

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

**USO DE TECNOLOGIA SUSTENTÁVEL PARA O
TRATAMENTO DE EFLUENTES E SEU REUSO NA
AGRICULTURA**

Autora: Beatriz Santos Machado

Orientador: Prof. Dr. Denilson de Oliveira Guilherme

Coorientador: Prof. Dr. Fernando Jorge Correa Magalhães Filho

Campo Grande
Mato Grosso do Sul
maio - 2024

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

**Uso de tecnologia sustentável para o tratamento de
efluentes e seu reuso na agricultura**

Autora: Beatriz Santos Machado

Orientador: Prof. Dr. Denilson de Oliveira Guilherme

Coorientador: Prof. Dr. Fernando Jorge Correa Magalhães Filho

“Tese apresentada, como parte das exigências para obtenção do título de DOUTOR 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 ao Agronegócio e Produção Sustentável.”

Campo Grande
Mato Grosso do Sul
maio - 2024

M149u Machado, Beatriz Santos

Uso de tecnologia sustentável para o tratamento de efluentes e seu reuso na agricultura/ Beatriz Santos Machado sob orientação do Prof. Dr. Denilson de Oliveira Guilherme e Prof. Dr. Fernando Jorge Correa Magalhães Filho.-- Campo Grande, MS : 2024.

113 p.: il.

Tese (Doutorado em Ciências Ambientais e Sustentabilidade Agropecuária) - Universidade Católica Dom Bosco, Campo Grande- MS, 2024

Bibliografia: p. 50-60

1. Águas residuárias. 2. Alimento alternativo. 3. Produtividade. 4. Reuso agrícola. 5. Saneamento. 6. Soluções baseadas na naturezaI.Guilherme, Denilson de Oliveira. II.Magalhães Filho, Fernando Jorge Corrêa. III. Título.

CDD: 630.277

Uso de Tecnologia sustentável para ao tratamento de efluentes e seu reuso na agricultura

Autora: Beatriz Santos Machado

Orientador: Prof. Dr. Denilson de Oliveira Guilherme

Coorientador: Prof. Dr. Fernando Jorge Correa Magalhães Filho

TITULAÇÃO: Doutor em Ciências Ambientais e Sustentabilidade Agropecúaria

Área de Concentração: Sustentabilidade Ambiental e Produtiva.

APROVADO em 16 de maio de 2024

A presente defesa foi realizada por webconferência. Eu, Denilson de Oliveira Guilherme como presidente da banca assinei a folha de aprovação com o consentimento de todos os membros, ainda na presença destes.

Prof. Dr. Denilson de Oliveira Guilherme - UCDB

Prof. Dr. Fernando Jorge Correa Magalhães Filho - UFRGS

Profa. Dra. Priscila Sabioni Cavalheri - UCDB

Profa. Dra. Paula Loureiro Paulo - UFMS

Prof. Dr. Jorge Luis Romero Ferrer - AGROSAVIA

AGRADECIMENTOS

Agradeço em primeiro lugar a Deus, por cuidar de mim em todos os momentos e pela graça concedida para que eu pudesse concluir este trabalho.

Meus sinceros agradecimentos aos meus familiares (em especial meu esposo Jair, meu pai Francisco, minha mãe Carla e meu irmão Raphael) que me apoiaram durante esta jornada acadêmica. Suas palavras de encorajamento, troca de ideias e apoio emocional foram essenciais para superar os desafios e alcançar os objetivos estabelecidos.

Agradeço também aos meus grandes amigos que de alguma forma contribuíram comigo durante minha vida acadêmica. A colaboração deles foi fundamental e sempre será lembrada com gratidão.

Expresso minha profunda gratidão ao meu orientador Prof. Dr. Denilson de Oliveira Guilherme e meu coorientador Prof. Dr. Fernando Jorge Correa Magalhães Filho, pela orientação constante, apoio e inspiração ao longo deste processo. As orientações que recebi foram fundamentais para o sucesso deste trabalho.

Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa que possibilitou a realização do meu Doutorado e desta pesquisa.

Gostaria também de agradecer aos membros da banca examinadora, Prof. Dra. Priscila Sabioni Cavalheri, Prof. Dra. Paula Loureiro Paulo e Prof. Dr. Jorge Luis Romero Ferrer, pela avaliação cuidadosa deste trabalho e pelos valiosos comentários e sugestões que contribuíram para sua melhoria.

Não posso deixar de agradecer à Universidade Católica Dom Bosco e à empresa Águas Guariroba, por meio da Estação de Tratamento de Esgoto Los Angeles, pela oportunidade de realizar este estudo e pelo ambiente propício à pesquisa e ao aprendizado. Serei sempre grata a cada profissional desses dois locais, que me acolheu, me ensinou e me apoiou sempre.

A todas as pessoas e organizações que contribuíram para a realização deste estudo, meu muito obrigada!

SUMÁRIO

	Página
LISTA DE TABELAS.....	v
LISTA DE FIGURAS.....	vi
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS.....	viii
RESUMO.....	10
ABSTRACT.....	11
1. INTRODUÇÃO.....	12
2.OBJETIVOS.....	14
Objetivo Geral.....	14
Objetivos Específicos.....	14
3.REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	15
3.1 Impactos dos efluentes no meio ambiente.....	15
3.2 Fármacos em efluentes.....	16
3.3 Ecotoxicidade.....	18
3.4 Soluções baseadas na natureza para o tratamento de efluentes.....	20
3.5 <i>Wetlands</i> Construídos.....	21
3.5.1 <i>Wetlands</i> Construídos de fluxo horizontal.....	24
3.5.2 <i>Wetlands</i> Construídos de fluxo vertical.....	27
3.5.3 <i>Wetlands</i> Construídos de fluxo vertical com fundo saturado.....	30
3.6 Reuso de efluentes na agricultura.....	33
3.7 Uso do lodo na agricultura como fertilizante.....	35
3.8 <i>Moringa oleifera</i> Lam.....	36
3.8.1 Nutrição da <i>Moringa oleifera</i> Lam.....	37
3.8.2 Uso medicinal da <i>Moringa oleifera</i> Lam.....	39
3.8.3 <i>Moringa oleifera</i> Lam. na alimentação humana.....	41
3.8.4 <i>Moringa oleifera</i> Lam. aplicada no tratamento de água.....	41

3.8.5 <i>Moringa oleifera</i> Lam. na alimentação animal – ração.....	43
3.8.6 <i>Moringa oleifera</i> Lam. como fonte de alimento para ruminantes.....	44
4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	48
CAPÍTULO I: Comportamento de um sistema de <i>wetland</i> construído de fluxo vertical com fundo saturado no co-tratamento de esgoto+lixiviado pós reator UASB.....	59
RESUMO.....	59
ABSTRACT.....	60
INTRODUÇÃO.....	61
MATERIAIS E MÉTODOS.....	62
RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	69
CONCLUSÕES.....	80
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	81
CAPÍTULO II: Reuso de águas residuárias e aplicação de lodo como fertilizante na produção de <i>Moringa oleifera</i> Lam.....	85
RESUMO.....	85
ABSTRACT.....	86
INTRODUÇÃO.....	87
MATERIAIS E MÉTODOS.....	89
RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	94
CONCLUSÕES.....	100
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	101
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	104

LISTA DE TABELAS

	Página
Tabela 1: Ocorrência de Cetoprofeno, Diclofenaco e Estradiol em efluentes de estação de tratamento de esgoto (ETEs).....	18
Tabela 2: Classificação da toxicidade de acordo com o valor de Unidade Tóxica.....	19
Tabela 3: Desempenho de tratamento identificados para <i>wetland</i> construído vertical e vertical come fundo saturado.....	31
Tabela 4: Vitaminas e minerais nas partes constituintes da moringa.....	39
Tabela 5: Composição antioxidante do extrato de folhas de moringa.....	39
Tabela 6: Composição bromatológica das folhas de moringa relatados na literatura.	46
Capítulo I	
Tabela 1: Caracterização da entrada e saída do WCV-FS– parâmetros físico-químicos e microbiológicos.....	69
Tabela 2: Classificação da toxicidade de acordo com os valores de Unidade Tóxica (UT)	77
Tabela 3: Resultados obtidos da concentração de Cetoprofeno, Diclofenaco e Estradiol.....	78
Capítulo II	
Tabela 1: Análise química do solo utilizado no experimento.....	89
Tabela 2: Descrição dos tratamentos utilizados no experimento.....	90
Tabela 3: Caracterização das águas residuárias utilizadas na irrigação das moringas.....	91

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 1: Classificação dos <i>wetlands</i> construídos com destaque as modalidades mais recorrentes no Brasil.....	23
Figura 2: Esquema representativo do perfil longitudinal do <i>wetland</i> construído de escoamento horizontal subsuperficial.....	25
Figura 3: Esquema representativo do perfil longitudinal do <i>wetland</i> construído de escoamento vertical.....	28
Figura 4: Esquema representativo de um perfil vertical do <i>wetland</i> construído de escoamento vertical de fundo saturado.....	30

Capítulo I

Figura 1: Mapa de localização da ETE Los Angeles.....	63
Figura 2: Localização do experimento e identificação da estrutura do sistema.....	64
Figura 3: Composição e detalhamento do projeto do WCV-FS.....	64
Figura 4: Concentrações de DBO e DQO nos efluentes.....	70
Figura 5: Concentrações de Nitrogênio Total, Nitrogênio Amoniacal, Nitrito e Nitrito.	72
Figura 6: Concentrações de fósforo nos efluentes.....	74
Figura 7: Concentrações de Coliformes totais e <i>E.coli</i> nos efluentes.....	75
Figura 8: Resultados de Unidade Tóxica (UT) para os testes com <i>Lactuca sativa</i> e <i>Artemia sp</i>	76

Capítulo II

Figura 1: Disposição dos tratamentos na casa de vegetação.....	91
Figura 2: Crescimento da moringa para cada tratamento.....	94
Figura 3: Percentual de Matéria Seca em cada tratamento.....	95
Figura 4: Percentual de Matéria Orgânica em cada tratamento em relação ao tipo de irrigação (A) e tipo de adubação (B).....	96
Figura 5: Percentual de Proteína Bruta em cada tratamento.....	97

Figura 6: Percentual de Fibra em Detergente Ácido em cada tratamento.....	98
Figura 7: Percentual de Fibra em Detergente Neutro me cada tratamento.....	00

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas
CET	Cetoprofeno
CL ₅₀	Concentração Letal Média
CNRH	Conselho Nacional de Recursos Hídricos
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CT	Coliformes Totais
CU	Coeficiente de Uniformidade
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DCF	Diclofenaco
DP	Desvio padrão.
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
E-UASB	Efluente tratado por reator UASB
E-WC	Efluente tratado por <i>Wetland</i> Construído
F1	Fase 1
F2	Fase 2
FDA	Fibra em Detergente Ácido
FDN	Fibra em Detergente Neutro
M	Média
MO	Matéria Orgânica
MS	Matéria Seca
NPK	Nitrogênio, Fósforo e Potássio
NT	Nitrogênio Total
NO ₂ ⁻	Nitrito
NO ₃ ⁻	Nitrato
NH ₄ ⁺	Nitrogênio Amoniacal
NMP	Número mais provável
pH	Potencial Hidrogeniônico
PB	Proteína Bruta
PT	Fósforo Total
SbN	Soluções baseadas na Natureza
SD	Sólidos Dissolvidos
SS	Sólidos Sedimentáveis
SST	Sólidos Suspensos Totais
ST	Sólidos Totais
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
USEPA	United States Environmental Protection Agency
UT	Unidade Tóxica
WC	<i>Wetlands</i> Construído
WCV-FS	<i>Wetlands</i> Construído de fluxo vertical com fundo saturado

RESUMO

O reuso de águas residuárias tratadas tem se mostrado uma alternativa viável e sustentável para a irrigação agrícola, especialmente em regiões com escassez hídrica. O objetivo deste estudo foi avaliar a eficiência de um sistema de *wetland* construído de fluxo vertical com fundo saturado na remoção de contaminantes de águas residuárias e sua aplicação na irrigação da planta *Moringa oleifera* Lam (moringa), conhecida por suas propriedades nutricionais e farmacológicas. O *wetland* foi dimensionado com uma área superficial de 12 m² e uma altura total de 85 cm. Operou com duas alturas de saturação (20 e 40 cm) em fluxo descendente, com uma taxa de aplicação hidráulica de 128 mm d⁻¹, e foi plantado com *Typha domingensis*. A moringa foi cultivada em casa de vegetação, e o experimento foi conduzido com delineamento experimental em blocos ao acaso, seguindo um esquema fatorial 3 x 4, composto por 12 tratamentos e 5 repetições. Foram realizadas análises físico-químicas, microbiológicas, de fármacos e de toxicidade no efluente antes e após o tratamento. E na moringa, foram avaliados parâmetros de crescimento e composição bromatológica. O *wetland* construído atingiu as seguintes remoções para as saturações de 20 e 40 cm, respectivamente: DBO (71,2% e 85,9%), DQO (77,9% e 84,3%), fósforo (76% e 52,7%), NH₄⁺ (44,3% e 76,1%), NT (55,9% e 41,9%), coliformes totais (1,1 e 1,5 log) e *E. coli* (0,7 e 0,8 log). Para a toxicidade, os percentuais de remoção foram de 16,4% na análise com o bioindicador *Lactuca sativa* e 68% para *Artemia sp*. Quanto aos fármacos, foi possível verificar uma redução nas concentrações de cetoprofeno (58,8%), diclofenaco (79,2%) e estradiol (99,8%). Nas análises realizadas nas folhas da moringa, verificou-se que o uso de águas residuárias apresentou um desempenho positivo em relação à quantidade de proteína disponível, chegando a atingir 30,6% de proteína nas folhas, sendo esse um parâmetro muito importante no cultivo da espécie. Desta forma, foi possível verificar que o reuso de águas residuárias na agricultura possibilitou uma economia circular e promoveu uma produção mais sustentável, além de ser uma outra opção para a destinação do esgoto tratado por sistemas de tratamento de esgoto.

