIPO DE SOLO		Média
	Agrícola	ETE	
<b>Puro</b>	7,84 Aa	1,35 Bc	4,60
<b>NPK</b>	5,57 Aa	0,80 Bc	3,18
<b>Dose 1</b>	8,18 Aa	4,30 Bbc	6,24
<b>Dose 2</b>	5,50 Ba	10,63 Aab	8,07
<b>Dose 3</b>	8,30 Ba	14,41 Aa	11,36
<b>Dose 4</b>	9,49 Aa	8,57 Aabc	9,03
<b>Média</b>	<b>7,48</b>	<b>6,68</b>	
<b>CV%</b>	<b>45,96</b>		

\*Médias seguidas pela mesma letra minúscula para as linhas e maiúsculas para as colunas não diferem entre si estatisticamente através do teste de Tukey à 5% de probabilidade.

A Tabela 12 mostra que ambos os solos e tipos de adubação proporcionaram interferências na produtividade final do milho. O solo agrícola apresenta resultados semelhantes para a produtividade, sendo o incremento com Dose 4 (428,6 ton.ha<sup>-1</sup>) o maior desempenho, porém, sem diferenças significativas.

Já o solo ETE, apresenta o maior desempenho dos tratamentos com a Dose 3 (321,75 ton.ha<sup>-1</sup>) de bio sólidos, demonstrando que houve uma maior adubação com essa dosagem. No entanto, o pior desempenho de produtividade foi observado nos tratamentos T7 e T8, que consistem no solo ETE Puro e com NPK, respectivamente.

Segundo Junio et al. (2013), doses mais altas de bio sólidos promoveram um aumento na produtividade da cultura do milho, atingindo valor máximo de 4,63 t.ha<sup>-1</sup> de grãos, com a aplicação de 75 t.ha<sup>-1</sup> de composto. Já Barbosa

(2007) constatou que o incremento com doses de biossólidos promoveu um aumento na produtividade do milho, obtendo os melhores rendimentos de grãos e produtividade iguais ou superiores a  $6 \text{ t ha}^{-1}$ . Para Dornasa (2020), o uso de biossólidos influenciou a produtividade do milho com um valor médio de  $10,5 \text{ ton.ha}^{-1}$ .

De acordo com o Boletim Casa Rural (Famasul, 2020) a produção média de milho em 2020 no estado de Mato Grosso do Sul foi de  $5,6 \text{ ton.ha}^{-1}$ . Desse modo, a produtividade nos solos Agrícola e ETE na maioria das doses de biossólidos, com exceção da Dose 1 ( $107,25 \text{ ton.ha}^{-1}$ ) do solo ETE, está acima da média encontrada para o estado.

Isso indica além de proporcionar maior disponibilidade de nutrientes no solo, a aplicação de biossólidos melhora o crescimento de planta de milho, promovendo uma maior produção de matéria seca e, conseqüentemente, o aumento da produtividade.

#### **4. Conclusões**

A aplicação de biossólidos favoreceu o fornecimento de nutrientes para as plantas, além de matéria orgânica e carbono orgânico, melhorando a CTC dos solos. No entanto, a diminuição do pH dos solos proporcionada pelo composto os classifica como ácidos, necessitando de correções para usos futuros, apesar de não ter influenciado na produção.

O uso de biossólidos também proporcionou aumento nas características salinas dos solos com doses mais altas, o que inviabiliza seu uso com o propósito de diminuir a salinidade, sendo possível apenas em doses mais baixas. Desse

modo, é importante o monitoramento da CE, PST e concentração de sódio na utilização de bio sólidos em solos com esses parâmetros já alterados. Além disso, o tipo de cálculo de dosagem pode ser um fator determinante, sendo o método previsto pelo CONAMA inadequado quando resulta em doses elevadas.

Também é possível concluir que a maior concentração de nutrientes no solo, proporcionada pela aplicação de bio sólidos, ocasionou na melhora do crescimento de planta de milho, com maior produção de matéria seca e, conseqüentemente, aumento da produtividade. Entretanto, o solo ETE necessita da aplicação de bio sólidos para melhores resultados, com seu uso de forma pura ou apenas com adubação de NPK sendo pouco proveitoso para a agricultura.

## 5. Referências

ALVAREZ-CAMPOS, Odiney; EVANYLO, Gregory K. **Biosolids improve urban soil properties and vegetable production in urban agriculture**. Urban Agriculture & Regional Food Systems, v. 4, n. 1, p. 1-11, 2019.

ALVES, Pablo Fernando Santos et al. **Teores de metais pesados e sódio no solo e em cultivo de girassol adubado com lodo de esgoto**. Research, Society and Development, v. 10, n. 12, p. e436101220734-e436101220734, 2021.

ARAÚJO, F. F.; Gil, F. C.; Tiritan, C. S. **Lodo de esgoto na fertilidade do solo, na nutrição de *Brachiaria decumbens* e na atividade da desidrogenase**. Pesquisa Agropecuária Tropical, v.39, p.1-6, 2009.

ARAÚJO, Luiz Alberto Navarro de; FERREIRA, Manoel Evaristo; CRUZ, Mara Cristina Pessoa da. **Adubação nitrogenada na cultura do milho**. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 39, n. 8, p. 771-777, 2004.

ARAÚJO, V. dos S. et al. **Lodo de esgoto e suas potencialidades agrícolas**. Research, Society and Development, v. 11, n. 3, p. e14711326200-e14711326200, 2022.

AWASTHI, Abhishek Kumar; ZENG, Xianlai; LI, Jinhui. **Environmental pollution of electronic waste recycling in India: A critical review.** Environmental pollution, v. 211, p. 259-270, 2016.

BAI, Y. et al. **Response of bacterial communities in coastal mudflat saline soil to sewage sludge amendment.** Applied Soil Ecology, v. 144, p. 107-111, 2019.

BAI, Y. et al. **Sewage sludge as an initial fertility driver for rapid improvement of mudflat salt-soils.** Science of the Total Environment, 578(1):47-55, 2017.

BALÍK, J. et al. **The influence of long-term sewage sludge application on the activity of phosphatases in the rhizosphere of plants.** Plant Soil And Environment, v. 53, n. 9, p. 375, 2007.

BARBOSA, Graziela Moraes de Cesare et al. **Efeito residual do lodo de esgoto na produtividade do milho safrinha.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 31, p. 601-605, 2007.

BARROS, Ivaldete T. et al. **Avaliação agrônômica de bio sólidos tratados por diferentes métodos químicos para aplicação na cultura do milho.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 15, n. 6, p. 630-638, 2011.

CARBONELL G. et al. **Effects of municipal solid waste compost and mineral fertilizer amendments on soil properties and heavy metals distribution in maize plants (*Zea mays* L.).** Chemosphere, 85(10):1614-1623, 2011.

COELHO, Juliana Vogado et al. **Atributos da qualidade de um latossolo vermelho-amarelo sobre o efeito de diferentes doses de bio sólido, adubo orgânico e mineral.** Multi-Science Journal, v. 1, n. 13, p. 384-389, 2018.

CONTRERAS-RAMOS, S. M.; ESCAMILLA-SILVA, E. M.; DENDOOVEN, L. **Vermicomposting of biosolids with cow manure and oat straw.** Biology and Fertility of Soils, v. 41, n. 3, p. 190-198, 2005.

COSTA, Fabiana Xavier et al. **Efeito residual do bio sólido e da água residuária no ambiente edáfico e no cultivo do milho.** 2004.

COSTA, Tancio Gutier Ailan et al. **Avaliação do crescimento de milho (zea mays I.) Sobre o efeito de diferentes doses de bio sólido em latossolo vermelho-amarelo no cerrado piauiense.** Multi-Science Journal (ISSN 2359-6902), v. 2, n. 1, p. 1-6, 2019.

DARÓS, Romulo. **Cultura Do Milho: Manual De Recomendações Técnicas.** 11f. AGRAER-Agência Regional de Dourados.). Dourados, MS, 2015.

DE JESUS, Fernanda Lamede Ferreira et al. **Águas residuárias para irrigação no Brasil: uma abordagem química, física e microbiológica.** IRRIGA, v. 25, n. 3, p. 562-589, 2020.

DE MARCO, Edenara. **Alterações químicas e biológicas do solo e desenvolvimento de plantas decorrentes da adição de lodo da indústria de laticínios.** 2020.

DE SOUSA, Djalma Martinhão Gomes; LOBATO, Edson. **Cerrado: correção do solo e adubação.** Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2004., 2004.

DORNASA, Marlos Ferreira et al. **Eficiência Nutricional e Produtividade de Milho pelo Uso de Biofertilizante Orgânico.** UNICIÊNCIAS, v. 24, n. 1, p. 14-19, 2020.

DOS SANTOS, Humberto Gonçalves et al. **Sistema brasileiro de classificação de solos.** Brasília, DF: Embrapa, 2018., 2018.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de métodos de análise de solos,** 230 p. 2011.

FAMASUL – Federação da Agricultura e Pecuária de Mato Grosso do Sul. **Boletim Casa Rural: Agricultura,** 42 p. 2020.

FARIAS, F.J. **Atributos físicos, químicos e microbiológicos do solo em sistema agroecológico de produção.** São Cristóvão, Sergipe. 2018. 41 f. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Tecnologia em Agroecologia): Instituto Federal de Sergipe, Sergipe. 2018.

FARIAS, Walda Monteiro. **Biochar de lodo de esgoto como condicionador do solo: efeitos nas propriedades agronômicas, fertilidade do solo e qualidade da matéria orgânica.** 2018.

FERNÁNDEZ-CALIANI, Juan Carlos et al. **Soil quality changes in an Iberian pyrite mine site 15 years after land reclamation.** Catena, v. 206, p. 105538, 2021.

FU, Bin et al. **Impacts of crop residues on soil health: A review.** Environmental Pollutants and Bioavailability, v. 33, n. 1, p. 164-173, 2021.

GANJEGUNTE, Girisha et al. **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.

GARCIA, Giovanni de Oliveira et al. **Crescimento e nutrição de milho decorrentes da aplicação de lodo de esgoto doméstico.** Nucleus, v. 9, n. 1, p. 93-100, 2012.

GARCÍA-ORENES, F. et al. **Factors controlling the aggregate stability and bulk density in two different degraded soils amended with biosolids.** Soil and Tillage Research, v. 82, n. 1, p. 65-76, 2005.

GUIMARÃES, Jean Pereira et al. **Uso do biocarvão como condicionador de solo sódico em cultivo biossalino de algodão.** 2021.

GOMES, Elyson Vinícius de França. **Avaliação dos efeitos de diferentes águas de reúso sobre a germinação de sementes de milho.** Trabalho de Conclusão de Curso. 2021.

GONZÁLEZ-FLORES, Eduardo et al. **Evaluation of doses of urban biosolids in maize under greenhouse conditions.** Revista mexicana de ciencias agrícolas, v. 8, n. 1, p. 119-132, 2017.