Palavras-chave: águas residuárias, alimento alternativo, produtividade, reuso agrícola, saneamento, soluções baseadas na natureza.

ABSTRACT

The use of treated wastewater has been shown to be a viable and sustainable alternative for agricultural supervision, especially in regions with water scarcity. The objective of this study was to evaluate the efficiency of a constructed wetland of vertical flow with a saturated bottom in removing contaminants from wastewater and its application in the transparency of the plant *Moringa oleifera* Lam (moringa), known for its nutritional and pharmacological properties. The wetland was designed with a surface area of 12 m² and a total height of 85 cm. It operated with two saturation heights (20 and 40 cm) in descending flow, with a hydraulic application rate of 128 mm d⁻¹ and was planted with *Typha domingensis*. Moringa was grown in a cultivation house, and the experiment was conducted in a randomized block design, following a 3 x 4 factorial scheme, consisting of 12 treatments and 5 replications. Physicochemical, microbiological, drug and toxicity analyze were carried out on the effluent before and after treatment. And in moringa, growth parameters and bromatological composition were evaluated. The constructed wetland achieved the following removals for saturations of 20 and 40 cm, respectively: BOD (71.2% and 85.9%), COD (77.9% and 84.3%), phosphorus (76% and 52 .7%), NH₄⁺ (44.3% and 76.1%), TN (55.9% and 41.9%), total coliforms (1.1 and 1.5 log) and *E. coli* (0. 7 and 0.8 log). For toxicity, the removal percentages were 16.4% in the analysis with the *Lactuca sativa* bioindicator and 68% for *Artemia sp*. As for medications, it was possible to verify a reduction in the concentrations of ketoprofen (58.8%), diclofenac (79.2%) and estradiol (99.8%). In the analyzes carried out on moringa leaves, we found that the use of wastewater showed a positive performance in relation to the amount of protein available, reaching 30.6% of protein in the leaves, which is a very important parameter in the cultivation of the moringa species. In this way, it was possible to verify that the use of wastewater in agriculture enabled a circular economy and promoted more sustainable production, in addition to being another option for the disposal of sewage treated by sewage treatment systems.

Keywords: wastewater, alternative food, productivity, agricultural reuse, sanitation, nature-based solutions

1 INTRODUÇÃO

No Brasil, em 2022, a população total atendida com rede pública de esgoto era de 112,8 milhões de habitantes, sendo equivalente a 56% da população. Isso indica que do total de esgoto gerado, somente 52,2% recebiam tratamento (SNIS, 2022).

Para Cararo e Botrel (2007), a necessidade de soluções para o aumento da população, que como consequência gera o aumento da demanda por água e alimentos, aponta para o aproveitamento dos efluentes das estações de tratamento de esgoto (ETEs) na agricultura. Segundo Gheyi et al., (2010), o uso da água residuária na agricultura visa promover a sustentabilidade da agricultura irrigada, pois economiza as águas superficiais não poluídas, mantendo a qualidade ambiental e servindo como fonte nutritiva às plantas.

A irrigação é responsável por cerca de 50% da captação de água bruta em mananciais superficiais e subterrâneos no Brasil (o abastecimento urbano, por exemplo, responde por 24% da retirada total). Essa participação da irrigação é semelhante à observada na média global (ANA, 2021).

O reuso das águas residuárias é feito após essas terem passado por algum tipo de tratamento anteriormente e a literatura mundial descreve diversos processos de tratamento e/ou aproveitamento de resíduos orgânicos, destacando os processos biológicos, sejam os aeróbios (lodo ativado, lagoas de estabilização aeróbia), sejam os anaeróbios (biodepositores, lagoas de estabilização anaeróbia) para o tratamento de efluente (águas residuárias) (FERNANDES JÚNIOR, 2001).

Dessa forma, a tecnologia de *wetlands* construídos (WC) aparece como uma boa opção para o pós-tratamento de águas residuárias, apresentando elevada capacidade de remoção de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO) e sólidos, assim como de nutrientes e de organismos indicadores de contaminação, muito embora, nesses casos, com informações mais escassas e/ ou menos precisas (STOTT et al., 2003).

Os WC são sistemas artificialmente projetados para utilizar plantas aquáticas (macrofitas) em substratos como areia, cascalhos ou outro material inerte, em que

ocorre a formação de biofilmes, agregando populações variadas de micro-organismos por meio de processos biológicos, químicos e físicos tratam águas residuárias (SOUSA et al., 2003).

Desde o 1990, essa tecnologia tornou-se internacional, facilitada por intercâmbio entre cientistas e pesquisadores em todo o mundo. Segundo Kadlec & Knight (1996), o principal objetivo da utilização desses sistemas, é a melhoria da qualidade da água, como também a produção fotossintética, produção de energia, podendo também ser utilizados recreacionalmente, comercialmente e para educação humana.

Os processos predominantes em um WC diferem em magnitude dependendo do projeto e do modo de operação. Os WCs de fluxo vertical (WCV) são sistemas insaturados com um ambiente aeróbio predominante, resultando numa elevada capacidade de transferência de oxigénio, causando a ocorrência de nitrificação, enquanto os WCs de fluxo horizontal (WCH) operam principalmente em condições anóxicas/anaeróbicas, permitindo a desnitrificação (PLATZER, 1999; VYMAZAL, 2007).

Um dos desafios importantes para a remoção de nitrogênio em WCs é a geração de condições que permitam condições aeróbias e anóxicas/anaeróbias ao mesmo tempo, o que possibilitará os processos completos de transformação do nitrogênio (PELISSARI et al., 2014)

Sendo assim, dentre as classificações dos *wetlands*, tem-se os *wetlands* construídos de fluxo vertical com fundo saturado (WCV-FS), que são sistemas modulares de tratamento de águas residuais que utilizam o próprio esgoto como meio de tratamento. Esses módulos são projetados para promover uma remoção significativa de nitrogênio total, utilizando uma configuração onde o leito de fluxo vertical possui uma seção não saturada, funcionando de maneira convencional similar a um *wetland* de fluxo vertical seguida por uma seção saturada que possibilita condições aeróbias nas camadas superficiais e condições anaeróbias/anóxicas no fundo do leito.

A proposta do reuso do efluente tratado por *wetlands* construídos, vem como uma forma de dar uma outra destinação para o efluente gerado pelas ETEs. Com isso, o uso das águas residuárias na agricultura vem se tornando uma prática crescente representando economia de água, redução de custos com fertilizantes e aumento de produtividade e qualidade das culturas Além da aplicação de águas residuárias

tratadas, uma alternativa sustentável para obtenção de fertilizantes é o aproveitamento do lodo produzido nas ETEs. O lodo de esgoto, um subproduto do processo de tratamento, é composto por resíduos orgânicos ricos em nutrientes, representando um desafio para as ETEs em termos de gerenciamento. Tipicamente, uma parcela significativa desse material é submetida à incineração ou disposta em aterros sanitários, frequentemente distantes das instalações de tratamento (SPEROTTO et al., 2023; LACERDA et al., 2021; PEDROZA et al., 2019).

Conforme destacado por Lins et al., (2022), a utilização do lodo na agricultura não apenas constitui uma disposição ambientalmente sustentável para o resíduo sólido das ETEs, mas também oferece benefícios econômicos às atividades agrícolas. Este aproveitamento serve como fertilizante para agricultores de diferentes escalas, contribuindo para o crescimento e desenvolvimento das culturas.

Diante do exposto, após o tratamento de efluente com WC pode-se então aplicar o reuso do efluente gerado na produção agrícola. Dessa forma, faz-se necessário a escolha de uma cultura para que o reuso seja empregado. A *Moringa oleifera* Lam., conhecida popularmente como moringa e é uma espécie arbórea que pertence à família Moringaceae (COSTA et al., 2019). É uma espécie de rápido crescimento, que pode atingir de 8 a 12 metros de altura, tem resistência à solos pobres, de forma a requerer pouca atenção em longos períodos de seca (HOHN et al., 2018).

De forma geral, todas as partes da moringa possuem benefícios e formas de serem utilizadas. Entre suas características, destacam-se o seu alto teor proteico com variações de 18 a 30% (ALIKWE et al., 2013), com bom perfil de aminoácidos essenciais, cerca de 16 a 19, além de minerais como cálcio e fósforo, precursores de vitamina A, do complexo B, e vitamina C (MBAILAO et al., 2014).

Destaca-se entre os usos da moringa a sua aplicação na alimentação animal. A Embrapa Pantanal realiza pesquisas com forrageiras de alto teor de proteína para a alimentação do gado durante períodos de seca, e a moringa tem se destacado entre as diversas espécies estudadas. Isso se deve à sua capacidade de atingir o ponto de corte em apenas seis meses, ser de fácil cultivo, possuir hastes flexíveis, facilitando o manejo para o corte, e ser resistente a pragas (BRUNELLI, 2010).

Diante do exposto, o presente estudo este dividido em dois capítulos cujos objetivos são: avaliar o desempenho de um *wetland* construído de fluxo vertical com fundo saturado (WCV-FS) no tratamento de esgoto doméstico, pós reator UASB, em

uma ETE situada no município de Campo Grande, Mato Grosso do Sul. e avaliar a utilização de águas residuárias e do lodo gerado por essa mesma ETE na produção de *Moringa oleífera* Lam.

2 OBJETIVOS

Objetivo Geral

Avaliar um *wetland* construído de fluxo vertical com fundo parcialmente saturado (WCV-FS) como pós-tratamento de reator UASB de Estação de tratamento de esgoto e o potencial do uso do efluente tratado e do lodo proveniente da ETE na recuperação de nutrientes na agricultura.

Objetivos específicos

- Avaliar a eficiência do WCV-FS em relação a matéria orgânica carbonácea e nitrogenada, fósforo, patógenos e fármacos.
- Verificar a ecotoxicidade dos efluentes por meio dos bioindicadores *Lactuca sativa* e *Artemia sp.*
- Avaliar o potencial do reuso de águas residuárias na irrigação de *Moringa oleifera* Lamk.
- Avaliar o crescimento da *Moringa oleifera* Lam. e determinar sua composição químico-bromatológica.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Impactos dos efluentes no meio ambiente

O esgoto doméstico (efluentes /águas residuárias) contém cerca de 99,9% de água e 0,1% de sólidos orgânicos e inorgânicos. Essa pequena fração de sólidos faz com que seja necessário o tratamento desse efluente com o intuito de evitar ou minimizar a poluição dos corpos receptores (BARROS et al., 1995). A ausência de tratamento possibilita a transmissão de doenças de veiculação hídrica, pois o esgoto contém microrganismos patogênicos, além de materiais orgânicos, produtos químicos e substâncias tóxicas ao ser humano, animais e meio ambiente (RODRIGUES et al., 2021).

Estudos mostram que a ausência de acesso a habitação segura e serviços essenciais de saneamento, resultam na propagação facilitada de diversas doenças e na degradação ambiental devido à carência de fornecimento de água potável, sistemas de esgoto e coleta de resíduos. Os efluentes sanitários representam um grande desafio em termos de poluição, tanto em relação ao volume de poluentes despejados quanto aos impactos na saúde pública (LINS et al., 2019).

Com base nos dados mais atuais do Brasil avaliados pelo SNIS (2021), o atendimento da população com rede de esgoto se encontra nas seguintes condições: 55,8% da população total é atendida, enquanto 64,1% da população urbana tem atendimento. Contudo, apenas 51,2% do esgoto gerado é tratado.

Diante disso, ressalta-se que a ausência de infraestrutura de saneamento básico tem implicações adversas para a saúde pública, acarreta impactos negativos no ambiente e, consequentemente, compromete as condições habitacionais, colocando em risco a vida humana, a flora e a fauna. Nesse cenário, as comunidades ficam sujeitas às consequências de ações humanas inadequadas, tornando-se o próprio antagonista de seu bem-estar (COSTA et al., 2022).

Conforme material disponibilizado pela FUNASA (2004), a destinação correta do esgoto sanitário apresenta importância sanitária e econômica. São considerados alguns aspectos, entre eles destaca-se os seguintes:

- Aumento da vida média do homem, pela redução da mortalidade em consequência da redução dos casos de doenças;
- Diminuição das despesas com tratamento de doenças evitáveis;
- Evitar a poluição do solo e mananciais;
- Redução do custo do tratamento de água para abastecimento, pela prevenção da poluição dos mananciais;
- Controle da poluição e preservação da fauna aquática.

3.2 Fármacos em efluentes

Os fármacos, ao serem encontrados no ambiente, fazem parte de um grupo de substâncias contaminantes chamadas de contaminantes emergentes, que podem causar efeitos adversos conhecidos ou suspeitos em seres vivos após exposição aguda ou crônica. Geralmente, essas substâncias não são monitoradas em termos de concentração e existem poucas regulamentações relacionadas à sua presença no meio ambiente. Quando esses contaminantes e seus metabólitos chegam aos corpos d'água, a combinação entre eles pode se tornar ainda mais prejudicial (CARVALHO, 2020).

O consumo de fármacos é intenso e mundial, sendo inevitável. A partir do consumo, temos que parte dessas substâncias será excretada pelo corpo humano (por meio de fezes e urina), de forma que seus metabólitos também serão. Esse conteúdo excretado se juntará aos fármacos oriundos do descarte, e posteriormente entrarão em contato com os ambientes aquáticos por meio das águas residuais (SEHONOVÁ et al., 2019). Alguns autores afirmam que o fato de essas substâncias serem encontradas nos corpos hídricos, em geral, em baixas concentrações, indica que as Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) não são totalmente eficazes na remoção desses compostos (YANG et al., 2017; REICHERT, 2018).

Carvalho (2020) também aponta que, em locais com pouco ou nenhum acesso ao tratamento de esgoto, justifica-se a presença dessas substâncias, visto que, em muitos cenários, o esgoto gerado costuma ser lançado diretamente nos corpos

d'água. Os fármacos podem causar impactos negativos aos corpos hídricos, alterando sua qualidade, a biodiversidade e o equilíbrio do ecossistema (MELO et al., 2009).

Os fármacos que são liberados pelo corpo humano após seu uso não são totalmente removidos do efluente tratado pelas ETES nos processos convencionais, e isso aponta para a necessidade de mais estudos nesse campo (LUO et al., 2014; RICARDO et al., 2021). Nesse sentido, os *wetlands* construídos (CW) se mostram como tecnologias que podem atuar também na remoção de fármacos. Isso ocorre devido à coexistência de diferentes condições físico-químicas, com rotas de degradação tanto aeróbicas como anaeróbicas, além de poderem ser combinados com outras tecnologias, como, por exemplo, processos oxidativos avançados, para melhorar a eficácia do tratamento (ARAUJO et al., 2018; CAVALHERI, 2023).

A Tabela 1 mostra a ocorrência dos fármacos analisados nesse estudo, em Estações de Tratamento de Esgoto.

Tabela 1. Ocorrência de Cetoprofeno, Diclofenaco e Estradiol em efluentes de estação de tratamento de esgoto (ETEs).

Fármacos	Faixa de concentração (ng L ⁻¹)	Países	Referências
Cetoprofeno	5,04 - 247	Brasil, França, Grécia, Índia, Portugal, Sérvia	(MESTRE et al., 2007; PAPAGEORGIOU et al., 2016; PETROVIĆ et al., 2014; SANTOS et al., 2013; SUBEDI et al., 2015; TAMBOSI et al., 2010; TERNES et al., 1999)
Diclofenaco	0,95 - 2950	Brasil, Grécia, Jordânia, Portugal, Servia, Vietnam, Reino Unido, Canadá, Brasil, Alemanha	(AL-TARAWNEH et al., 2015; BENDZ et al., 2005; FARTO et al., 2020; GÓMEZ et al., 2007; LISHMAN et al., 2006; PAÍGA et al., 2016; PAPAGEORGIOU et al., 2016; PETROVIĆ et al., 2014; SANTOS et al., 2013; STÜLTEN et al., 2008; TRAN et al., 2014)
Estradiol	5.560; < 64; 490 - 760	Brasil	(GHISELLI, 2006; PESSOA et al., 2011; FROEHNER et al., 2011)

Fonte: adaptada CAVALHERI (2022) e BRANDT (2012).

3.3 Ecotoxicidade

Segundo Costa et al., (2008), os testes de toxicidade desempenham um papel crucial na avaliação do potencial de risco ambiental dos contaminantes, uma vez que as análises químicas por si só não possibilitam esse tipo de avaliação.

Além disso, as análises de toxicidade já são exigidas por leis ambientais no Brasil, pois na Resolução CONAMA 430/2011, é estabelecido que o efluente não deve causar ou ter potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor, e os critérios de toxicidade devem ser baseados em resultados de ensaios ecotoxicológicos padronizados utilizando organismos aquáticos. O monitoramento ecotoxicológico de efluentes líquidos deve ser obrigatório ao serem

descartados em corpos de água doce pertencentes às classes 1, 2 e 3, assim como em águas marinhas ou salobras das classes 1 e 2, conforme estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005; BRASIL, 2011).

É fundamental que as ETEs operem de maneira eficiente, garantindo que os efluentes atinjam os limites permissíveis de toxicidade estabelecidos pela legislação em vigor. Nos casos em que os efluentes são descarregados em corpos de água classificados como classe 4, onde a toxicidade não é obrigatória, é necessário que essas estações forneçam dados para análise e projeção de cenários futuros em relação à qualidade dos corpos receptores (ALMEIDA e UMBUZEIRO, 2022).

Por meio dos ensaios de toxicidade aguda, é possível avaliar a interação dos contaminantes com os organismos presentes em diversos ecossistemas. Com base nos resultados da Unidade Tóxica ($UT = (1/CL_{50}) * 100$), é possível categorizar os compostos, como demonstrado por PERSOONE et al., (2003). Quanto à unidade tóxica, a classificação é conduzida conforme exposto na Tabela 2 (PERSOONE et al., 2003).

Tabela 2. Classificação da toxicidade de acordo com o valor de Unidade Tóxica.

UT	Classe	Toxicidade
<0,4	I	Sem toxicidade aguda
0,4 < UT < 1	II	Toxicidade aguda leve
1 < UT < 10	III	Toxicidade aguda
10 < UT < 100	IV	Toxicidade aguda alta
UT > 100	V	Toxicidade aguda muito alta

Conforme Lombardi (2007), os ensaios de toxicidade aguda são procedimentos de curta duração que oferecem respostas rápidas na análise dos efeitos tóxicos letais de produtos químicos em organismos aquáticos. O principal objetivo desses ensaios é determinar as concentrações letais médias (CL_{50}) em um intervalo de exposição limitado, tipicamente variando entre 24 e 96 horas. A CL_{50} é estabelecida e padronizada como a concentração do agente tóxico resultante em 50% de mortalidade na população de organismos sujeitos ao teste. Esses ensaios constituem fontes cruciais de informações para estudos mais aprofundados, incluindo os testes de toxicidade crônica e a avaliação de risco ecotoxicológico.

Dado que a toxicidade é fundamentada em respostas biológicas, é imperativo empregar diferentes organismos de diversos níveis taxonômicos para aprimorar a confiabilidade dos resultados. Os organismos normalmente empregados nos testes de toxicidade abrangem representantes de grupos dos ecossistemas marinhos, fluviais ou terrestres, tais como microrganismos, plantas, invertebrados e peixes (TOTHILL e TURNES, 1996; CUNHA, 2011).

Dentre as possibilidades de organismos bioindicadores utilizados nos testes, tem-se o uso da *Artemia salina* e a *Lactuca sativa*. A utilização de animais aquáticos em ensaios de toxicidade é comum, destacando-se o microcrustáceo de água salgada *Artemia salina*. Essa espécie é frequentemente escolhida devido à facilidade de manipulação e baixo custo, o que favorece sua aplicação em diversos estudos. Por meio de ensaios de toxicidade aguda, é possível determinar a Concentração Letal para 50% da população teste (CL₅₀) de compostos bioativos em extratos de plantas. A toxicidade para esse crustáceo tem apresentado uma correlação significativa com a atividade citotóxica contra tumores humanos, o que justifica sua inclusão em bioensaios (MCLAUGHLIN et al., 1991; ALVES et al., 2000; PÉREZ e LAZO, 2010).

Além do uso da *Artemia salina* como bioindicador, ressalta-se que em diversos bioensaios de toxicidade, as sementes de plantas são extensivamente empregadas. O uso de plantas sensíveis a substâncias tóxicas, como indicadores da qualidade ambiental, configura bioensaios de fitotoxicidade. Nesse cenário, a *Lactuca sativa*, devido à sua notável sensibilidade, é amplamente adotada em ensaios de fitotoxicidade (DING et al., 2009; CUNHA, 2011).

3.4 Soluções baseadas na natureza para o tratamento de efluentes

O conceito de Soluções baseadas na Natureza (SbN), surgiu no final da década de 2000. As SbN são compreendidas como abordagens que se inspiram, copiam ou se fundamentam em processos naturais de alguma forma, com intuito de gerar benefícios de ordem social, ambiental e econômica para a sociedade (FRAGA e SAYAGO, 2020). Ainda segundo Fraga e Sayago (2020), no Brasil, o tema é considerado atual e um grande desafio, de forma geral, desse tema é as várias possibilidades de definições diferentes em torno do conceito de Soluções baseadas na Natureza. Para Cohen-Shacham (2016), as SBN são iniciativas voltadas para a preservação, gestão e restauração sustentável de ecossistemas, sejam estes naturais

ou modificados, com o objetivo de abordar de maneira eficaz e adaptativa os desafios sociais, proporcionando concomitantemente benefícios para o bem-estar humano e a biodiversidade.

Dentre as inúmeras possibilidades do emprego de Soluções baseadas na Natureza, pode-se citar a sua aplicação prática desse conceito, no tratamento de águas residuárias. Herzog (2020), aponta que o esgoto tratado de forma decentralizada e circular possibilita por exemplo, oportunidades para o aproveitamento das águas, do lodo e gás emitido, com redução no consumo de energia e nas redes coletoras.

Herzog (2020), trata de pontos fundamentais quando aborda que: o tratamento de esgoto é uma questão emergencial no Brasil, considerando que a água compõe quase a totalidade do esgoto e se trata de um recurso essencial à vida. Sendo assim, é de suma importância e necessidade que ela seja tratada e reutilizada. Além disso, ressalta-se que o esgoto tem o potencial de gerar riqueza através de seus subprodutos sólidos e gasoso, produzidos durante o processo de tratamento, como exemplo: o lodo que pode se transformar em adubo para agricultura e regeneração de ecossistemas, como também, gerar energia térmica para aquecimento de água e cocção; o gás que pode ser captado e posteriormente usado como fonte de energia renovável.

Novas formas de resolver a questão do tratamento de esgoto, e com isso, pesquisas e diversos processos são estudados e testados. Um dos tipos de tratamentos são os *wetlands* construídos. Conforme Herzog (2020), classificados como sistemas que são essencialmente Soluções baseadas na Natureza, que atuam no tratamento de águas poluídas.