HERNÁNDEZ, H. J. M.; Olivares, S. E.; Villanueva, F. I.; Rodríguez, F. H.; Vázquez, A. R. y Pisaani, Z. J. F. 2005. **Aplicación de lodos residuales, estiércol bovino y fertilizante químico en el cultivo de sorgo forrajero.** Rev. Int. Contam. Ambie. 21:31-36.

IWATA, B. de F., Leite, L. F. C., Araújo, A. S. F., Brasil, E. L., Costa, C. do N., Campos, L. P., Santos, F. S. R. dos. (2010). **Carbono total e carbono microbiano de um Latossolo Vermelho-Amarelo sob sistemas agrofloretais e agricultura de corte e queima no cerrado piauiense.** In: Reunião brasileira de manejo e conservação do solo e da água, 18. Teresina: EMBRAPA Meio-Norte.

JASTRZEBSKA, Magdalena et al. **Fertiliser from sewage sludge ash instead of conventional phosphorus fertilisers?.** Plant, Soil and Environment, v. 64, n. 10, p. 504-511, 2018.

JUNIO, Geraldo RZ et al. **Produtividade de milho adubado com composto de lodo de esgoto e fosfato natural de Gafsa.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 17, n. 7, p. 706-712, 2013.

JUNIOR, S. S. A. et al. **Agronomic potential of biosolids for a sustainable sanitation management in Brazil: Nutrient recycling, pathogens and micropollutants.** Journal of Cleaner Production, v. 289, p. 125708, 2021.

JÚNIOR, S. S. A. et al. **Evidences on the application of biosolids and the effects on chemical characteristics in infertile tropical sandy soils.** Cleaner Engineering and Technology, v. 4, p. 100245, 2021.

KELLY, John J. et al. **Assessment of soil microbial communities in surface applied mixtures of Illinois River sediments and biosolids.** Applied Soil Ecology, v. 36, n. 2-3, p. 176-183, 2007.

LEMAINSKI, Jorge; SILVA, José Eurípedes da. **Utilização do biossólido da CAESB na produção de milho no Distrito Federal.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 30, n. 4, p. 741-750, 2006.

LIN, Zheya. **Evaluation of Seasonal Dynamics of Soil Macro-Nutrients and Corn Nutrient Uptake in Fields Amended with Three Types of Municipal Biosolids.** 2020.

MAGELA, Mara Lúcia Martins et al. **Efficacy of organomineral fertilizers derived from biosolid or filter cake on early maize development.** Australian Journal of Crop Science, v. 13, n. 5, p. 662-670, 2019.

MARCO, R. et al. **Copper phytoaccumulation and tolerance by seedlings of native Brazilian trees.** Environmental Engineering Science, 33(3):176-184, 2016.

MAROUANI, Emna et al. **Short-Term Effects of Biosolid Application on Two Mediterranean Agricultural Soils and Durum Wheat Yield.** Agronomy, v. 11, n. 4, p. 709, 2021.

MARTINS, C. A. da C. et al. **Desenvolvimento inicial do milho (Zea mays L.) em substrato contendo lodo de esgoto compostado.** Brazilian Journal of Environmental Sciences (Online), n. 48, p. 69-79, 2018.

MONTANARO, G.; CELANO, G.; DICHIO, B.; XILOYANNIS, C. **Effects of soilprotecting agricultural practices on soil organic carbon and productivity in fruit tree orchards.** Land Degradation & Development, v.21, p.132-138, 2010.

MOREIRA, Rodrigo Santos et al. **Nutritional status and physiological parameters of maize cultivated with sewage sludge.** Ciência e Agrotecnologia, v. 44, 2020.

MOREIRA, V. O. G.; DE ASSIS JÚNIOR, R. N.; ARAGÃO, T. C. **Crescimento e Fotossíntese do Milho Cultivado Sob Estresse Salino Com Esterco E Polímero Superabsorvente.** IRRIGA, v. 25, n. 3, p. 603-616, 2020.

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

NAKAYAMA, Hideki et al. **Improving salt tolerance in plant cells.** Plant biotechnology, v. 22, n. 5, p. 477-487, 2006.

NASCIMENTO, CWA do et al. **Alterações químicas em solos e crescimento de milho e feijoeiro após aplicação de lodo de esgoto.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 28, p. 385-392, 2004.

NETTO-FERREIRA, J. B. **Fertilizantes Organominerais à Base de Biossólidos: Estratégia para o Aumento da Eficiência no Uso de Nutrientes em Planossolos.** 2020.

NOGUEIRA, Thiago Assis Rodrigues et al. **Produtividade de milho e de feijão consorciados adubados com diferentes formas de lodo de esgoto.** Revista de Biologia e Ciências da Terra, v. 6, n. 1, p. 122-131, 2006.

NOGUEIROL, Roberta Corrêa et al. **Concentrations of Cu, Fe, Mn, and Zn in tropical soils amended with sewage sludge and composted sewage sludge.** Environmental monitoring and assessment, v. 185, n. 4, p. 2929-2938, 2013.

OLIVEIRA, S.A 2004. **Análise foliar.** In: **Sousa, D. M. G., Lobato, E. Cerrado: correção do solo e adubação.** 2. ed. Brasília, DF: Embrapa Informações Tecnológicas, pp. 245-255.

RABEL, Diego Oliveira et al. **Depth distribution of exchangeable aluminum in acid soils: A study from subtropical Brazil.** Acta Scientiarum. Agronomy, v. 40, 2018.

RAMOS, Claudete Gindri et al. **Evaluation of soil re-mineralizer from by-product of volcanic rock mining: experimental proof using black oats and maize crops.** Natural Resources Research, v. 29, n. 3, p. 1583-1600, 2020.

REGELINK, Inge C. et al. **Linkages between aggregate formation, porosity and soil chemical properties.** Geoderma, v. 247, p. 24-37, 2015.

SIDHU, Harmanpreet; D'ANGELO, Elisa; O'CONNOR, George. **Retention-release of ciprofloxacin and azithromycin in biosolids and biosolids-amended soils.** Science of The Total Environment, v. 650, p. 173-183, 2019.

SIMONETE, M. A.; Kiehl, J. C.; Andrade, C. A.; Teixeira, C. F. A. **Efeito do lodo de esgoto em um Argissolo e no crescimento e nutrição de milho.** Pesquisa Agropecuária Brasileira, v.38, p.1187-1195, 2003.

SOBRAL, Lafayette Franco et al. **Guia prático para interpretação de resultados de análises de solos.** Embrapa Tabuleiros Costeiros-Documentos (INFOTECA-E), 2015.

SOUTO, L. S.; Silva, L. M.; Lobo, T. F.; Fernandes, D. M.; Lacerda, N. B. **Níveis e formas de aplicação de lodo de esgoto na nutrição e crescimento inicial da mamoneira.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.9, p.274-277, 2005.

TEJADA, M. et al. **Use of organic amendment as a strategy for saline soil remediation: influence on the physical, chemical and biological properties of soil.** Soil Biology and Biochemistry, v. 38, n. 6, p. 1413-1421, 2006.

TIECHER, Tales et al. **Crop response to gypsum application to subtropical soils under no-till in Brazil: a systematic review.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 42, 2018.

TRANIN, I. C. B.; Siqueira, J. O.; Moreira, F. M. S. **Avaliação agronômica de um biossólido industrial para a cultura do milho.** Pesquisa Agropecuária Brasileira, v.40, p.261-269, 2005

USMAN, Khalid et al. **Sewage sludge: an important biological resource for sustainable agriculture and its environmental implications.** 2012.

VAUGHN, Steven F. et al. **Evaluation of engineered soils for bioretention areas containing dredged Illinois River sand, compost, biosolids, and pyrolyzed biosolids.** Crop, Forage & Turfgrass Management, v. 7, n. 1, p. e20096, 2021.

VILLA, Yocelyn B.; RYALS, Rebecca. **Soil carbon response to long-term biosolids application.** 2021.

WALKER, David J.; BERNAL, M. Pilar. **The effects of olive mill waste compost and poultry manure on the availability and plant uptake of nutrients in a highly saline soil.** Bioresource technology, v. 99, n. 2, p. 396-403, 2008.

WANG, X.; Chen, T.; Ge, Y. and Jia, Y. 2008. **Studies on land application of sewage sludge and its limiting factors.** J. Hazardous Materials. 160:554-558.

XU, Gang et al. **Biochar had effects on phosphorus sorption and desorption in three soils with differing acidity.** Ecological engineering, v. 62, p. 54-60, 2014.

ZHANG, Tao et al. **Effects of different amendments for the reclamation of coastal saline soil on soil nutrient dynamics and electrical conductivity responses.** Agricultural water management, v. 159, p. 115-122, 2015.

## Capítulo 3

### **Metais pesados na planta e no solo, com bioossólidos e irrigado por águas de reúso, em cultivo de milho<sup>3</sup>**

Ellen d'Eliane Santos Paulino<sup>a</sup>, Fernando J. C. Magalhães Filho<sup>a,\*</sup>, Denilson de Oliveira Guilherme<sup>a</sup>

Programa de Ciências Ambientais e Sustentabilidade Agropecuária, Universidade Católica Dom Bosco (UCDB) – 79117-900 Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil<sup>a</sup>.

#### **Resumo**

Uma alternativa ao uso de fertilizantes sintéticos é o lodo de esgoto, que, quando tratado adequadamente, torna-se bioossólido: um composto orgânico rico em matéria orgânica e nutrientes, que pode ser utilizado na agricultura, agregando valor ao resíduo e tornando em um subproduto. Um dos principais problemas de seu uso é a carga de metais pesados ao solo, que também podem ser absorvidos pelas plantas. Sendo assim, foi realizado um experimento em casa de vegetação com milho cultivado em dois tipos de solo com aplicação de diferentes doses de bioossólidos, com o objetivo de avaliar o depósito dos metais Cd, Cu, Pb, Mo, Cr e Ni nas plantas de milho e no solo. Todos os metais se encontravam dentro dos limites no bioossólido e solos estudados, conforme estabelecido pelo CONAMA nº 498. Porém, reações distintas foram observadas para cada um deles. Valores de Cu foram mais elevados na Dose 4 (428,6 ton.ha<sup>-1</sup>), com 78,9 e 81,78 mg.kg<sup>-1</sup> para solo agrícola e ETE, respectivamente. Nas folhas, apenas o Molibdênio

---

<sup>3</sup> Manuscrito redigido conforme a revista científica *Ecological Engineering*.

apresentou concentrações acima do limite de  $0,2 \text{ mg.kg}^{-1}$  em todos os tratamentos, mostrando que o biossólido não trouxe fitotoxicidade para as plantas nem acúmulo no solo.

**Palavras-chave:** biossólidos, metais pesados, contaminação do solo, legislação.

## 1. Introdução

O lodo de esgoto é um subproduto proveniente do tratamento de águas residuárias. Consiste em uma mistura de água e materiais orgânicos e inorgânicos oriundos de efluentes de diversas fontes, como esgotos domésticos ou industriais, e águas pluviais. Após o tratamento adequado para a retirada de possíveis patógenos, o lodo de esgoto torna-se biossólido.