Os *wetlands* construídos (WC) são eficazes e viáveis em inúmeras situações, não se limitando apenas a efluentes domésticos. Semelhantemente ao conceito de SbN, *wetlands* construídos são sistemas que foram idealizados para utilizar os processos naturais, envolvendo a vegetação, solo e microrganismos, de forma que todo esse conjunto atue no tratamento de águas residuárias em um ambiente controlado (VYMAZAL, 2011).

3.5 *Wetlands* Construídos

Os *wetlands* construídos são ecossistemas criados artificialmente que por meio da intervenção humana para sua construção, sendo isso o que os difere das zonas

úmidas naturais. Sendo assim, os *wetlands* construídos são projetados para promoverem condições semelhantes a muitas das condições e/ou processos que ocorrem em zonas úmidas naturais (VYMAZAL e KROPFELOVA, 2008).

Segundo Fonder e Headley (2013), os *wetlands* construídos podem ser divididos em três categorias de acordo com sua finalidade.

- *Wetlands* restaurados: áreas que anteriormente eram zonas úmidas naturais que foram perdidas ou degradadas no passado e que, através intervenção humana, agora apoiam um ecossistema de zonas úmidas quase naturais.
- *Wetlands* construídos: áreas não úmidas que foram convertidas num ecossistema de zonas úmidas por obras de engenharia civil para outros fins que não a melhoria da qualidade da água.
- *Wetlands* construídos para tratamento de efluentes: sistemas de zonas úmidas criados artificialmente projetado para melhorar e otimizar certos processos físicos e/ou biológicos que ocorrem em ecossistemas naturais de zonas úmidas, com o objetivo principal de remover contaminantes e poluentes.

Além de abordar a finalidade de um *wetlands* construído, Fonder e Headley (2013) também classifica os sistemas conforme seu fluxo, sendo: horizontal e vertical.

Como os WC podem ser construídos em uma variedade de modos hidrológicos (KADLEC e WALLACE, 2009), inúmeras variações foram desenvolvidas para uma grande variedade de mecanismos de remoção de poluentes. As várias formas dos WC podem ser categorizadas com base em dois atributos físicos principais: hidrologia e as características da vegetação.

Com base na classificação, tem-se que os WC de fluxo superficial são definidos como sistemas aquáticos em onde a maior parte do fluxo ocorre através de uma coluna de água sobreposta a um substrato. Portanto, eles têm uma superfície de água exposta semelhante a um pântano ou pântano natural. Isso contrasta com os WC de fluxo subsuperficial, onde a maior parte do fluxo ocorre através de um canal poroso. Sendo assim, o termo “fluxo superficial” é um antônimo claro de “fluxo subsuperficial” (FONDER e HEADLEY, 2013).

Diante do contexto de aplicação, as modalidades de WC conforme o escoamento hidráulico (subsuperficial), são classificadas em horizontal e vertical. Basicamente, a classificação proposta para distinguir as modalidades focaliza-se no fluxo do esgoto afluente no módulo, podendo ocorrer de maneira superficial, onde o esgoto submetido ao tratamento fica exposto à atmosfera, ou subsuperficial, sem que

haja contato de líquido com atmosfera, conforme representado na Figura 1 (SEZERINO e SILVA, 2021).

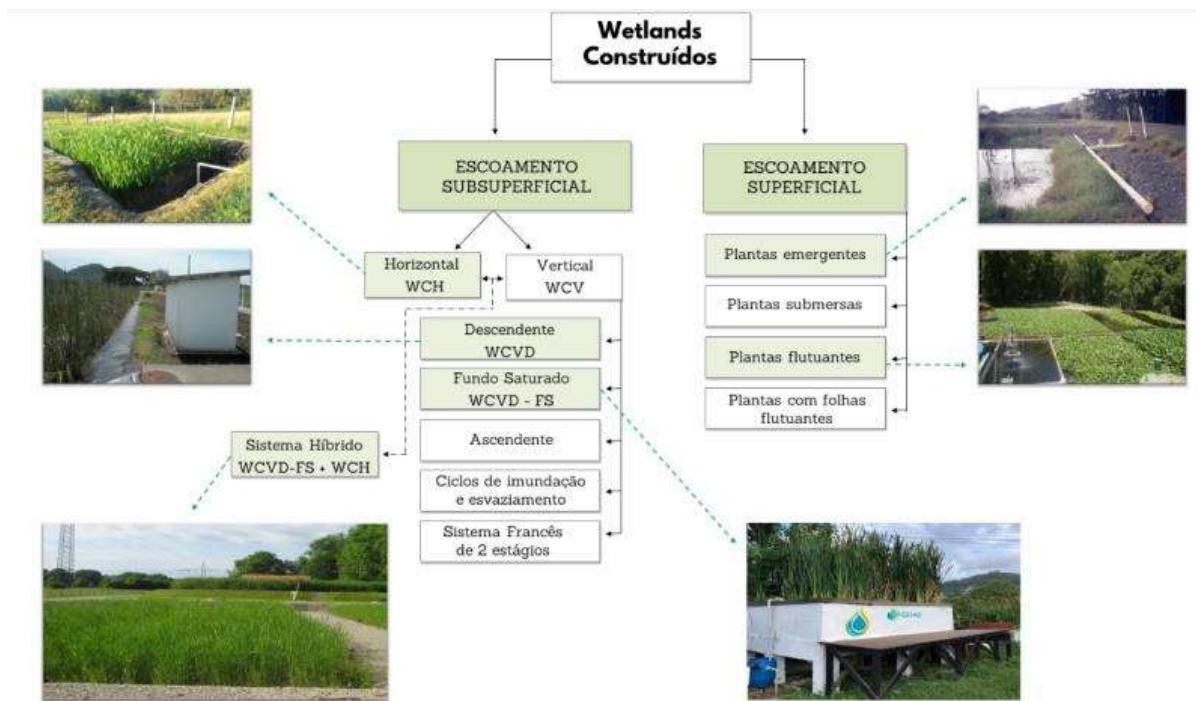


Figura 1. Classificação dos *wetlands* construídos com destaque as modalidades mais recorrentes no Brasil.

Legenda: WCH: *wetland* construído de fluxo horizontal; WCV: *wetland* construído de fluxo vertical; WCVD: *wetland* construído de fluxo vertical descendente; WCVD-FS: *wetland* construído de fluxo vertical descendente; com fundo saturado.

Fonte: Sezerino e Pelissari (2021). Adaptado de Vymazal e Kroepflová (2008).

No contexto brasileiro, os WC encontram sua principal aplicação no tratamento secundário de esgoto doméstico ou sanitário. Essa aplicação abrange diversas escalas, desde unidades unifamiliares em lotes individuais até comunidades compostas por edificações de natureza hoteleira ou multifamiliar agrupadas em condomínios e loteamentos. Além disso, observam-se WC aplicados no contexto de tratamento secundário para empresas e indústrias, predominantemente tratando efluentes com características domésticas provenientes de refeitórios e vestiários com banheiros (SEZERINO e SILVA, 2021).

Conforme o documento de consenso sobre dimensionamento de WC no Brasil, elaborado pelo Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado (VON SPERLING e SEZERINO, 2018), os critérios e parâmetros de projeto para o dimensionamento dos *wetlands*, abrangem os seguintes elementos:

- Cálculos de processo: taxas de aplicação que permitam a determinação da área superficial requerida; critérios para especificação do número de unidades em paralelo a serem adotadas e das principais dimensões das unidades (comprimento, largura, profundidade);
- Detalhes hidráulicos: tubulações de entrada, distribuição, coleta e saída;
- Detalhes do meio filtrante: espessura, granulometria;
- Detalhes construtivos: taludes, borda livre, declividade de fundo, impermeabilização dos taludes e do fundo;
- Plantas: listagem de plantas comumente utilizadas;
- Estratégia operacional: alimentação contínua ou em bateladas (pulsos); eventual alternância entre leitos em paralelo;
- Pré-tratamento requerido;
- Eficiências de remoção esperadas para a etapa de *wetlands* e para o sistema, como um todo: faixas típicas esperadas para esgotos domésticos (não são efetuados cálculos usando modelos matemáticos).

3.5.1 *Wetlands* Construídos de fluxo horizontal

Os WC de escoamento subsuperficial horizontal (WCH) constituem módulos escavados no solo ou construídos abaixo deste, com as faces laterais e o fundo impermeabilizados. No WCH, o líquido a ser submetido ao tratamento entra na unidade na região inicial do leito, chamada de "zona de entrada". Essa área geralmente é composta por brita de maior porte ou por algum material similar, que é chamado de meio filtrante. Posteriormente, o líquido alcançará a zona principal do leito, por onde irá de forma mais lenta através do meio (material) filtrante, também conhecido como meio suporte ou substrato (geralmente brita ou cascalho). O percurso do líquido se estende até atingir a parte final do leito, localizada na extremidade oposta e composta, novamente, por brita de maior granulação, sendo identificada como "zona de saída" (VON SPERLING e SEZERINO, 2018; SEZERINO e SILVA, 2021).

Os módulos citados acima, são preenchidos com materiais filtrantes caracterizados por índices físicos favoráveis ao escoamento, incluindo a distribuição dos diâmetros dos grãos, uniformidade e porosidade. As tubulações de distribuição do esgoto afluente e de coleta do esgoto tratado são dispostas em faces opostas para promover um escoamento longitudinal horizontal, facilitado por uma declividade de

fundو. O fluxo ou escoamento predominante do líquido ocorre horizontalmente ao longo da seção longitudinal, e o nível do líquido mantém-se abaixo do topo do material filtrante. Assim, o escoamento se desenvolve em um meio hidráulicamente saturado, caracterizado pela ocupação dos vazios entre os grãos do meio suporte pelo líquido em processo de tratamento. Além disso, são plantadas com macrófitas emergentes, conforme esquematizado na Figura 2 (VON SPERLING e SEZERINO, 2018; SEZERINO e SILVA, 2021).

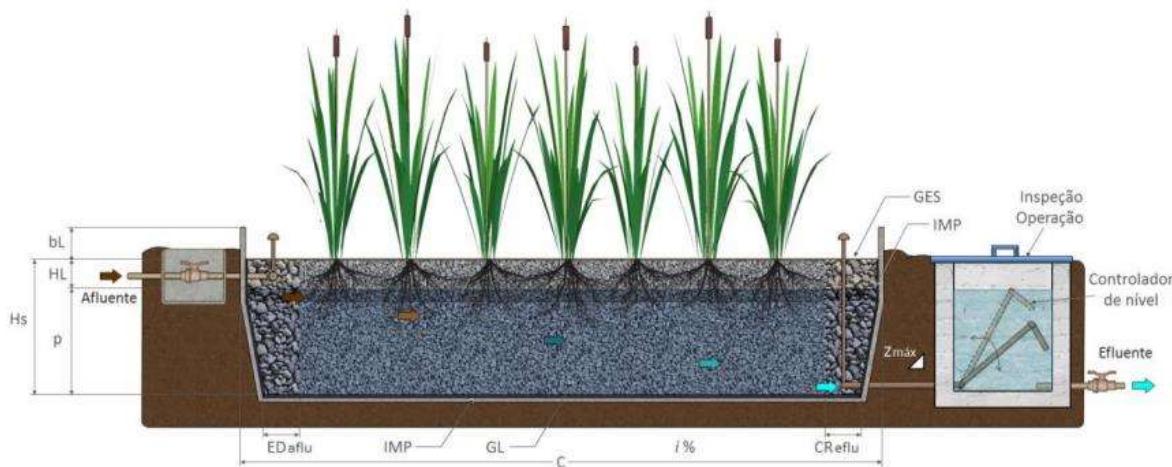


Figura 2. Esquema representativo do perfil longitudinal do *wetland* construído de escoamento horizontal subsuperficial.
Fonte: Von Sperling e Sezerino (2018).

Dado seu caráter fundamental como filtro, esses *wetlands* contribuem para a redução das concentrações de sólidos em suspensão no esgoto tratado. A fitoextração, realizada pelas macrófitas presentes, resulta na remoção de aproximadamente 5 a 7% da carga de nitrogênio amoniacal no esgoto influente. Essa fitoextração requer um manejo adequado, considerando o ciclo de crescimento específico da espécie, destacando-se a necessidade de realizar cortes na parte aérea e a remoção de espécies invasoras (SEZERINO e SILVA, 2021).

Para os WCH são estabelecidos alguns critérios e parâmetros de projeto, listados abaixo (VON SPERLING e SEZERINO, 2018, 2018):

- Taxa de aplicação orgânica superficial máxima: 6 a 15 g DBO $m^{-2} d^{-1}$;
 - Taxa de aplicação hidráulica superficial máxima: 0,02 a 0,08 $m^3 m^{-2} d^{-1}$ (para tratamento de efluente primário, como tanque séptico) e 0,04 a 0,12 $m^3 m^{-2} d^{-1}$ (pós-tratamento de efluente secundário advindo de processo pouco eficiente).
 - Taxa de aplicação orgânica máxima na seção transversal: 250 g DBO $m^{-2} d^{-1}$

Além das informações previamente mencionadas, um aspecto relevante a ser ponderado em relação a essa modalidade de *wetlands* (WCH) são as faixas previstas de desempenho no tratamento. De acordo com o Von Sperling e Sezerino (2018), as eficiências de remoção esperadas podem apresentar variações, influenciadas pelo tipo de tratamento prévio realizado nos *wetlands*, conforme listado a seguir.

- Para os WCH recebendo efluente de tratamento primário, espera-se as seguintes eficiências de remoção:
 - DBO: 25 a 35% (eficiência de remoção assumida na etapa a montante do *wetland*);
 - DQO: 20 a 30% (eficiência de remoção assumida na etapa a montante do *wetland*);
 - DBO: > 85% (eficiência global de remoção esperada em todo o sistema);
 - DQO: > 80% (eficiência global de remoção esperada em todo o sistema);
 - SST: > 85% (eficiência global de remoção esperada no sistema como um todo);
 - Nitrogênio amoniacal: < 40% (eficiência global de remoção esperada em todo o sistema);
 - Nitrogênio total: < 50% (eficiência global de remoção esperada em todo o sistema);
 - Fósforo total: < 20% (eficiência global de remoção esperada em todo o sistema);
 - Coliformes termotolerantes: 1 a 3 unidades log (eficiência global de remoção esperada em todo o sistema).
- Para os WCH recebendo efluente de tratamento secundário de baixa eficiência, espera-se as seguintes eficiências de remoção:
 - DBO: 60 a 75% (eficiência de remoção assumida na etapa a montante do *wetland*);
 - DQO: 55 a 70% (eficiência de remoção assumida na etapa a montante do *wetland*);
 - DBO: > 90% (eficiência global de remoção esperada em todo o sistema);
 - DQO: > 85% (eficiência global de remoção esperada em todo o sistema);

- SST: > 90% (eficiência global de remoção esperada em todo o sistema);
- Nitrogênio amoniacial: < 40% (eficiência global de remoção esperada em todo o sistema);
- Nitrogênio total: < 50% (eficiência global de remoção esperada no sistema como um todo);
- Fósforo total: < 20% (eficiência global de remoção esperada no sistema como um todo);
- Coliformes termotolerantes: 1 a 3 unidades log (eficiência global de remoção esperada no sistema como um todo).

3.5.2 *Wetlands* Construídos de fluxo vertical

Se tratando do escoamento subsuperficial, a outra modalidade de WC empregada, são os *wetlands* construídos de fluxo vertical (WCV). Nesses módulos, o sentido de escoamento pode ser misto, ascendente ou descendente (FONDER e HEADLEY, 2013).

Com a implementação dos WCV como unidades de tratamento secundário, foi possível notar que esse se tornou um sistema com nível de tratamento avançado. Isso se dá pelo fato de que a alimentação de esgoto afluente ocorre de forma intermitente, onde o esgoto chega ao tratamento através de pulsos (bateladas) que são acionadas por meio de conjuntos motor-bomba. Dessa forma, há uma grande entrada de massas de ar atmosférico (convecção), que desencadeia a liberação de oxigênio dissolvido no interior do meio filtrante. É este cenário que proporciona um ambiente propício para o desenvolvimento de bactérias autotróficas nitrificantes. Como resultado desse processo, ocorre a oxidação do nitrogênio amoniacial presente no esgoto afluente para nitrato. Adicionalmente, a presença de bactérias heterotróficas aeróbias promove a oxidação da matéria orgânica carbonácea presente no esgoto afluente (VON SPERLING e SEZERINO, 2018; SEZERINO e SILVA, 2021).

Nessa modalidade de WC, as paredes do WCV e o fundo são impermeáveis e o filtro é preenchido com material filtrante de alta permeabilidade hidráulica, possuindo uma tubulação de alimentação do esgoto afluente na superfície do filtro e a tubulação final (coleta de esgoto tratado), localizada no fundo do filtro. Além disso, as macrófitas são transplantadas na superfície do leito filtrante, e o esgoto a ser tratado percola por

essa superfície com escoamento vertical, conforme a Figura 3 (SEZERINO e SILVA, 2021).

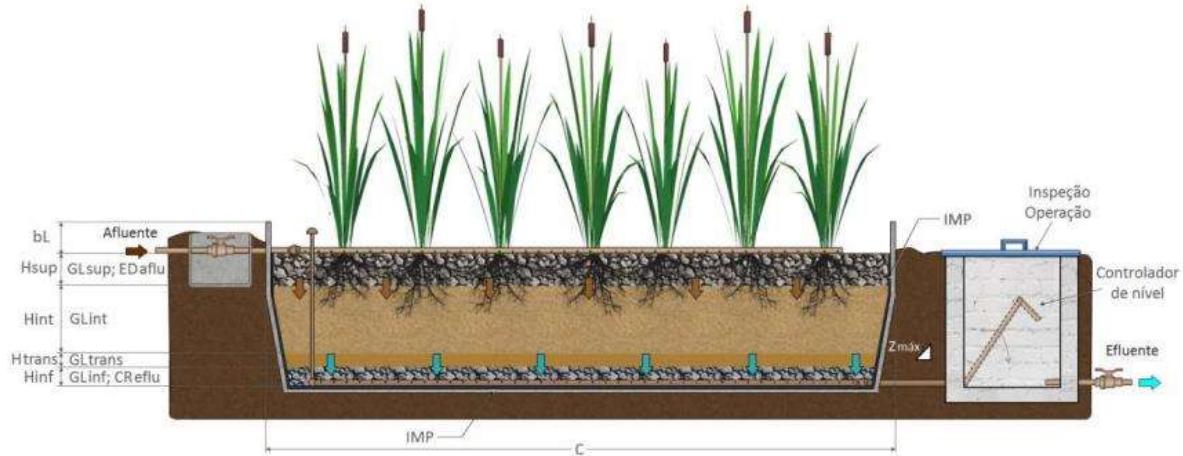


Figura 3. Esquema representativo do perfil longitudinal do *wetland* construído de escoamento vertical.

Fonte: Von Sperling e Sezerino (2018).

Para os WCV são estabelecidos alguns critérios e parâmetros de projeto, listados abaixo (VON SPERLING e SEZERINO, 2018):

- Taxa de aplicação orgânica superficial máxima: 10 a 20 g DBO m⁻² d⁻¹;
- Taxa de aplicação hidráulica superficial máxima: 0,05 a 0,12 m³ m⁻² d⁻¹

Assim como para os WCH, além das informações relacionadas aos parâmetros de projeto, as faixas previstas de desempenho no tratamento para WCV são importantes de serem avaliadas e comparadas. De acordo com Von Sperling e Sezerino (2018), as eficiências de remoção esperadas podem apresentar variações, influenciadas pelo tipo de tratamento prévio realizado nos *wetlands*, conforme listado a seguir.

- Para os WCV recebendo efluente de tratamento primário, espera-se as seguintes eficiências de remoção:
 - DBO: 25 a 35% (eficiência de remoção assumida na etapa a montante do *wetland*);
 - DQO: 20 a 30% (eficiência de remoção assumida na etapa a montante do *wetland*);
 - DBO: > 85% (eficiência global de remoção esperada em todo o sistema);

- DQO: > 80% (eficiência global de remoção esperada em todo o sistema);
 - SS: > 85% (eficiência global de remoção esperada em todo o sistema);
 - Nitrogênio amoniacial: > 85% (eficiência global de remoção esperada em todo o sistema);
 - Nitrogênio total: < 40% (eficiência global de remoção esperada em todo o sistema);
 - Fósforo total: < 20% (eficiência global de remoção esperada em todo o sistema);
 - Coliformes termotolerantes: 1 a 2 unidades log (eficiência global de remoção esperada em todo o sistema).
- Para os WCV recebendo efluente de tratamento secundário de baixa eficiência, espera-se as seguintes eficiências de remoção:
 - DBO: 60 a 75% (eficiência de remoção assumida na etapa a montante do *wetland*);
 - DQO: 55 a 70% (eficiência de remoção assumida na etapa a montante do *wetland*);
 - DBO: > 90% (eficiência global de remoção esperada em todo o sistema);
 - DQO: > 85% (eficiência global de remoção esperada em todo o sistema);
 - SS: > 90% (eficiência global de remoção esperada em todo o sistema);
 - Nitrogênio amoniacial: > 90% (eficiência global de remoção esperada em todo o sistema);
 - Nitrogênio total: < 40% (eficiência global de remoção esperada em todo o sistema);
 - Fósforo total: < 20% (eficiência global de remoção esperada em todo o sistema);
 - Coliformes termotolerantes: 1 a 2 unidades log (eficiência global de remoção esperada em todo o sistema).

3.5.3 *Wetlands* Construídos de fluxo vertical com fundo saturado

Apesar dos últimos avanços nos *wetlands* construídos (WC), esse sistema ainda apresenta deficiência na remoção de nitrogênio total. Os WC, quando operados de forma vertical ou horizontal, não removem totalmente o nitrogênio total, mas o

convertem em outras formas de nitrogênio. Isso inclui os processos de amonificação, sorção, absorção vegetal e microbiana, volatilização de amônia, nitrificação e desnitrificação (ADRADOS et al., 2014; VYMAZAL, 2007).

Os *wetlands* construídos de fluxo vertical com fundo saturado (WCV-FS) são módulos de *wetlands* que operam com o próprio esgoto submetido ao tratamento, pois a camada de saturação é formada pelo próprio esgoto que o sistema recebe. Esses módulos promovem uma significativa remoção de nitrogênio total, pois nesse caso, o WC possui a parte sem saturação, que opera de forma convencional como em um WCV, e em sequência, a parte saturada permite que uma mesma unidade de WC possua condições aeróbias nas camadas mais superficiais e condições anaeróbias/anóxicas no fundo do leito (Figura 4). Esse cenário facilita que comunidades bacterianas ativas na oxidação da matéria orgânica carbonácea, na nitrificação do nitrogênio amoniacal, como também na redução do nitrato formado através da desnitrificação, se estabeleçam no WCV-FS (SILVEIRA et al., 2015; SEZERINO e SILVA, 2021).

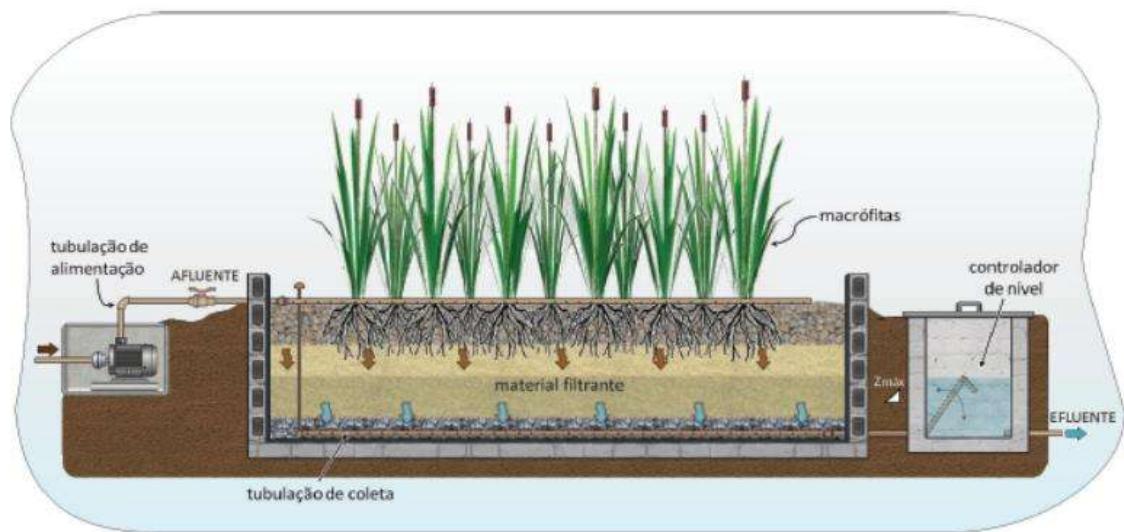


Figura 4. Esquema representativo de um perfil vertical do *wetland* construído de escoamento vertical de fundo saturado.