Usman et al. (2012) consideram que os biossólidos são sólidos orgânicos estabilizados derivados do processo biológico de tratamento de águas residuárias, que podem ser manejados com segurança para utilização de seus nutrientes de forma sustentável e usados para condicionamento do solo, energia ou outra função que agregue valor.

Sua utilização como fertilizante orgânico está cada vez mais difundida, principalmente devido à ciclagem de nutrientes e como forma de eliminação do resíduo. Por serem compostos, principalmente, de altos teores de matéria orgânica, macro e micronutrientes e auxiliarem na microbiota do solo, os biossólidos funcionam como condicionantes orgânicos que podem auxiliar na

produção de diversas culturas. Portanto, a utilização do lodo pode ser uma oportunidade para as indústrias e produtores minimizarem a dependência de produtos químicos (Gianico et al., 2021).

O uso agrícola de biossólidos é extremamente difundido em países como Bélgica, Holanda e Suécia, enquanto 30-70% do lodo produzido em Estações de Tratamento de Esgoto é usado para fins agrícolas na Alemanha, Reino Unido, França e Portugal (Peccia e Westerhoff, 2015; Gomes et al. 2019).

Um dos principais problemas para a reciclagem de lodo de esgoto é a presença de metais pesados. Normalmente, a presença de metais pesados em lodos domésticos é baixa, entretanto, é importante monitorar as descargas industriais eventualmente ligadas à ETE, uma vez que elas podem elevar os índices desses elementos. Entre os elementos que oferecem maior perigo quando aplicados ao solo estão o Cádmio (Cd), Cobre (Cu), Chumbo (Pb), Molibdênio (Mo), Cromo (Cr) e Níquel (Ni) (Freddi, 2019).

Alguns metais, em baixas concentrações, são nutrientes fundamentais para o crescimento e desenvolvimento das plantas. Porém, quando encontrados em altas concentrações, podem afetar negativamente a fisiologia da planta, além de prejudicar a atividade fotossintética e condutividade estomática, acarretando na redução da produtividade das culturas (Bączek-Kwinta, et al., 2019).

Com a adição de metais pesados ao solo proporcionados pelo uso de biossólidos, pode ocorrer a absorção de tais elementos pelas plantas cultivadas, variando de acordo com sua disponibilidade. Alguns deles, principalmente o cádmio, podem ser tóxicos para plantas, animais e humanos (Zubillaga, 2002).

Vários autores documentaram a absorção e os efeitos fitotóxicos de metais pesados por várias culturas cultivadas em solos modificados por composto (Raheem et al. 2018; Al-Busaidi et al. 2016; Barraoui et al. 2021). No entanto, quando adicionados em baixas concentrações, os riscos de toxicidade por metais pesados nas culturas diminuem.

A absorção e a lixiviação de metais pesados pelas plantas podem ocorrer muito rapidamente devido à decomposição da matéria orgânica, juntamente com a fitotoxicidade, a contaminação das águas subterrâneas e até mesmo a transferência de metais para a cadeia alimentar. No entanto, Adams et al. (2015) sugeriram que esses efeitos são mais prováveis à longo prazo, uma vez que a quebra da matéria orgânica pela aplicação de biossólidos é muito lenta. A solubilidade e a fitodisponibilidade de metais pesados podem ser reduzidas devido a algumas propriedades dos biossólidos como pH e quantidades significativas de matéria orgânica.

Como forma de prevenção à contaminação dos solos pelo uso sem monitoramento de biossólidos, em 2020 o Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama) estabeleceu a Resolução nº 498, que define critérios e procedimentos para produção e aplicação de biossólido em solos, e dá outras providências (Brasil, 2020).

Sendo assim, nesse estudo foi realizado um experimento em casa de vegetação com milho cultivado em um solo agrícola e um solo irrigado por águas residuárias com aplicação de diferentes concentrações de biossólidos, com o objetivo de avaliar as concentrações de metais Cádmio, Cobre, Chumbo, Molibdênio, Cromo e Níquel, na planta e no solo.

## 2. Material e Métodos

O experimento foi desenvolvido na Fazenda Escola da Universidade Católica Dom Bosco (UCDB) – (S 20° 26' W 54° 38' a 592m) sob condições controladas em casa de vegetação. A irrigação era manual, realizada diariamente. O experimento foi conduzido de agosto a dezembro de 2021. Neste projeto, utilizou-se dois tipos de solo da Fazenda Escola, sendo um agrícola e um irrigado pelas águas residuárias da ETE UCDB.

Os bio sólidos utilizados eram de origem urbana, provenientes da ETE Los Angeles localizada na cidade de Campo Grande – MS, oriundos de tratamento anaeróbio e posteriormente secos ao ar. As amostras foram coletadas no mês de agosto e setembro de 2021. A determinação de metais pesados em bio sólidos foi proveniente de relatório oficial da ETE Los Angeles, disponibilizado pelo operador local, realizado no mês de julho (Tabela 13).

**Tabela 13:** Metais pesados no bio sólido e limite do CONAMA nº 498.

Metais Pesados	Resultado	CONAMA nº 498
	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>
<b>Cádmio</b>	1,23	39,0
<b>Cobre</b>	345,13	1500,0
<b>Chumbo</b>	36,81	300,0
<b>Molibdênio</b>	11,90	50,0
<b>Cromo</b>	96,48	1000,0
<b>Níquel</b>	25,52	420,0

As doses de bio sólidos utilizadas foram determinadas com base no cálculo da quantidade máxima de bio sólido aplicada de acordo como a Resolução CONAMA 498/2020, com a dose recomendada de N para o milho de

217 kg.ha<sup>-1</sup>, prevista por Araújo (2004) e o N disponível no biossólido proveniente do relatório oficial, no valor de 1012,62 kg.ha<sup>-1</sup>. Desse modo, com a dose máxima obtida no cálculo sendo de 428,6 ton.ha<sup>-1</sup>, as doses de biossólidos aplicadas no solo foram: D1 (25%): 107,25 ton.ha<sup>-1</sup>; D2 (50%): 214,5 ton.ha<sup>-1</sup>; D3 (75%): 321,75 ton.ha<sup>-1</sup> e D4 (100%): 428,6 ton.ha<sup>-1</sup>. A aplicação de biossólidos ocorreu em dois períodos para não sobrecarregar a cultura, de acordo com o recomendado pelo Manual De Recomendações Técnicas da Cultura Do Milho (Darós, 2015).

As unidades experimentais foram vasos de 30kg. Em cada vaso foram colocados o solo e sua correspondente quantidade de biossólido para as diferentes doses, exceto para os tratamentos controles e NPK, juntamente com calcário dolomítico para efeitos de calagem do solo. Nos tratamentos NPK foram adicionadas doses de ureia, Super Simples e cloreto de potássio, como incremento mineral, como realizado por González-Flores (2017).

Em cada vaso foram plantadas três sementes de milho (*Zea mays*) híbrido do tipo FS533PWU para a obtenção de uma unidade experimental por vaso, sendo cultivadas até atingirem o estágio reprodutivo, com grãos secos. Com o surgimento da terceira folha nas plantas, a segunda parte das doses de biossólidos foi aplicada.

Após o período de experimento, as plantas de milho foram cortadas rentes ao solo, colocadas em sacos de papel e depositadas em estufa por um período de 5 dias para secagem. Após, as amostras secas foram enviadas ao Biotec Laboratório Agroindustrial LTDA – ME, localizado no município de São Gabriel do Oeste – MS para se obter as concentrações dos metais pesados

Cádmio (Cd), Cobre (Cu), Chumbo (Pb), Molibdênio (Mo), Cromo (Cr) e Níquel (Ni). Para essas variáveis foi feita apenas uma determinação por tratamento. O método utilizado foi de Digestão Nitro-Perclórica – ICP-OES, conforme estabelecido pela Embrapa (2009).

Para o solo foram coletadas 12 amostras de 500g, correspondentes a cada tratamento, e encaminhadas ao Biotec Laboratório Agroindustrial LTDA – ME, sendo também analisados os metais: Cádmio (Cd), Cobre (Cu), Chumbo (Pb), Molibdênio (Mo), Cromo (Cr) e Níquel (Ni), seguindo o Manual de Métodos de Análise de Solo da Embrapa (2011).

### **2.1. Análises Estatísticas**

Foram realizados gráficos com valores de solo e planta para com comparação com valores limites estabelecidos em linha.

## **3. Resultados e Discussões**

Os resultados obtidos para os valores de metais pesados encontrados na no solo após o experimento estão demonstrados na tabela 14.

**Tabela 14:** Valores de metais pesados encontrados nos solos.

Tratamentos	<b>Cu</b>	<b>Pb</b>	<b>Mo</b>	<b>Cr</b>	<b>Ni</b>
	mg.kg <sup>-1</sup>				
<b>Agr Puro</b>	54,42	0	0,8	15,6	2,8
<b>Agr NPK</b>	56,82	0	0,8	17,7	3,3
<b>Agr Dose 1</b>	63,42	0,2	1,3	12,7	3,9
<b>Agr Dose 2</b>	62,52	0	1,2	10,6	3,6
<b>Agr Dose 3</b>	78	2,1	2,6	16,2	4,6
<b>Agr Dose 4</b>	78,9	1,1	2,7	15,8	4,8
<b>ETE Puro final</b>	79,68	0,2	0,6	10,5	2,5
<b>ETE NPK</b>	76,8	0	0,6	9,7	2,6
<b>ETE Dose 1</b>	66,42	1,1	0,7	11,1	2,7
<b>ETE Dose 2</b>	59,28	2,3	2,2	14,6	3,7
<b>ETE Dose 3</b>	71,4	1,2	2,8	15,6	3,9
<b>ETE Dose 4</b>	81,78	4,8	2,9	15,6	3,5

Cu = Cobre; Pb = Chumbo; Mo = Molibdênio; Cr = Cromo; Ni = Níquel.

Os resultados obtidos para os valores de metais pesados encontrados na matéria seca foliar após o experimento estão demonstrados na tabela 15.

**Tabela 15:** Valores de metais pesados encontrados na matéria seca foliar.

Tratamentos	Cu	Pb	Mo	Cr	Ni
	mg.kg <sup>-1</sup>				
<b>Agr Puro</b>	9,19	–	1,74	0	0,38
<b>Agr NPK</b>	6,6	–	1,61	0	0,34
<b>Agr Dose 1</b>	8,97	–	3,97	0	0
<b>Agr Dose 2</b>	8,39	–	4,57	0,2	0,18
<b>Agr Dose 3</b>	8,66	–	2,93	0	0,14
<b>Agr Dose 4</b>	11,62	–	3,58	0	0,46
<b>ETE Puro final</b>	10,82	–	1,32	2,5	0,21
<b>ETE NPK</b>	10,89	–	1,8	0	0,31
<b>ETE Dose 1</b>	9	–	2,48	0	1,94
<b>ETE Dose 2</b>	9,25	–	4,68	0	0,23
<b>ETE Dose 3</b>	7,43	–	4,48	0	0,21
<b>ETE Dose 4</b>	6,58	–	2,7	0	0,5

Cu = Cobre; Pb = Chumbo; Mo = Molibdênio; Cr = Cromo; Ni = Níquel.