Fonte: Sezerino e Silva (2021).

É importante ressaltar que embora a camada não saturada do WCV-FS seja de grande importância, o ponto central que difere essa modalidade do WCV é o fato de que nos WC-FS é possível que na mesma unidade ocorram diferentes ambientes, pois nesse caso, a unidade apresenta maior TDH (tempo de detenção hidráulica) e possibilita também maior umidade no meio filtrante, permitindo um melhor

desenvolvimento do sistema radicular. E tudo isso se dá pela existência do fundo saturado dentro do WC (BASSANI, 2020; PELISSARI et al., 2018). A Tabela 3 possui uma breve comparação de estudos avaliando a capacidade de remoção de WCV e WCV-FS.

Tabela 3. Desempenho de tratamento identificados para *wetland* construído vertical e vertical com fundo saturado.

Autor(es)	Remoção	WCV	WCV-FS
Santos (2019)	DBO	90%	87%
	DQO	85%	92%
	SST	90%	97%
	NT	21%	43%
	NH ₄ ⁺	60%	70%
Saeed e Sun (2017)	P-PO ₄ ³⁻	71%	83%
	SO ₄ ²⁻	41%	10%
Pelissari et al., (2018)	DBO	33%	51%
	SST	72%	68%
	NT	34%	56%
	NH ₄ ⁺	68%	69%
	SO ₄ ²⁻	17%	61%
Sgroi et al., (2018)	Cafeína	90%	95%
	Trimetoprima	87%	99%
	Sulfametoxazol	4%	64%

Fonte: Adaptado de Bassani (2020).

Segundo Bassani (2020) em seu estudo, no que se refere a comparação entre WCV e o WCV-FS quando ambos operam sob as mesmas condições de alimentação, os resultados demonstraram a superioridade da unidade de fundo saturado quanto a eficiência de remoção de carga para todos os parâmetros físico-químico analisados (DQO, DBO_{5,20}, NT, NH₄⁺ e P-PO₄³⁻).

Pelissari et al., (2017). afirmam que a zona saturada (0,51 a 0,68 m de profundidade) do módulo utilizado em seu estudo foi benéfica para a abundância do domínio bacteriano, bem como para a abundância de bactérias desnitrificantes. Além

disso, com base também na identificação de bactérias transformadoras de nitrogênio, assim como na alta eficiência de remoção de nitrogênio ($58 \pm 12\%$ de remoção de NT) no WC, foi demonstrado que a implementação de uma saturação no leito do módulo pode aumentar a remoção de nitrogênio total, permitindo que a nitrificação e a desnitrificação ocorram simultaneamente em uma única unidade de tratamento.

Santos et al., (2018), verificou que com o aumento das alturas de saturação de fundo, houve o aumento progressivo de remoção de nitrogênio total, o que pode estar associado com a desnitrificação. Nesse estudo verificou-se também que com o aumento da saturação de fundo, as eficiências médias de remoção de nitrogênio amoniacal diminuíram e com o tempo de operação do sistema, subiram. De acordo com os autores, o aumento das eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal pode estar relacionado com a estabilização de comunidades bacterianas atuantes nas transformações de nitrogênio. Pois conforme Ragusa et al., (2004) explica, biofilmes precisam de pelo menos 100 dias para estabilização durante operação de *wetlands* construídos.

Ainda com base no estudo de Santos et al., (2018), confirma-se a ocorrência de nitrificação em regiões aeróbias e, desnitrificação nas camadas saturadas em WCV-FS. E assim, a nitrificação e a desnitrificação sequencial foram identificadas nas colunas com fundo saturado, sendo que a coluna com 0,40 m de saturação de fundo apresentou maior potencial para remoção de nitrogênio. Adrados et al., (2014), explica que sistemas saturados não chegam a altas taxas de nitrificação, mas tem a capacidade de desnitrificar quase todo o nitrogênio amoniacal nitrificado. Diferentemente de sistemas com drenagem livre que são capazes de atingir altas taxas de nitrificação, mas a remoção de nitrogênio total é inferior se comparada com os sistemas saturados.

Sezerino et al., (2017), simularam um perfil vertical de um WCV-FS em três colunas de areia, as quais operaram sob as mesmas condições; no entanto, apresentavam diferentes alturas de saturação (0,20, 0,30 e 0,40 m). A coluna com saturação de fundo de 0,40 m atingiu remoções de 90% de DQO e 46% de nitrogênio total, sendo, portanto, a altura de saturação recomendada como parâmetro de projeto para WCV-FS.

As colunas operaram sob um regime hidráulico de 3 dias de alimentação e 4 de repouso, com uma carga orgânica aplicada de $41 \text{ g DQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e uma taxa hidráulica média de 66 mm d⁻¹, com 0,55 m de altura útil e submetidas a diferentes alturas de

saturação de fundo (variando de 0,20, 0,30 e 0,40 m). Em relação ao nitrogênio total, a coluna de 0,40 m apresentou a maior remoção, sendo esta de 46%. Já para a remoção de NH_4^+ , a coluna de 0,20 m que apresentou a maior remoção, sendo 79%. Ressalta-se que todas as colunas de areia apresentaram remoções médias de P-PO_4^{3-} acima de 92% (SEZERINO et al., 2017).

Por fim, tem-se que a composição de um meio filtrante com 0,40 m de altura saturada com o esgoto submetido ao tratamento apresenta-se com potencialidade de aplicação em WCV-FS, pois atingiu remoções médias de 90% em termos de DQO, 95% de SST, 92% de P-PO_4^{3-} , 46% de NT e 68% de NH_4^+ , além de apresentar as menores concentrações médias de N-NO_2^- e N-NO_3^- no efluente final, indicando o processo de nitrificação seguida de desnitrificação.

3.6 Reuso de efluentes na agricultura

A escassez de água ameaça pessoas em diversas regiões e tem sido predominantemente estudada, o risco de escassez hídrica é real, tanto pela quantidade quanto pela qualidade da água, visto a relevância econômica da agricultura irrigada (SANTOS et al., 2021; VAN VLIET et al., 2021). Dados da Agência Nacional das Águas e Saneamento Básico (ANA, 2021), apontam que a maior parte das bacias hidrográficas comprometidas quantitativamente tem como maior uso consuntivo, a agricultura irrigada, que possui elevadas demandas. Em 2019, a agricultura foi responsável por 49,8% da captação de água bruta em mananciais brasileiros, sejam superficiais ou subterrâneos. Como o esgoto é composto por mais de 99,8% de água (VON SPERLING, 2007), o reuso das águas residuárias é uma forma de reduzir a carga sobre o abastecimento global de água.

A agricultura irrigada representa a principal utilização de recursos hídricos tanto no Brasil quanto globalmente. No contexto brasileiro, dados pertinentes a esse tema podem ser acessados por meio do Atlas Irrigação, desenvolvido entre 2018 e 2020, seguindo um planejamento estratégico delineado em 2017, logo após a divulgação da primeira edição do atlas. A demanda hídrica atualizada pelo Atlas, considerando um cenário de clima médio em 2019, indicava um consumo de água pela agricultura irrigada de $965 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ - $941 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ retirados de mananciais (água azul), equivalente a 29,7 trilhões de litros anuais. No entanto, é relevante mencionar que aproximadamente $24 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ do uso da água derivam do reuso agronômico de efluentes

(água cinza) em áreas destinadas à produção de cana-de-açúcar, empregado para fertirrigação e preservação hídrica.

A Política Nacional de Recursos Hídricos, estabelecida pela Lei nº 9.433/97, foi implementada para assegurar a priorização do uso da água para abastecimento humano e dessedentação animal em situações de escassez. Essa política introduz instrumentos de gestão para os recursos hídricos de jurisdição federal e é reconhecida como uma legislação que identifica conflitos relacionados ao uso da água (BRASIL, 1997).

A nova lei do saneamento (Lei 14.026/2020) cria oportunidades para aprimorar o saneamento básico e estabelece, como meta, o reuso de efluentes sanitários. Ressalta-se que o reuso de águas residuais na agricultura tem demonstrado eficácia e relevância ao longo do tempo (ANGELAKIS et al., 2018; SANTOS et al., 2020; MAINARDIS et al., 2022). É por meio dessa lei, que ocorreu a regulamentação que coloca a ANA como responsável por estabelecer normas de referência sobre reuso dos efluentes sanitários tratados, em conformidade com as normas ambientais e de saúde pública (BRASIL, 2020).

A prática de reuso de efluentes tratados provenientes de ETEs na irrigação agrícola tem se tornando cada vez mais difundida. Essa abordagem oferece uma fonte de água confiável e representa uma alternativa economicamente viável para a obtenção de nutrientes, resultando na redução dos custos associados a fertilizantes industrializados. Consequentemente, a água potável é reservada para usos mais essenciais, enquanto a água proveniente do reuso é direcionada para atividades como agricultura irrigada, irrigação paisagística e limpeza urbana (MOURA et al., 2020; PARTYLA e BOND et al., 2022; MAINARDIS et al., 2022).

A reutilização de águas residuárias na agricultura refere-se à utilização adicional de águas residuárias tratadas para a irrigação de culturas. Esse método de reaproveitamento é reconhecido como uma ferramenta eficaz na gestão dos recursos hídricos, sendo uma resposta à necessidade de fornecer um suprimento controlado para compensar a escassez de água resultante de fatores sazonais ou da disponibilidade irregular de outras fontes hídricas ao longo do ano hidrológico. Embora a prática de utilizar águas residuárias seja antiga, nem sempre foi gerenciada de maneira adequada ou em conformidade com os padrões de qualidade necessários para sua aplicação. Consequentemente, o conhecimento relacionado ao uso de águas residuárias tem evoluído ao longo do tempo (JARAMILLO et al., 2017).

Os riscos associados à reutilização de águas residuárias na agricultura abrangem diversas áreas, desde alterações nas propriedades físico-químicas e microbiológicas do solo até possíveis impactos na saúde humana. Em contextos econômicos desfavoráveis, a busca por fontes alternativas de irrigação, como a reutilização de águas residuais brutas ou tratadas de forma inadequada, pode resultar em riscos evitáveis. Portanto, é essencial comunicar não apenas os benefícios dessa prática, mas também os impactos negativos e estratégias de baixo custo que contribuem para o processo de tomada de decisão, promovendo o uso adequado de águas residuais na agricultura. Em relação aos impactos positivos, o reuso de águas residuais contribui para o fornecimento de nutrientes, proteção e conservação de recursos hídricos, e aumento da rentabilidade agrícola, sendo esses os aspectos favoráveis identificados (JARAMILLO et al., 2017; OFORI et al., 2021).

3.7 Uso do lodo na agricultura como fertilizante

A aplicação do lodo na agricultura como fonte de nutrientes tem sido objeto de estudo ao longo do tempo, representando uma das principais opções para a destinação final desses resíduos. Essa prática é considerada viável, uma vez que o lodo pode fornecer diversos nutrientes essenciais para as plantas, com destaque especial para o nitrogênio, nutriente necessário para o desenvolvimento das culturas (BOEIRA e LIGO, 1999; RODELLA e ALCARDE, 2001).

Em contrapartida, de acordo com sua composição, o lodo de esgoto pode representar uma fonte potencial de contaminação por agentes tóxicos de natureza orgânica, como fenóis, benzenos, antracenos, alquilbenzenos linear sulfonados, metis pesados, entre outros (PARAIBA e SAITO, 2005; MOHAMMADI et al., 2019; WANG et al., 2021)

Como exemplo, Jonsson e Maia (2007) conduziram um estudo para avaliar o potencial efeito adverso de amostras de lodo de Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) em São Paulo. O risco identificado estava associado à aplicação do lodo em áreas agrícolas próximas a corpos d'água, podendo manifestar efeitos prejudiciais a curto ou longo prazo em organismos zooplânctônicos e, por conseguinte, em outros membros da cadeia alimentar. O fenômeno era atribuído ao transporte do lodo e de seus constituintes orgânicos ou inorgânicos com ação tóxica para esses compartimentos. Concluiu-se que os efeitos tóxicos do lodo não se limitavam à

presença de metais pesados, mas também incluíam compostos orgânicos extraíveis pela acetona, com potencial acumulativo.

As principais opções potenciais para o aproveitamento ou disposição final do lodo de esgoto incluem: disposição em aterro sanitário; reuso industrial; incineração; produção de biocarvão; conversão em óleo combustível; disposição oceânica; recuperação de solos (incluindo a recuperação de áreas degradadas e de mineração); land farming (método de biorremediação); e uso agrícola e florestal (aplicação direta no solo, compostagem, produção de fertilizantes e criação de solo sintético) (BETTIOL; CAMARGO, 2005; TSUTIYA, 2000).

Segundo Puga et al., (2023) um ponto crítico a ser considerado é que, embora a geração de lodo não seja expressiva em termos de volume, devido à baixa cobertura de coleta e tratamento de esgoto no Brasil, ela ocorre de maneira localizada, resultando em impactos ambientais e econômicos significativos nos municípios, o que representa um desafio de gestão.

A disposição agrícola e florestal do lodo de esgoto emerge como uma das alternativas mais viáveis, uma vez que proporciona uma forma segura de disposição no ambiente. Além disso, essa abordagem permite a reciclagem de matéria orgânica e nutrientes na agricultura, diminuindo a dependência de insumos, muitas vezes finitos, como fertilizantes. Essa prática também contribui para a geração de empregos e renda, por meio de serviços associados, como empreendimentos de compostagem, criação de novos produtos e desenvolvimento de máquinas e equipamentos mais adequados para o uso agrícola e florestal do lodo. Adicionalmente, a disposição dessa maneira contribui para a conservação dos recursos naturais e para o aumento da produtividade (PUGA et al., 2023).

3.8 *Moringa oleifera* Lam.

A *Moringa oleifera* Lam., conhecida popularmente como moringa é uma espécie arbórea que pertence à família Moringaceae (COSTA et al., 2019). É uma espécie de rápido crescimento, que pode atingir de 8 a 12 metros de altura, possui resistência à solos pobres, requerendo atenção mínima em longos períodos de seca (HOHN et al., 2018).

Segundo Oliveira et al., (2022), a moringa tem uma madeira macia e a casca de cor clara. As raízes da árvore são profundas e os ramos frágeis e caídos. Os ramos

em fase inicial de crescimento e os rebentos ostentam uma vilosidade de tonalidade esbranquiçada. As folhas da moringa exibem uma disposição alternada, apresentando comprimentos que variam entre 7 e 60 cm, enquanto as inflorescências, por sua vez, alcançam de 10 a 20 cm em extensão. Já as flores são caracterizadas por serem pentámeras, zigomorfas, possuindo um comprimento que oscila entre 7 e 14 mm, e ostentam coloração que varia de branca a creme.

O fruto da moringa consiste tipicamente em uma cápsula de 3 ápices, com dimensões variando entre 10 e 60 cm, frequentemente designada como "vagem". Inicialmente, a fruta apresenta coloração verde durante sua fase juvenil, evoluindo para tonalidade marrom ao atingir a maturidade. A fruta madura se abre ao longo de cada um de seus ângulos para revelar as sementes. A referida cápsula abriga de 15 a 20 sementes oleosas e globulares, com diâmetro situando-se entre 1,0 e 1,5 cm. Destaca-se que as sementes são notáveis por sua elevada concentração de óleo (OLIVEIRA et al., 2022).

A árvore de moringa apresenta a produção de sementes durante o primeiro ano em circunstâncias propícias ao seu desenvolvimento. Em condições ideais, a floração ocorre durante a estação mais úmida, seguida pela perda de folhas no início da estação seca. Observa-se que, ocasionalmente, tais fenômenos podem manifestar-se de maneira concomitante, isto é, florescendo e perdendo folhas simultaneamente, ou florescendo e dando origem ao fruto (OLIVEIRA et al., 2022).

Com sua origem no norte da Índia, a moringa encontra-se amplamente distribuída nos países da Ásia, Oriente médio, África, América Central e América do Sul. No Brasil, a espécie foi introduzida por volta de 1950, sendo encontrada em diferentes regiões do nordeste, especialmente no Piauí, Maranhão e Ceará (NORONHA et al., 2018).

3.8.1 Nutrição da *Moringa oleifera* Lam.

A moringa é uma planta que apresenta diversas propriedades nutricionais com uma variedade de compostos bioativos. Todas as suas partes são aproveitadas tanto pelo ser humano quanto pelos animais. As folhas da se destacam por serem ricas em proteínas, carotenoides, ferro, ácido ascórbico, além dos aminoácidos metionina e cistina, os quais geralmente são deficientes na maioria dos alimentos. As sementes,

flores, raízes e frutos, também são igualmente ricas em vitaminas, minerais, fibras e antioxidantes, tornando-a objeto de estudo para diversas aplicações (RIZZO, 2019).

A moringa é amplamente cultivada para os seus diversos usos, seja das vagens, das sementes ou das folhas verdes, que podem ser aplicadas como alimentos e como remédio. Por isso, é considerada um suplemento muito bom devido ao seu alto valor proteico. Outra forma como a árvore é conhecida, é como a árvore milagrosa devido às suas características benéficas diversificadas, por exemplo, 10 vezes mais vitaminas que cenouras, 7 vezes mais vitamina C que laranjas, 17 vezes mais cálcio que leite e 15 vezes mais potássio do que bananas, 9 vezes mais proteína que iogurte e 25 vezes mais ferro do que o espinafre. Além disso, ajuda a aumentar o nível de antioxidante no sangue e reduzir o nível de açúcar no sangue e inflamações (ISLAM et al., 2021).

As folhas de moringa contêm fitoquímicos diversificados, como esteróis, taninos, flavonóides, alcalóides, saponinas e terpenóides e o pó da folha de pode ser uma boa alternativa como fonte de proteína especialmente para aminoácidos essenciais (BERKOVICH et al., 2013). Segundo Islam et al., (2021), na composição das folhas frescas é possível encontrar em g/100g as seguintes quantidades: 6,7g de proteína, 1,7g de gordura, 12,5g de carboidrato e 0,8g de fibra. Para as folhas secas: 29,4g de proteína, 5,2g de gordura, 41,2g de carboidrato e 12,5g de fibra. E para as folhas secas em pó: 27,1g de proteína, 2,3g de gordura, 38,2g de carboidrato e 19,2g de fibra.

De forma geral, todas as partes da moringa possuem benefícios e formas de serem utilizadas. Vale ressaltar, o seu alto teor proteico com variações de 18 a 30% (ALIKWE et al., 2013), o bom perfil de aminoácidos essenciais, cerca de 16 a 19, além de minerais como cálcio e fósforo, precursores de vitamina A, do complexo B, e vitamina C (MBAILAO et al., 2014). Além das proteínas, a moringa é uma planta dotada de vitaminas como vitamina A, B, C, D e E. (MBIKAY, 2012; ISLAM et al., 2021).

A Tabela 4 mostra uma lista de vitaminas e minerais nas partes constituintes da moringa (FUGILE, 2005; OLAGBEMIDE e ALIKWE, 2019; ISLAM et al., 2021).

Tabela 4. Vitaminas e minerais nas partes constituintes da moringa.

Nutrientes	mg 100g ⁻¹ no material				
	Frescas	Secas	Pó	Semente	Vagens
Vitamina B1	0,06	2,02	2,64	0,05	0,05
Vitamina B2	0,05	21,3	20,5	0,06	0,07
Vitamina B3	0,8	7,6	8,2	0,2	0,2
Vitamina C	220	15,8	17,3	4,5	120
Vitamina E	448	10,8	113	751	-
Cálcio	440	2185	2003	45	30
Magnésio	42	448	368	635	24
Fósforo	70	252	204	75	110
Potássio	259	1236	1324	-	259
Cobre	0,07	0,49	0,57	5,2	3,1
Ferro	0,85	25,6	28,2	-	5,3
Enxofre	-	-	870	0,05	137

Fonte: Adaptado de Fugile, 2005; Olagbemide e Alikwe, 2019; Islam et al., 2021.

Outro benefício que a moringa possui, é a sua ação oxidante. Em termos de antioxidantes, pode ser contemplada como uma ótima fonte, pois apresenta maior produção capacidade do que fontes convencionais. A Tabela 5, aborda a composição antioxidante do extrato de folhas de moringa.

Tabela 5. Composição antioxidante do extrato de folhas de moringa.

Parâmetro	Quantidade
Flavonoides totais	257 mg 100 g ⁻¹ de quercetina equivalente
Capacidade antioxidante total	1701,8 mg 100 g ⁻¹ de ácido ascórbico equivalente
Fenois totais	785,5 mg 100 g ⁻¹ de ácido gálico equivalente

Fonte: Adaptado de Tawell et al., 2019; Islam et al., 2021.

3.8.2 Uso medicinal da *Moringa oleifera* Lam.

A moringa é uma árvore que oferece notáveis benefícios nutricionais e medicinais, sendo rica em macro e micronutrientes, além de outros compostos bioativos fundamentais para o adequado funcionamento do organismo e a prevenção

de determinadas doenças. Todas as partes desta árvore, incluindo folhas, flores e sementes, são comestíveis e possuem propriedades terapêuticas significativas, abrangendo características antidiabéticas, anticancerígenas, antiúlceras, antimicrobianas e antioxidantes. A maioria das pesquisas recentes sugere que a moringa deveria ser incorporada como um ingrediente funcional em alimentos (ISLAM et al., 2021).

A literatura mostra que quase todas as partes da moringa tem sido utilizadas como medicina natural (ISLAM et al., 2021). Abalaka et al., (2012) verificaram muitas aplicações farmacêuticas no tratamento de muitas doenças na medicina tradicional. Além disso, nas raízes da foram encontrados extratos significativos em anti-inflamatório, antiúlcera, e atividades antitumorais.

Dentre as inúmeras possibilidades do emprego da moringa, os usos medicinais podem ser distribuídos de acordo com as partes da planta. As folhas, geralmente são utilizadas no tratamento de asma, bronquite, hiperglicemia, dislipidemia, gripe, azia, sífilis, malária, pneumonia, diarreia, dores de cabeça, escorbuto, doenças de pele, infecções nos olhos e ouvidos. Além de reduzir a pressão arterial e o colesterol. As folhas possuem também efeitos anticancerígenos, propriedades antimicrobianas, antioxidantes, antidiabéticas e antiateroscleróticas e atua como um agente neuro protetor (MBIKAY, 2012; ROCKWOOD et al., 2013; IJAROTIMI et al., 2013; CHOUDHARY et al., 2013; JUNG, 2019).

As sementes da moringa, podem ser empregadas no tratamento de hipertiroidismo, doença de Crohn, anti-Herpes simplex, reumatismo, gota, cólicas, epilepsia e doenças sexualmente transmissíveis, além de autuarem como agentes antimicrobianos e antiinflamatórios (THURBER et al., 2009; KASOLO et al., 2010; ROCKWOOD et al., 2013; MONERA e MAPONGA, 2012; SUTALANGKA et al., 2013). A casca da raiz pode ser utilizada como estimulante cardíaco, antiúlcera e agente antiinflamatório (MONERA e MAPONGA, 2012; ADEYEMI e ELEBIYO, 2014). As flores podem ser usadas como agente hipocolesterolêmico e antiartrítico e pode curar problemas urinários e resfriados (SUTALANGKA et al., 2013). Por fim, as vagens, exercem tem um potencial relevante no tratamento de diarreia, problemas de fígado, baço e dores nas articulações (FUGILE, 2005; ISLAM et al., 2019).

3.8.3 *Moringa oleifera* Lam. na alimentação humana

Quanto à exigência alimentar, as estimativas de crescimento populacional indicam a urgência de ampliar a produção de alimentos em termos globais. Nesse cenário, as plantas alimentícias não convencionais se tornaram uma perspectiva promissora de fonte nutricional para a dieta humana, uma vez que, de acordo com a espécie, têm a capacidade de fornecer compostos químicos de importância nutricional, como exemplo a moringa (SAATH et al., 2018; SINGH et al., 2020; PAIXÃO, 2022).

A composição química e fitoquímica da moringa, permite que a indústria alimentícia aprimore por meio de produtos para o consumo, o seu uso. Além da sua eficácia no setor medicinal/farmacêutico, ela se apresente como promissora para a alimentação humana por conter índices de proteínas significativos, além de carboidratos, fibras, vitaminas e minerais. Esses e outros fatores, fizeram com que a moringa constituísse uma importante fonte de suplemento nutricional, possível de ser consumida em locais com suprimento alimentar limitado como o Sul da Ásia e África, os quais possuem dietas baseadas em alimentos ricos em amido (CUELLAR-NUÑEZ et al., 2018; MA et al., 2019; LOPEZ-RODRIGUEZ et al., 2020; MAHATO et al., 2022; PAIXÃO et al., 2022).