Os resultados dos teores de metais pesados no biossólido foram comparados com os limites determinados pelo CONAMA nº498 (2020). Observou-se que os teores metais pesados analisados foram inferiores aos limites estabelecidos, estando fora de risco para seu uso em solos agricultáveis (Tabela 13).

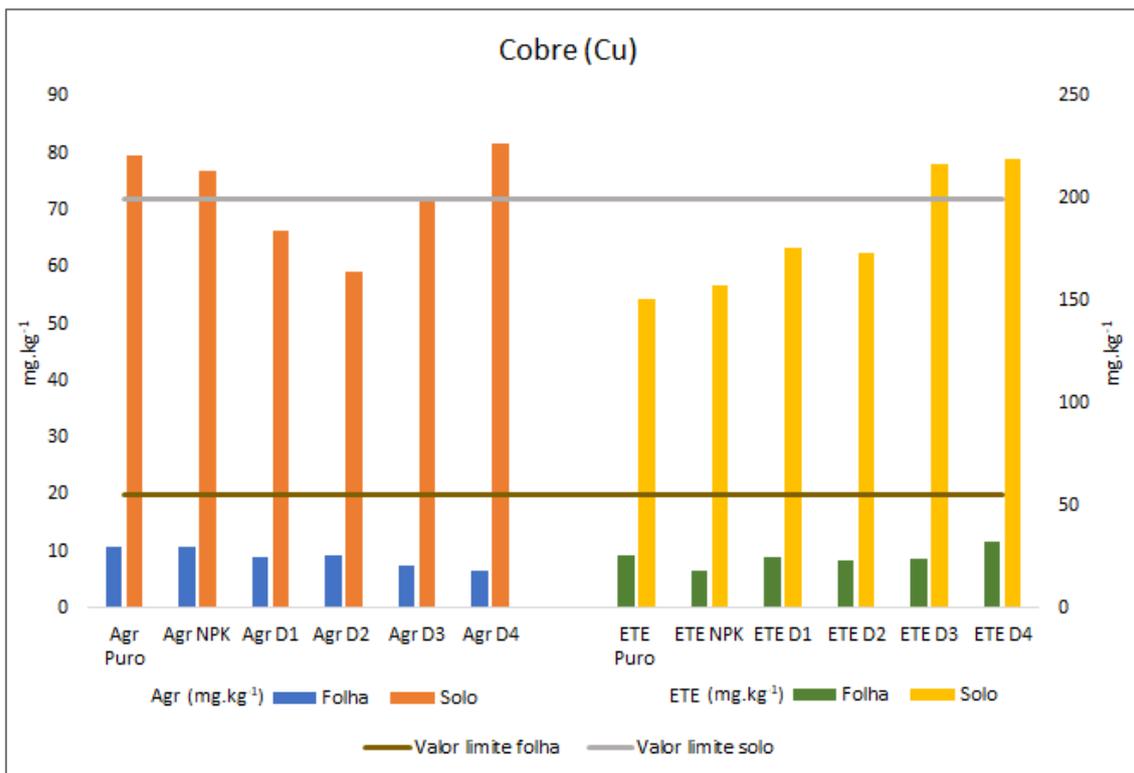
O crescente problema da poluição ambiental por metais pesados exige estudos sobre a toxicidade dos metais pesados para as plantas e, posteriormente, para os animais e a saúde humana. A toxicidade de metais pesados para plantas cultivadas varia de metal para metal e de espécies cultivadas, sendo a redução no crescimento e rendimento das culturas

geralmente sintomas indicativos de toxicidade de metais nas plantas (Kumari et al., 2018).

Ferreyroa (2019) afirma que, no que diz respeito aos solos agrícolas contaminados com metais pesados, têm sido relatados efeitos adversos na produção e qualidade das culturas, gerando riscos para a saúde da população, quando em quantidades acima dos limites permitidos.

Os valores encontrados para cádmio no solo e planta foram menores que o Limite de Quantificação, mostrando que o uso de bioossólidos não trouxe incremento significativo de Cd. Nogueira (2008) também não detectou Cd nas partes estudadas, indicando baixo risco de contaminação de plantas por cádmio, com a aplicação de bioossólidos em seu experimento. Entretanto, estudos como os de Kumari et al. (2018) relataram que espécies como batata, cluve-flor e repolho cultivadas com bioossólidos acumularam altas quantidades de Cd em suas raízes. Quando sua disponibilidade se encontra relativamente alta para absorção das plantas, o cádmio pode ser transportado do solo, através da cadeia alimentar e, eventualmente, represente um risco potencial para humanos e animais (Welikala, 2018).

**Figura 23:** Teor de Cobre nas folhas e solos.



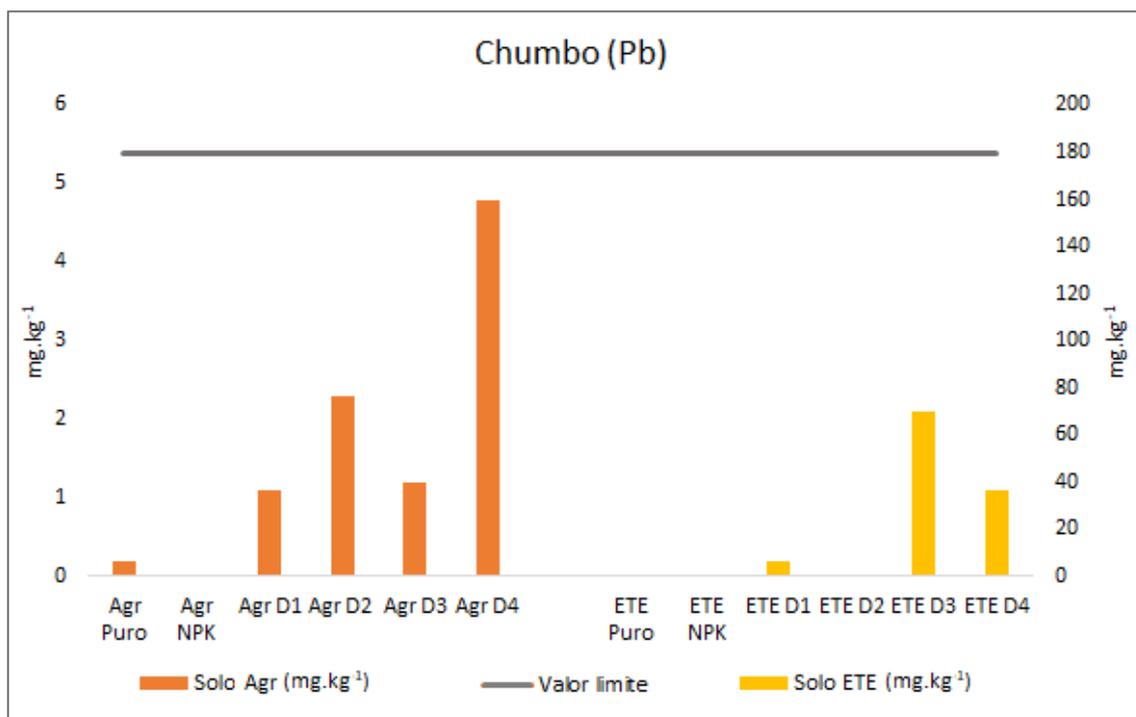
Para o solo agrícola, houve uma queda de concentração de cobre nas doses D1 (107,25 ton.ha<sup>-1</sup>), D2 (214,5 ton.ha<sup>-1</sup>) e D3 (321,75 ton.ha<sup>-1</sup>), quando comparados ao solo controle, como pode ser visto na Figura 24. Porém, o solo ETE apresenta uma elevação da concentração de cobre quase linear com as doses de biossólidos. Entretanto, nenhum dos tratamentos apresenta valores acima do limite permitido pelo CONAMA nº498 para o solo, estando bem abaixo do valor de 200 mg.kg<sup>-1</sup>, sendo importante o monitoramento do solo ao longo dos anos.

Nogueirol et al. (2013) mostra que, em seu estudo, alguns tratamentos com biossólidos também apresentaram valores de Cu menores que os solos denominados de controle, mostrando que a adição do composto em baixas doses de 2,5, 5 e 10 ton.ha<sup>-1</sup> diminuiu a concentração de cobre no local. O

mesmo foi observado por González-Flores (2017) em doses elevadas (100, 200, 300, 400 e 500 ton.ha<sup>-1</sup>).

Porém, estudos como os de Schlich et al. (2016), Abdulsada et al. (2021), investigaram o impacto de cobre no solo e relataram que mesmo baixas concentrações de Cu podem alterar a atividade microbiana do solo e a estrutura geral da comunidade bacteriana. Autores como Samarajeewa et al. (2017) e Grün et al. (2018) afirmam que a saúde da comunidade microbiana do solo é importante, pois os microrganismos desempenham um papel importante na decomposição da matéria orgânica, ciclagem de nutrientes, crescimento das plantas, controle de patógenos, bem como na qualidade do solo e da água subterrânea. Além disso, mudanças na diversidade microbiana e na população podem afetar potencialmente o ecossistema e a saúde do solo. Desse modo, o monitoramento das concentrações de cobre no solo após a aplicação de bio sólidos pode prevenir possíveis alterações na comunidade microbiana do solo.

**Figura 24:** Teor de Chumbo nas folhas e solos.



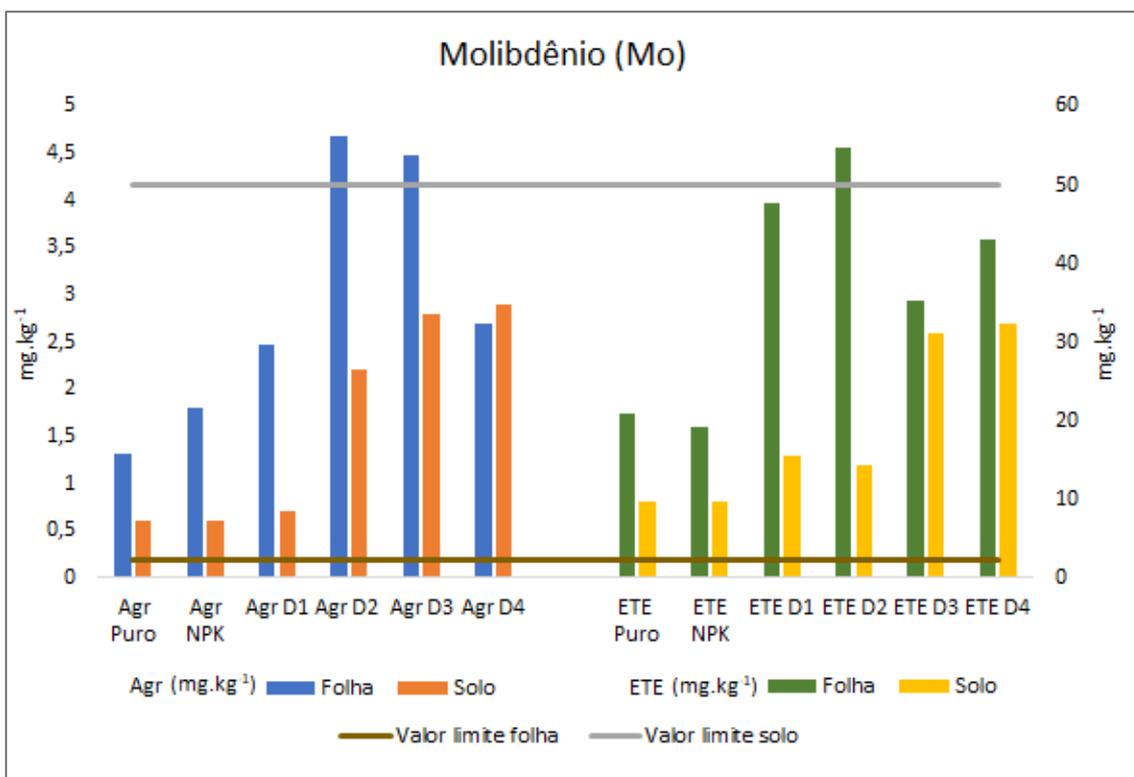
O chumbo é um elemento-traço não requerido pelos organismos vivos, mesmo que em pequenas concentrações. Quando são encontrados valores elevados e que ultrapassem a tolerância dos organismos, o elemento pode causar a toxicidade e acarretar sérios riscos à saúde humana (Schmidt, 2009).

Apesar de existirem concentrações, mesmo que baixas, de Pb no solo e no biossólido, este metal não foi detectado em nenhuma parte da planta em nenhum tratamento. Desse modo, o incremento de biossólido não apresentou riscos de contaminação de chumbo no solo ou nas plantas (Figura 25).

Também é possível observar que o solo ETE apresenta menores quantidades de chumbo que o solo agrícola, mostrando que a irrigação com águas residuárias ao longo do tempo também não promoveram o acúmulo do

metal. Iglesias et al. (2018) também verificaram aumentos nos valores de Pb com o uso de diferentes doses de bio sólidos.

**Figura 25:** Teor de Molibdênio nas folhas e solos.

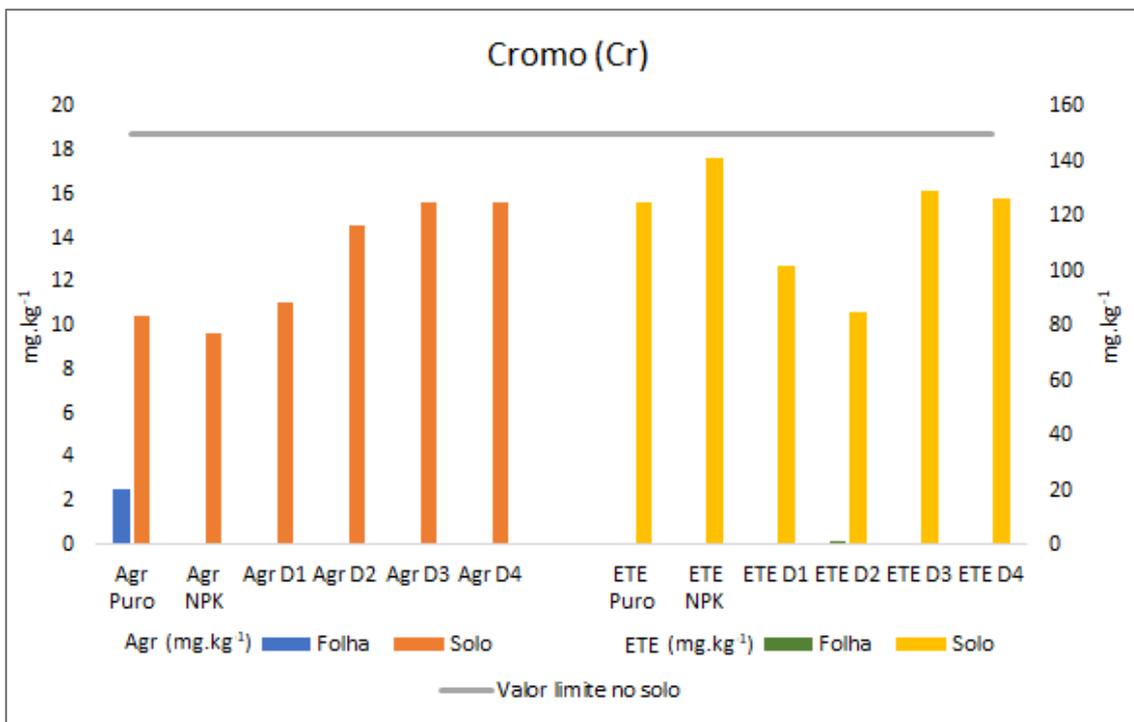


Antonelli (2018) afirma que em todos os tratamentos com bio sólidos as concentrações de Mo se encontraram acima do controle. O mesmo pode ser observado nos solos agrícola e ETE, na Figura 26, que apresentam aumento dos valores de molibdênio com o incremento de bio sólido, sendo principalmente observado nos tratamentos T5, T6, T11 e T12, com as doses mais altas.

Com relação a concentração do elemento-traço nas folhas, foi observado um aumento significativo no tratamento D2 (214,5 ton.ha<sup>-1</sup>) de ambos os solos. Entretanto, todos os tratamentos apresentam valores de Mo acima do adequado para a cultura de milho, que seria 0,2 mg.kg<sup>-1</sup>. De acordo com Wang (2021) o teor de Mo no tecido vegetal foi consistentemente superior ao valor limite

recomendado, sendo significativamente afetados pelas correções do solo com bioossólidos.

**Figura 26:** Teor de Cromo nas folhas e solos.



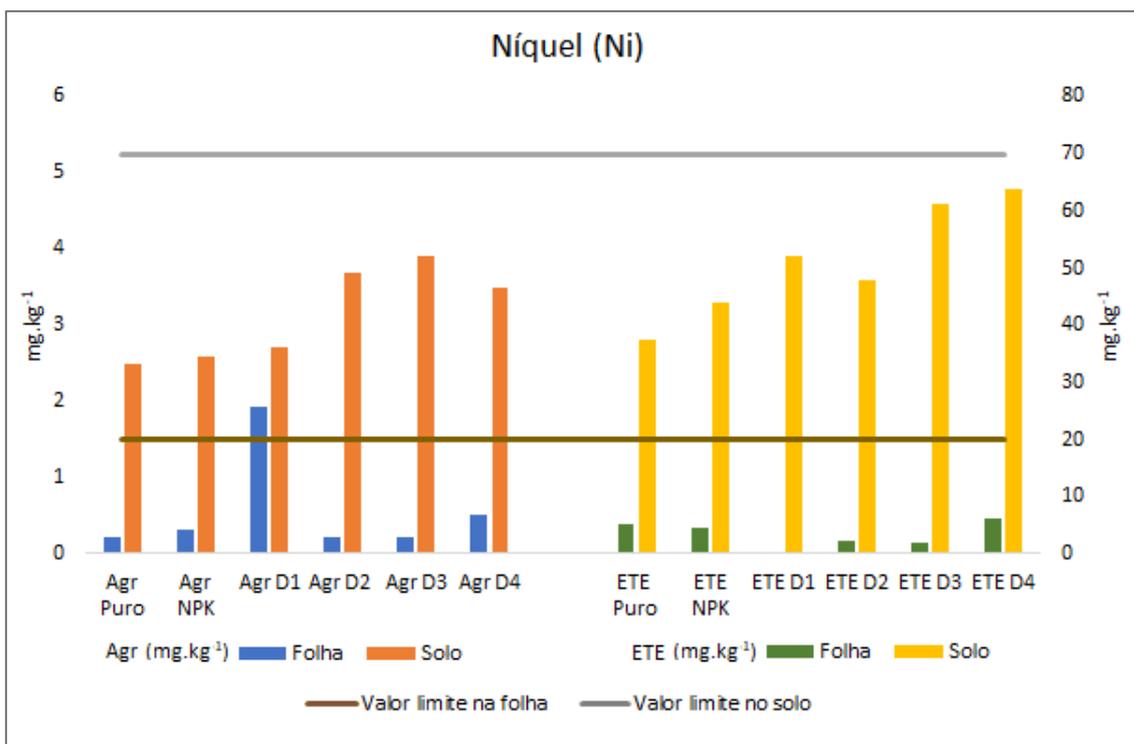
O solo agrícola apresentou um crescimento quase linear de cromo com o aumento das doses de bioossólidos. O mesmo foi concluído por Jordán-Vidal (2020) que percebeu um aumento significativo de Cr com o passar dos anos no solo com bioossólidos, o mesmo também foi visto por Londoño et al. (2020). Porém, o solo ETE apresenta uma maior concentração de Cr no tratamento com apenas a adição de NPK (T8), além de valores mais baixos para a dose D2 (214,5 ton.ha<sup>-1</sup>) de bioossólido (Figura 27).

Segundo Merlino et al. (2010) o comportamento do cromo encontrado no perfil do solo tem trazido resultados contestáveis, pois, alguns autores têm

apresentam distribuição uniforme do metal no perfil, já outros têm observado acúmulos na superfície.

Apenas o tratamento Puro do solo agrícola apresenta um valor significativo de  $2,5 \text{ mg.kg}^{-1}$  para o cromo nas folhas. Isso mostra que as plantas de milho não absorveram o metal acrescentado pelo biossólido no solo. Merlino et al. (2010) ainda trazem que, em plantas cultivadas com  $388 \text{ ton.ha}^{-1}$  de biossólidos, pequenos teores de Cr foram detectados sem diferenças entre os tratamentos que receberam o resíduo e a testemunha. Ainda concluem que os teores permaneceram dentro da faixa considerada aceitável para o consumo humano.

**Figura 27:** Teor de Níquel nas folhas e solos.



Segundo Mahdy et al. (2007), o níquel constitui apenas 0,1% dos sólidos do lodo, mas seu teor no solo pode ser aumentado significativamente

através da aplicação de bioossólidos a longo prazo. Além disso, sugerem que a tolerância da cultura à varia com a espécie de planta e forma em que se encontra o metal.

Gotardo (2021) mostra que houve diferentes resultados de acordo com a quantidade de bioossólidos utilizados, tendo um aumento linear com a dose. Os autores ainda afirmam que a origem do bioossólido influencia na quantidade de distribuição do Ni no solo. Entretanto, os valores encontrados por eles ainda estão abaixo do recomendado pelo CONAMA nº498, como também acontece com os solos agrícola e ETE, observados na Figura 28. Costa et al. (2015) também encontraram valores de níquel abaixo do limite em seu estudo, o que permite o uso do solo ao destino agrícola. Afinal, em altas concentrações, este elemento pode inibir a absorção de outros componentes do solo.

Kumari et al (2018) relataram teores elevados de Ni em plantas irrigadas com águas residuárias e explicaram que a absorção de um determinado elemento pode ser determinada por sua solubilidade na solução do solo e geralmente prevista por sua força iônica. Desse modo, o uso de solos irrigados com águas residuárias pode apresentar maiores concentrações do metal e, conseqüentemente, quando combinado com altas doses de bioossólidos, maior risco de contaminação, a longo prazo.

Nas folhas, o a concentração de níquel se manteve constante com os tratamentos controle e doses de bioossólido, tenho apenas um valor elevado na Dose 1 (107,25 ton.ha<sup>-1</sup>) do solo agrícola, estando até mesmo a acima do valor

adequado para o crescimento do milho. Zubillaga (2002) também encontrou baixos valores de Ni concentrados nas folhas de alface, após a aplicação de biossólidos no solo. Sendo assim, apesar do incremento promovido pelo composto, as plantas não absorveram altas taxas de níquel, com exceção de um tratamento.

Concentrações mais elevadas de níquel foram encontradas em folhas de espinafre, batata, couve-flor e couve após a aplicação de biossólidos no solo, principalmente em plantas cultivadas em vasos, que trazem maior contato das raízes com o resíduo. Isso evidencia que o tipo de planta utilizado para aplicação de biossólido interfere no acúmulo do metal, sendo importante analisar a cultura antes de iniciar o plantio (Kumari, 2018).

Embora o Ni seja um elemento para o qual a fitotoxicidade raramente é observada e não haja perigo de entrada na cadeia alimentar em quantidades tóxicas e os ruminantes tolerem altas concentrações, as forrageiras apresentam sintomas visuais de toxicidade ao nível de 50-100 mg.kg<sup>-1</sup>. Por outro lado, concentrações elevadas de Ni também podem ter efeitos prejudiciais à biota ao longo das cadeias alimentares terrestres (Gall et al., 2015).

Estudos como os de Moraes et al. (2022) apresentaram aumento das concentrações de metais com adição de doses mais baixas de biossólidos (96 e 144 ton.ha<sup>-1</sup>), principalmente para Mo, Pb, Cr e Ni, nas folhas de alface. Entretanto, os autores também encontraram concentrações abaixo do limite do CONAMA para todos os metais estudados.

Codling et al. (2021) relataram que a aplicação de biossólidos a longo prazo não aumentou as concentrações de metais pesados para níveis tóxicos e, mesmo após um período de 17 anos de aplicações, houve movimento insignificante de metais pesados através do perfil do solo e conseqüentemente pouco risco de contaminação das águas subterrâneas no local estudado. Oladeji et al. (2012) também obtiveram resultados que sugerem que a aplicação de biossólidos a longo prazo em altas taxas não resulta em poluição de metais nas águas subterrâneas. Os autores ainda afirmam que o grau de acúmulo de metais pesados em solos modificados por biossólidos depende da fonte dos biossólidos utilizados e das propriedades do solo. Por exemplo, biossólidos de efluentes sanitários geralmente apresentam níveis mais baixos de metais pesados em comparação com aqueles contaminados por resíduos industriais.

#### **4. Conclusões**

Foi verificado nesse estudo que os teores de Cádmio, Cobre, Chumbo, Molibdênio, Cromo e Níquel neste estudo estavam dentro dos valores permitidos para áreas agrícolas, mesmo com as aplicações altas doses de biossólidos, o que mostra que não houve alterações significativas com relação aos metais pesados no solo com a adição do composto. Sendo assim, é possível concluir que, com a utilização de biossólidos com concentrações de metais dentro dos limites estabelecidos na Resolução CONAMA nº 498 não houve risco de acúmulo de metais pesados nos solos estudados. Entretanto, para demais tipos de solo, as características iniciais também devem ser levadas em conta no

momento do plantio, podendo ocorrer reações que elevem os níveis de metais no local.

Conclui-se também que, com exceção do Molibdênio, a absorção de metais pelas plantas também se encontra dentro do estabelecido para a cultura de milho, indicando que a utilização de biossólidos não promoveu a fitotoxicidade para os cultivos, mesmo com doses elevadas de biossólidos. Desse modo, o acréscimo do composto ao solo foi eficiente para a produtividade do milho, sem trazer riscos à cultura e, conseqüentemente, não apresentou riscos à saúde humana, aos animais ou ao meio ambiente em relação ao potencial acúmulo de metais.

## 5. Referências

ABBASPOUR, Ali; GOLCHIN, Ahmad. **Immobilization of heavy metals in a contaminated soil in Iran using di-ammonium phosphate, vermicompost and zeolite**. Environmental Earth Sciences, v. 63, n. 5, p. 935-943, 2011.

ABDULSADA, Zainab et al. **Impact of anaerobically digested silver and copper oxide nanoparticles in biosolids on soil characteristics and bacterial community**. Chemosphere, v. 263, p. 128173, 2021.

AL-BUSAIDI, Ahmed; AHMED, Mushtaque. **Treated Municipal Wastes: Are they Contaminating or Enriching the Soil?**. Soil Contamination-Current Consequences and Further Solutions, 2016.

ADAMS, Rebecca; WENDELL, Mario; BARKER, Jack. **A study of heavy metals regulated and mended with two different kinds of biosolids**. 2015

ANDREOLI, Cleverson Vitorio; VON SPERLING, Marcos; FERNANDES, Fernando. **Sludge treatment and disposal**. IWA publishing, 2007.

ANTONELLI, Paul M. et al. **Long term carbon sequestration potential of biosolids-amended copper and molybdenum mine tailings following mine site reclamation**. Ecological Engineering, v. 117, p. 38-49, 2018.

ARAÚJO, Luiz Alberto Navarro de; FERREIRA, Manoel Evaristo; CRUZ, Mara Cristina Pessôa da. **Adubação nitrogenada na cultura do milho**. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 39, n. 8, p. 771-777, 2004.

BAÇZEK-KWINTA, R. et al. **Photosynthetic response of cabbage in cadmium-spiked soil**. Photosynthetica, v. 57, n. 3, p. 731-739, 2019.

BARRAOUI, Driss; BLAIS, Jean-François; LABRECQUE, Michel. **Effect of cleanup of spiked sludge on corn growth biosorption and metal leaching**. Emerging Contaminants, v. 7, p. 77-87, 2021.

BARROS, Ivaldete T. et al. **Avaliação agrônômica de biossólidos tratados por diferentes métodos químicos para aplicação na cultura do milho**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 15, n. 6, p. 630-638, 2011

BRASIL. Resolução Conama nº 498, de 19 de agosto de 2020. **Define critérios e procedimentos para produção e aplicação de biossólido em solos, e dá outras providências**. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, 2006.

CODLING, Eton E. et al. **Residual Effects of Long-term Biosolids Application on Concentrations of Carbon, Cadmium, Copper, Lead and Zinc in Soils from Two Regions of the United States**. Communications in Soil Science and Plant Analysis, v. 52, n. 8, p. 896-904, 2021.

COSTA, D. F.; MACHADO, V. J.; SOARES, L. H.; FAGAN, E. B.; REIS, M. R. dos; CABRAL, E. M. A. **Utilização níquel na cultura da soja**. Cerrado Agrociências, n. 6, 31-44, 2015.

DARÓS, Romulo. **Cultura Do Milho: Manual De Recomendações Técnicas**. 11f. AGRAER-Agência Regional de Dourados.). Dourados, MS, 2015.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Rio de Janeiro: Embrapa informação Tecnológica. 2009. 627p.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de métodos de análise de solos**, 230 p. 2011.

FERREYROA, Gisele V. et al. **Availability of lead in agricultural soils amended with compost of biosolid with wood shavings and yard trimmings**. Environmental Science and Pollution Research, v. 26, n. 29, p. 30324-30332, 2019.

FREDDI, Letícia Amadeu. **Riscos associados à aplicação do lodo de esgoto na agricultura**. Revista Científica ANAP Brasil, v. 12, n. 24, 2019.

GALL, Jillian E.; BOYD, Robert S.; RAJAKARUNA, Nishanta. **Transfer of heavy metals through terrestrial food webs: a review**. Environmental monitoring and assessment, v. 187, n. 4, p. 1-21, 2015.

GIANICO, Andrea et al. **Land application of biosolids in europe: Possibilities, con-straints and future perspectives.** Water, v. 13, n. 1, p. 103, 2021.

GOMES, L.A., Gabriel, N., Gando-Ferreira, L.M., Gois, J.C., Quina, M.J. **Analysis of potentially toxic metal constraints to apply sewage sludge in Portuguese agricultural soils.** Environ. Sci. Pollut. Res. 26, 26000–26014. 2019.

GONZÁLEZ-FLORES, Eduardo et al. **Evaluation of doses of urban biosolids in maize under greenhouse conditions.** Revista mexicana de ciencias agrícolas, v. 8, n. 1, p. 119-132, 2017.

GONZALEZ-GIL, Lorena et al. **Is anaerobic digestion effective for the removal of organic micropollutants and biological activities from sewage sludge?.** Water research, v. 102, p. 211-220, 2016.

GRIFFITH, Shane et al. **Use of biosolids for sod production: Impact on the import/export of nutrients, heavy metals, and soil mineral matter.** Agronomy Journal, v. 112, n. 5, p. 3371-3382, 2020.

GRÜN, Anna-Lena et al. **Long-term effects of environmentally relevant concentrations of silver nanoparticles on microbial biomass, enzyme activity, and functional genes involved in the nitrogen cycle of loamy soil.** Journal of Environmental Sciences, v. 69, p. 12-22, 2018.

HAMIDPOUR, Mohsen; KHADIVI, Esmail; AFYUNI, Majid. **Residual effects of biosolids and farm manure on speciation and plant uptake of heavy metals in a calcareous soil.** Environmental Earth Sciences, v. 75, n. 12, p. 1-9, 2016.

HEALY, Mark G. et al. **Metal concentrations in lime stabilised, thermally dried and anaerobically digested sewage sludges.** Waste management, v. 48, p. 404-408, 2016.

IGLESIAS, Mònica et al. **Extractability and crop transfer of potentially toxic elements from mediterranean agricultural soils following long-term sewage sludge applications as a fertilizer replacement to barley and maize crops.** Waste Management, v. 75, p. 312-318, 2018.

IPPOLITO, J. A. et al. **Infrequent composted biosolids applications affect semi-arid grassland soils and vegetation.** Journal of Environmental Management, v. 91, n. 5, p. 1123-1130, 2010.

JORDÁN-VIDAL, Manuel Miguel et al. **Contaminação metálica de solos agrícolas corrigidos com biossólidos (lodo de esgoto) em uma área de produção de cerâmica no nordeste da Espanha: um período de reamostragem de 10 anos.** Uso e Manejo do Solo , v. 37, n. 2, pág. 307-318, 2021.

KOMINKO, Halyna; GORAZDA, Katarzyna; WZOREK, Zbigniew. **The possibility of organo-mineral fertilizer production from sewage sludge.** Waste and Biomass Valorization, v. 8, n. 5, p. 1781-1791, 2017.

KUMARI, Sunita et al. **Toxicity of cadmium and nickel in soil and vegetables.** International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences, v. 7, n. 10, p. 2341-2352, 2018.

LONDOÑO, Sandra Patricia Santacoloma et al. **Agricultural use of biosolids generated in wastewater treatment of a food industry.** Facultad de Ingeniería, v. 29, n. 54, p. 11, 2020.

LUO, Yunlong et al. **A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment.** Science of the total environment, v. 473, p. 619-641, 2014.

MAHDY, A. M.; ELKHATIB, E. A.; FATHI, N. O. **Cadmium, copper, nickel, and lead availability in biosolids-amended alkaline soils.** Australian Journal of Basic and Applied Sciences, v. 1, n. 4, p. 354-363, 2007.

MERLINO, Luciana Cristina Souza et al. **Bário, cádmio, cromo e chumbo em plantas de milho e em latossolo após onze aplicações anuais de lodo de esgoto.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 34, n. 6, p. 2031-2039, 2010.

MORAES, T. N. et al. **Recovery of nutritional resources of urban sewage sludge in lettuce production.** In: Circular Economy and Sustainability. Elsevier, 2022. p. 113-127.

NKINAHAMIRA, François et al. **Occurrence, geochemical fractionation, and environmental risk assessment of major and trace elements in sewage sludge.** Journal of environmental management, v. 249, p. 109427, 2019.

NOGUEIRA, Thiago Assis Rodrigues et al. **Cádmio, cromo, chumbo e zinco em plantas de milho e em Latossolo após nove aplicações anuais de lodo de esgoto.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 32, n. 5, p. 2195-2207, 2008.

NOGUEIROL, Roberta Corrêa et al. **Concentrations of Cu, Fe, Mn, and Zn in tropical soils amended with sewage sludge and composted sewage sludge.** Environmental monitoring and assessment, v. 185, n. 4, p. 2929-2938, 2013.

OLADEJI, Olawale O. et al. **Effects of Long-Term Application of Biosolids for Mine Land Reclamation on Groundwater Chemistry: Trace Metals.** Journal of environmental quality, v. 41, n. 5, p. 1445-1451, 2012.

PAZ-FERREIRO, Jorge et al. **Biochar from biosolids pyrolysis: a review.** International journal of environmental research and public health, v. 15, n. 5, p. 956, 2018.

PECCIA, J., Westerhoff, P. **We should expect more out of our sewage sludge.** Environ. Sci. Technol. 49, 8271–8276. 2015.

RAHEEM, Abdul et al. **Opportunities and challenges in sustainable treatment and resource reuse of sewage sludge: a review.** Chemical Engineering Journal, v. 337, p. 616-641, 2018.

SAMARAJEEWA, A. D. et al. **Effect of silver nano-particles on soil microbial growth, activity and community diversity in a sandy loam soil.** Environmental Pollution, v. 220, p. 504-513, 2017.

SCHLICH, Karsten; BEULE, Lukas; HUND-RINKE, Kerstin. **Single versus repeated applications of CuO and Ag nanomaterials and their effect on soil microflora.** Environmental Pollution, v. 215, p. 322-330, 2016.

SCHMIDT, Rogério Otávio; GONÇALVES, Veridiana Cardozo; TATSCH, Fernanda Roberta Pereira. **Adsorção competitiva e não competitiva de chumbo em latossolos do Rio Grande Do Sul.** Salão de Iniciação Científica. Porto Alegre: UFRGS, 2009.

SHARMA, Bhavisha et al. **Agricultural utilization of biosolids: A review on potential effects on soil and plant grown.** Waste Management, v. 64, p. 117-132, 2017.

SINGH, Rajeev Pratap; AGRAWAL, Manindra. **Potential benefits and risks of land application of sewage sludge.** Waste management, v. 28, n. 2, p. 347-358, 2008.

USMAN, Khalid et al. **Sewage sludge: an important biological resource for sustainable agriculture and its environmental implications.** 2012.

WANG, Xiaoqing et al. **Effect of soil amendments on molybdenum availability in mine affected agricultural soils.** Environmental Pollution, v. 269, p. 116132, 2021.

WANG, Xin et al. **Studies on land application of sewage sludge and its limiting factors.** Journal of Hazardous Materials, v. 160, n. 2-3, p. 554-558, 2008.

WELIKALA, Dharshika et al. **Trace metal mobilization by organic soil amendments: insights gained from analyses of solid and solution phase complexation of cadmium, nickel and zinc.** Chemosphere, v. 199, p. 684-693, 2018.

XU, Ying; FENG, Yue-Yang. **Feasibility of Sewage Sludge Leached by Aspergillus Niger in Land Utilization.** Polish Journal of Environmental Studies, v. 25, n. 1, 2016.

YAZDANBAKHSI, Ahmadreza et al. **Heavy metals uptake of salty soils by ornamental sunflower, using cow manure and biosolids: A case study in Alborz city, Iran.** Air, Soil and Water Research, v. 13, p. 1178622119898460, 2020.

YESIL, Hatice et al. **Removal and recovery of heavy metals from sewage sludge via three-stage integrated process.** Chemosphere, v. 280, p. 130650, 2021.

ZUBILLAGA, Marta S.; LAVADO, Raúl S. **Heavy metal content in lettuce plants grown in biosolids compost.** Compost science & utilization, v. 10, n. 4, p. 363-367, 2002.

#### 4. CONCLUSÕES GERAIS

A irrigação com água de reúso acrescenta nutrientes, matéria orgânica e proporciona diversos outros benefícios ao solo, no entanto, a procedência e características das águas são de extrema importância para definir quais alterações serão provocadas no perfil do solo. Sendo assim, no presente estudo, observou-se que as águas residuárias de esgoto doméstico foram melhores para o solo, por acrescentar mais nutrientes que a água cinza, provavelmente devido às concentrações elevadas vindas de Estações de Tratamento de Esgoto. Também é possível observar que, mesmo com a preocupação existente com a salinidade do solo com o uso de águas residuárias a longo prazo, não houve salinidade nos solos irrigados, mas, algumas alterações dos parâmetros de CE, PST e concentração de sódio. Porém, a precipitação local deve ser considerada na utilização de águas residuárias, pois regiões com menores índices de chuva tendem a apresentar solos com características mais salinas.

A aplicação de bio sólidos em altas dosagens no solo também não contribuiu para a diminuição da salinidade, proporcionando aumento da CE com a maior dose, e concentração de Na mais elevada em todos os tratamentos com bio sólido. Entretanto, os solos ainda se encontram abaixo da classificação de salinos ou sódicos, indicando que, possivelmente, mais anos de estudos são necessários para se observar uma salinidade em níveis alarmantes. Ainda assim, o uso de bio sólidos proporcionou o cultivo de milho em níveis adequados, com crescimento elevado e produtividade acima da média do estado, mostrando que, mesmo com a possível salinidade do solo, os incrementos de macro e micronutrientes e a adição de matéria orgânica e carbono orgânico ainda mantém o solo com fertilidade boa e em condições de ser utilizado para fins agrícolas. Desse modo, sua utilização como adubo orgânico traz benefícios para o produtor e o meio ambiente, unindo altas produções

com agricultura sustentável, agregando valor ao resíduo e diminuindo a poluição ambiental que este poderia causar com o descarte inadequado.

O solo de ETEs, que realizam a irrigação com água residuária por longos períodos, necessitam incrementar bio sólidos, sendo de extrema importância para sua utilização na agricultura. Pois, mesmo com a adição de nutrientes proporcionada pela irrigação com águas residuárias ou a adição de fertilizante comumente utilizados, apenas após a adição de doses mais altas de bio sólidos é que o solo apresentou resultados significativos para o crescimento e produção do milho. Isso também mostra que o uso do bio sólido, mesmo sem apresentar aumentos na produtividade de algumas doses, pode substituir fertilizantes sintéticos no cultivo de milho, pois proporciona plantas saudáveis e produz resultados adequados para o agricultor.

Junto a isso, apesar de diversos estudos apontarem os metais pesados como principal risco no uso de bio sólidos, a aplicação tanto no solo agrícola como no solo de ETE não trouxe alterações significativas e em níveis alarmantes, tanto no solo como nas plantas, com relação aos metais Cádmio (Cd), Cobre (Cu), Chumbo (Pb), Molibdênio, (Mo), Cromo (Cr) e Níquel (Ni). Neste caso, a utilização do resíduo como forma de adubo não apresentou riscos nem aos cultivos, nem aos solos, o que, se houvesse ocorrido, poderia gerar impactos na estrutura do solo, na microbiota, na produção, no meio ambiente, e, conseqüentemente, à cadeia alimentar.

Por fim, a utilização de águas residuárias na irrigação e bio sólidos como forma de fertilizante orgânico na agricultura é uma alternativa viável, atrelada ao conceito de Economia Circular e a abordagem Nexo (água, energia e alimento), para a diminuição do uso de fertilizantes sintéticos, além de proporcionar um descarte adequado para ambos os resíduos de esgoto, evidenciando uma agricultura inteligente, segura e sustentável, com benefícios para a cadeia do agronegócio e, conseqüentemente, para principalmente as comunidades locais.

## 5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABBAS, Akhtar et al. **Characterizing soil salinity in irrigated agriculture using a remote sensing approach**. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, v. 55, p. 43-52, 2013.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Norma NBR 9648/1986 – Estudo de concepção de sistemas de esgoto sanitário – Procedimento**. Rio de Janeiro, BR, 1986.
- ADANI, Fabrizio; TAMBONE, Fulvia. **Long-term effect of sewage sludge application on soil humic acids**. *Chemosphere*, v. 60, n. 9, p. 1214-1221, 2005.
- AGABO-GARCIA, Cristina et al. **Biomethane production improvement by enzymatic pre-treatments and enhancers of sewage sludge anaerobic digestion**. *Fuel*, v. 255, p. 115713, 2019.
- AKHTAR, Mohd Sayeed (Ed.). **Salt Stress, Microbes, and Plant Interactions: Mechanisms and Molecular Approaches**. Springer Nature, 2019.
- AKAT, Hülya; ALTUNLU, Hakan. **The Effects of Sewage Sludge Applications on Growth, Yield and Flower Quality of Limonium sinuatum (Statice) under Salinity Conditions**. *Ege Üniversitesi Ziraat Fakültesi Dergisi*, v. 56, n. 1, p. 111-120, 2019.
- ALI, Adam Yousif Adam et al. **Exogenous jasmonic acid and humic acid increased salinity tolerance of sorghum**. *Agronomy Journal*, v. 112, n. 2, p. 871-884, 2020.
- AL-NAKSHABANDI, G. A. et al. **Some environmental problems associated with the use of treated wastewater for irrigation in Jordan**. *Agricultural Water Management*, v. 34, n. 1, p. 81-94, 1997.
- AWASTHI, Abhishek Kumar; ZENG, Xianlai; LI, Jinhui. **Environmental pollution of electronic waste recycling in India: a critical review**. *Environmental Pollution*, v. 211, p. 259-270, 2016.
- BERTONCINI, Edna Ivani. **Tratamento de efluentes e reúso da água no meio agrícola**. *Revista Tecnologia & Inovação Agropecuária*, v. 1, n. 1, p. 152-169, 2008.
- BRITES, Carlo Renan Cáceres de. **Abordagem multiobjetivo na seleção de sistemas de reúso de água em irrigação paisagística no distrito federal**. 2008.
- CASSEL, Florence; SHARMA, Shankar. **Delocalization of salt solution in a semiarid farmland topsoil**. *Water, Air, & Soil Pollution*, v. 229, n. 8, p. 1-8, 2018.

CHAGANTI, Vijayasatya N. et al. **Effects of treated urban wastewater irrigation on bioenergy sorghum and soil quality.** *Agricultural Water Management*, v. 228, p. 105894, 2020.

ÇIMRIN, K. Mesut et al. **PHospHorus and humic acid application alleviate salinity stress of pepper seedling.** *African Journal of Biotechnology*, v. 9, n. 36, 2010.

ELGALLAL, M.; FLETCHER, L.; EVANS, B. **Assessment of potential risks associated with chemicals in wastewater used for irrigation in arid and semiarid zones: A review.** *Agricultural Water Management*, v. 177, p. 419-431, 2016.

FANG, Hongliang; LIU, Gaohuan; KEARNEY, Michael. **Georelational analysis of soil type, soil salt content, landform, and land use in the Yellow River Delta, China.** *Environmental Management*, v. 35, n. 1, p. 72-83, 2005.

GANJEGUNTE, Girisha et al. **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.

GATTA, Giuseppe et al. **Treated agro-industrial wastewater irrigation of tomato crop: Effects on qualitative/quantitative characteristics of production and microbiological properties of the soil.** *Agricultural Water Management*, v. 149, p. 33-43, 2015.

GHASSEMISAHEBI, Fakhroddin et al. **Effect of utilization of treated wastewater and seawater with Clinoptilolite-Zeolite on yield and yield components of sorghum.** *Agricultural Water Management*, v. 234, p. 106117, 2020.

GOMES, Lúcia de Assis. **Aproveitamento do lodo gerado em estações de tratamento de esgoto e a relação com o meio ambiente.** Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG. 2019.

GUPTA, Manjul et al. **Use of a bioaugmented organic soil amendment in combination with gypsum for *Withania somnifera* growth on sodic soil.** *Pedosphere*, v. 26, n. 3, p. 299-309, 2016.

HUANG, Mingyi et al. **Soil Salinity and Maize Growth under Cycle Irrigation in Coastal Soils.** *Agronomy Journal*, v. 111, n. 5, p. 2276-2286, 2019.

International Water Association – IWA. **Wastewater report.** The reuse opportunity. 2018

KHANPAE, Masoud et al. **Farmers' attitude towards using treated wastewater for irrigation: The question of sustainability.** *Journal of Cleaner Production*, v. 243, p. 118541, 2020.

KLAY, Sami et al. **Effect of irrigation with treated wastewater on geochemical properties (saltiness, C, N and heavy metals) of isohumic soils (Zaouit Sousse perimeter, Oriental Tunisia).** *Desalination*, v. 253, n. 1-3, p. 180-187, 2010.

KOMINKO, Halyna; GORAZDA, Katarzyna; WZOREK, Zbigniew. **The possibility of organo-mineral fertilizer production from sewage sludge.** Waste and Biomass Valorization, v. 8, n. 5, p. 1781-1791, 2017.

KUMAR, Vinod; CHOPRA, A. K.; KUMAR, Ajendra. **A review on sewage sludge (Biosolids) a resource for sustainable agriculture.** Archives of Agriculture and Environmental Science, v. 2, n. 4, p. 340-347, 2017.

LAKHDAR, Abdelbasset et al. **The effect of compost and sewage sludge on soil biologic activities in salt affected soil.** Revista de la ciencia del suelo y nutrición vegetal, v. 10, n. 1, p. 40-47, 2010.

LINO, F. A. M.; ISMAIL, K. A. R. **Alternative treatments for the municipal solid waste and domestic sewage in Campinas, Brazil.** Resources, conservation and recycling, v. 81, p. 24-30, 2013.

MARQUELLI, Rodrigo Pedrosa. **O desenvolvimento sustentável da agricultura no cerrado brasileiro.** Brasília: ISAEFGV/Ecobusiness School, 2003.

MIRANDA, Marcelo A. et al. **Condicionadores químicos e orgânicos na recuperação de solo salino-sódico em casa de vegetação.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 15, n. 5, p. 484-490, 2011.

MIRANDA, Maria Beatriz Rodrigues de. **Avaliação químico-bromatológica do milho irrigado com água salina e cultivado com diferentes doses de gesso agrícola no Semiárido.** 2019. Trabalho de Conclusão de Curso. Brasil.

MURPHY, B. W. **Impact of soil organic matter on soil properties—a review with emphasis on Australian soils.** Soil Research, v. 53, n. 6, p. 605-635, 2015.

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

NUVOLARI, Ariovaldo. **Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola.** Editora Blucher, 2003.

PHOGAT, V. et al. **Management of soil salinity associated with irrigation of protected crops.** Agricultural Water Management, v. 227, p. 105845, 2020.

PRAKASH, Ram et al. **Sewage Sludge Impacts on Yields, Nutrients and Heavy Metals Contents in Pearl Millet–Wheat System Grown Under Saline Environment.** International Journal of Plant Production, p. 1-13, 2020.

QIAN, Y. L.; MECHAM, B. **Long-term effects of recycled wastewater irrigation on soil chemical properties on golf course fairways.** Agronomy Journal, v. 97, n. 3, p. 717-721, 2005.

REYES-BOZO, Lorenzo et al. **Adsorption of biosolids and their main components on chalcopyrite, molybdenite and pyrite: Zeta potential and FTIR spectroscopy studies.** Minerals Engineering, v. 78, p. 128-135, 2015.

RICHARDS, L. A. **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. Agriculture handbook, v. 60, p. 210-220, 1968.

RUSAN, Munir J. Mohammad; HINNAWI, Sami; ROUSAN, Laith. **Long term effect of wastewater irrigation of forage crops on soil and plant quality parameters**. Desalination, v. 215, n. 1-3, p. 143-152, 2007.

SAHIN, Ustun et al. **Use of a stabilized sewage sludge in combination with gypsum to improve saline-sodic soil properties leached by recycled wastewater under freeze-thaw conditions**. Journal of Environmental Management, v. 274, p. 111171, 2020.

SANTOS, Cátia Patricia Rodrigues dos. **Caracterização de biossólidos para aplicações agronômicas e proteção ambiental**. Tese de Doutorado. Universidade de Coimbra. 2019.

SCHLATTER, Daniel C. et al. **Biosolids and tillage practices influence soil bacterial communities in dryland wheat**. Microbial ecology, v. 78, n. 3, p. 737-752, 2019.

SHAKIR, Eman; ZAHRAW, Zahraa; AL-OBAIDY, Abdul Hameed MJ. **Environmental and health risks associated with reuse of wastewater for irrigation**. Egyptian Journal of Petroleum, v. 26, n. 1, p. 95-102, 2017.

SHARMA, Bhavisha et al. **Agricultural utilization of biosolids: A review on potential effects on soil and plant grown**. Waste Management, v. 64, p. 117-132, 2017.

SILVA, Selma Cristina; RAMOS, Maria Lucrecia Gerosa; BERNARDES, Ricardo Silveira. **Remoção de sais em wetlands construídos no tratamento de esgotos domésticos primário**. Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais, p. 125-138, 2018.

SIQUEIRA, David Pessanha et al. **Lodo de esgoto tratado na composição de substrato para produção de mudas de *Plathymenia reticulata* Benth**. Ciência Florestal, v. 29, n. 2, p. 728-739, 2019.

SPERLING, Marcos Von. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Editora UFMG, 2013.

SUNDHA, Parul et al. **Can conjunctive use of gypsum, city waste composts and marginal quality water rehabilitate saline-sodic soils?** Soil and Tillage Research, v. 200, p. 104608, 2020.

TEJADA, M. et al. **Use of organic amendment as a strategy for saline soil remediation: influence on the physical, chemical and biological properties of soil**. Soil Biology and Biochemistry, v. 38, n. 6, p. 1413-1421, 2006.

TSADILAS, C. D.; MITSIOS, I. K.; GOLIA, E. **Influence of biosolids application on some soil physical properties**. Communications in soil science and plant analysis, v. 36, n. 4-6, p. 709-716, 2005.

UCKER, Fernando Ernesto et al. **Elementos interferentes na qualidade da água para irrigação.** Revista eletrônica em gestão, educação e tecnologia ambiental, v. 10, n. 10, p. 2102-2111, 2013.

VERBYLA, Matthew E. et al. **Managing microbial risks from indirect wastewater reuse for irrigation in urbanizing watersheds.** Environmental science & technology, v. 50, n. 13, p. 6803-6813, 2016.

WALKER, David J.; BERNAL, M. Pilar. **The effects of olive mill waste compost and poultry manure on the availability and plant uptake of nutrients in a highly saline soil.** Bioresource technology, v. 99, n. 2, p. 396-403, 2008.

WANG, Meng et al. **The responses of a soil bacterial community under saline stress are associated with Cd availability in long-term wastewater-irrigated field soil.** Chemosphere, v. 236, p. 124372, 2019.

YAZDANBAKHS, Ahmadreza et al. **Heavy metals uptake of salty soils by ornamental sunflower, using cow manure and biosolids: a case study in Alborz city, Iran.** Air, Soil and Water Research, v. 13, p. 1178622119898460, 2020.

ZAMAN, Mohammad; SHAHID, Shabbir A.; HENG, Lee. **Guideline for salinity assessment, mitigation and adaptation using nuclear and related techniques.** Springer Nature, 2018.

ZHANG, Yue et al. **Short-term effects of biochar and gypsum on soil hydraulic properties and sodicity in a saline-alkali soil.** Pedosphere, v. 30, n. 5, p. 694-702, 2020.

ZHAO, Yiyi et al. **Biotreatment of high-salinity wastewater: Current methods and future directions.** World Journal of Microbiology and Biotechnology, v. 36, n. 3, p. 1-11, 2020.

ZHU, Hai et al. **Interactive effects of soil amendments (biochar and gypsum) and salinity on ammonia volatilization in coastal saline soil.** CATENA, v. 190, p. 104527, 2020.