A literatura aponta que a espécie possui mais de 90 compostos químicos nutricionalmente relevantes. As suas folhas se constituem como um alimento funcional altamente nutritivo. Com isso, as folhas desidratadas de vêm ganhando destaque como fortificante, compondo alimentos industriais. A partir de vagens em estágio inicial de desenvolvimento, é possível realizar a produção de conservas, conhecidas como picles. As folhas, seja em estado fresco ou desidratado, apresentam versatilidade de consumo em diversas receitas, incluindo sucos, chás, patês, massas, doces, entre outras preparações. Adicionalmente, existe a possibilidade de incorporar a moringa em pratos alimentares tradicionais das famílias (LISITA et al., 2018).

3.8.4 *Moringa oleifera* Lam. aplicada no tratamento de água

Desde as décadas de 1980 e 1990, o uso da moringa no tratamento de água tem sido objeto de estudo, desempenhando a função de coagulante no processo de tratamento (LEME, 1982; MUYIBI e EVISON, 1995). Ao longo dos anos, mais

pesquisas foram conduzidas nessa área, visando a utilização das sementes da moringa como coagulante (VIANNA, 2002; AMAGLOH e BENANG, 2009), além da adição de seus extratos para auxiliar na desinfecção solar (AMARAL et al., 2006).

Segundo Paterniani (2009), a solução coagulante que se obtém através das sementes de moringa, é eficiente para tratar águas com turbidez de até 100 NTU, tanto por sedimentação simples quanto por filtração lenta em manta sintética não tecida. Novos estudos foram trazendo novas formas de se obter resultados através das sementes. Nesse sentido, testes relacionados a forma de processar (moer), testando distintos equipamentos no processamento das sementes, passaram a ser empregados, visando à produção de solução coagulante para o tratamento de água (ARANTES, 2012).

Conforma métodos descritos na literatura, sugere-se a remoção das cascas das sementes da moringa para sua utilização nas etapas de coagulação/flocação do processo convencional de tratamento de água. Contudo, esse procedimento torna o processo mais difícil, de certa forma, podendo inviabilizar a aplicação dessas sementes em áreas de difícil acesso ao tratamento de água, devido ao tempo extenso requerido para o descascamento manual (MUNIZ et al., 2015). No entanto, existem estudos que indicam a presença de proteínas nas cascas, em quantidades menos expressivas, mas que podem auxiliar na coagulação (MICHELAN et al., 2021).

Dentro da perspectiva do uso da moringa no tratamento de água, é necessário levar em consideração alguns pontos. Embora seja perceptível, conforme a literatura, a ação da semente da como coagulante orgânico no tratamento de água em relação aos parâmetros físico-químicos (turbidez e cor) e microbiológicos, ressalta-se que a remoção desses parâmetros pode variar de acordo com a metodologia utilizada (FIGUEIREDO et al., 2022).

Figueiredo et al., (2022), afirmam que a empregabilidade da moringa como coagulante natural para a purificação de águas de mananciais e efluentes é uma abordagem viável, particularmente em países em desenvolvimento e para instalações de tratamento de pequeno porte. Destacam-se, entre as diversas vantagens associadas ao seu uso, o custo-benefício elevado e a baixa toxicidade. Assim, a incorporação da moringa no processo de tratamento de água se apresenta como uma alternativa economicamente eficaz e ambientalmente sustentável.

3.8.5 *Moringa oleifera* Lam. na alimentação animal

Inicialmente, a moringa foi trazida para o Brasil a princípio como uma planta apícola, contudo, possui vários outros potenciais. Dentre esses potenciais, existem estudos realizados na Embrapa Pantanal, em que a moringa é empregada na produção de feno para bovinos e de ração para galinhas. Na fabricação de ração para galinhas, segundo pesquisadores da Embrapa Pantanal, a ideia é substituir parte do milho e da soja, que são usados na alimentação das galinhas, por alimentos que o agricultor consiga produzir em sítios (DICOFF, 2017).

No contexto da nutrição de animais não ruminantes, com ênfase particular em aves, as folhas da moringa assumem um papel significativo como fonte alimentar de elevado valor. Isso se deve, em grande parte, ao notável teor de proteínas, caracterizado por um valor biológico otimizado, indicando uma presença substancial de aminoácidos essenciais. Além disso, as folhas da apresentam uma significativa concentração de minerais e vitaminas (LISITA et al., 2018).

No estudo realizado pela Embrapa Pantanal, os pesquisadores elaboraram uma formulação que incorporou moringa seca, farinha de bocaiuva e raiz de mandioca seca, visando substituir até 47% da ração convencional composta por milho e soja. Essa abordagem não apenas proporciona economia na aquisição do alimento, mas também simplifica a logística associada. As galinhas alimentadas com a ração contendo moringa e mandioca mantiveram níveis de saúde e nutrição comparáveis àquelas alimentadas exclusivamente com milho e soja. A ração alternativa pode possuir atrativos relacionados à produção orgânica, uma vez que tanto a mandioca quanto a moringa não são organismos geneticamente modificados e são cultivados sem a utilização de agrotóxicos, características que possuem considerável apelo no mercado correspondente (DICOFF, 2017; LISITA et al., 2018).

Em 2017, Silva Junior conduziu um estudo para avaliar o desempenho de galinhas poedeiras comerciais submetidas a diferentes níveis de inclusão de farelo de moringa na dieta. Ao longo de 122 dias, foram implementados percentuais de 1,5%, 3,0%, 4,5% e 6% de moringa na alimentação das aves. Observou-se que essa adição não teve efeito significativo nos parâmetros de desempenho, entretanto, resultou em aumentos significativos no peso médio dos ovos nos níveis de inclusão de 1,5%, 4,5% e 6%. Esses resultados indicam que o farelo das folhas de moringa pode ser

incorporado na dieta de galinhas poedeiras sem prejudicar seu desempenho, além de contribuir para a intensificação da coloração das gemas.

Outro estudo direcionada para a alimentação de aves, foi realizado por Vásquez (2021). No estudo em questão, foi avaliada a inclusão de folha de moringa em dietas de frangos de crescimento lento de 1 a 80 dias de idade, com as seguintes porcentagens: 0,75%; 1,5%; 2,25% e 3%. Os níveis de incorporação da folha de não exercearam impacto no consumo de ração, ganho de peso, taxa de conversão alimentar, peso final aos 30, 60 e 80 dias, rendimentos de carcaça e cortes nobres, bem como nos pesos relativos de moela, fígado, coração, taxa de gordura abdominal, intestino delgado, baço e bursa. Nas condições em que o experimento foi conduzido, a inclusão da folha de moringa demonstrou ser viável até o patamar de 3% em dietas destinadas a frangos de crescimento lento, desde um dia até 80 dias de idade, sem afetar as características de desempenho.

Souza (2022), avaliou a carne de codornas *Coturnix* alimentadas com ração parcial de moringa. O experimento utilizou 120 codornas mistas da espécie *Coturnix*. As formulações experimentais de rações, que incorporaram moringa, foram desenvolvidas com base em milho e farelo de soja, contendo uma taxa de inclusão de 7% de farinha das folhas de moringa. Os percentuais estabelecidos não geraram efeitos significativos nas codornas, não alterando os parâmetros analisados relativos à qualidade da carne. Os resultados do estudo indicam um aspecto positivo: a utilização das farinhas, visando redução de custos com ração, proporciona um incremento na receita dos produtores, uma vez que tais resultados não comprometem a oferta nutricional e comercial oferecida pela criação dessa espécie.

Um estudo mais recente executado por Medeiros et al., (2023), teve como objetivo avaliar o consumo da matéria seca de folhas da moringa moídas em galinhas do tipo Canela-Preta na fase final, no período de 91 a 109 dias de crescimento das aves. Ao avaliar 30 frangos em gaiolas no campo experimental da Embrapa Meio-Norte, em Teresina/PI, oferecendo as aves 135 g de matéria seca de folhas de moringa moídas, verificaram que as aves se alimentaram tanto da ração que lhes foi oferecida, como também das folhas de moringa moídas. Contudo, nesse caso, verificaram um baixo consumo, que pode ter sido influenciado pelos teores de fibra existentes na moringa ou pelos teores de saponina contidos na planta.

3.8.6 *Moringa oleifera* Lam. como fonte de alimento para ruminantes

Dentre as possibilidades do uso da moringa para nutrição, o seu uso empregado na suplementação e nutrição de ruminantes, a mostra como uma fonte de proteínas, fibras e energia para os animais. Nesse contexto, as folhas e talos finos representam uma fonte de proteína e fibra de alta qualidade, que é convertida em energia durante o processo de fermentação no rúmen. A moringa, em particular, demonstra uma taxa de degradação favorável no rúmen, tornando-se uma matéria-prima de valor significativo para a alimentação bovina, que pode ser fornecida fresca, em forma de feno e ensilada (GUTIÉRREZ et al., 2012; LISITA et al., 2018, OLIVEIRA et al., 2020; ALVES, 2021; PEÑALOSA, 2022; USHIÑAHUA-RAMÍREZ, 2023).

Sobral et al., (2020), avaliaram o uso da moringa na nutrição animal e puderam concluir que é uma alternativa promissora para os sistemas de produção animal no contexto do semiárido, devido à sua adaptação a essas condições e ao seu considerável potencial na produção de forragem com elevado valor nutritivo. A integração dessa espécie em pastagens oferece oportunidades para aprimorar a eficiência de produção e fortalecer a criação de bovinos leiteiros e de corte na região. No entanto, é importante destacar que a composição nutricional da moringa é altamente variável, o que resulta em divergências nos desempenhos produtivos observados em diferentes espécies animais analisadas.

Além da importância do teor de proteína presente nas folhas da moringa, dois outros parâmetros são de extrema importância, uma vez que impactam na digestibilidade dos animais: os teores de FDA (fibra em detergente ácido) e FDN (fibra em detergente neutro). A fibra em detergente ácido é composta por celulose e lignina, sendo que esses componentes tornam a planta menos suscetível à digestão. Portanto, quanto mais elevado o teor de FDA e FDN em um alimento, menor será sua digestibilidade e qualidade. Para gramíneas forrageiras, o valor ideal de FDA é estabelecido em 40%, enquanto sugere-se que o teor de FDN não ultrapasse 60% (VAN SOEST, 1994). A Tabela 6 mostra a composição bromatológica das folhas de moringa em diversos estudos.

Tabela 6. Composição bromatológica das folhas de *Moringa oleifera* Lam. relatados na literatura.

Autor (es)	Nutrientes (%)				
	MS	PB	FB	FDN	FDA
Pérez et al., (2010)	89,6	24,9	23,6	-	-
Olugbemi et al., (2010b)	93,7	27,4	6,3	-	-
Olugbemi et al., (2010a)	94,6	28	7,1	-	-
Moyo et al., (2011)	-	30,2	-	8,5	11,4
Melesse et al., (2011)	-	28,9	8,5	16,7	12,1
Ayssidwede et al., (2011)	92,2	28,5	11,7	15,1	-
Yaméogo et al., (2011)	-	27,2	-	-	-
Abou-Ellez et al., (2011)	91,2	19,7	-	44,4	27,1
Sharma et al., (2012)	-	20,5	19,5	-	-
Alikwe et al., (2013)	-	18,2	15,8	-	-
Isitua et al., (2016)	-	24,3	10,2	-	-
Liaqat et al., (2016)	89,9	29	9,3	-	-
Lima et al., (2016)	87,9	18,1	-	43,7	30,1
Marinho (2016)	92,8	30,9	-	17,7	14,3
Silva Junior (2017)	90	18	43,8	47,5	26,2
Sá (2018)	88,2	21,8	-	35,9	22,9
Macambira (2018)	90,2	18,3	-	41,9	23,4
Ahmad et al., (2018)	92,4	26,9	-	-	-
Oliveira (2019)	86	20,9	8,8	36,2	17,3
Benedito (2021)	91,77	35,72	-	34,43	17,95
Lavor (2022)	88,61	15,1	-	32,46	27,06

MS = Matéria Seca; PB = Proteína Bruta; FB = Fibra Bruta; FDN = Fibra Detergente Neutro; FDA = Fibra Detergente Ácido; EE = Extrato Etéreo; MM = Matéria Mineral; EB = Energia Bruta. Fonte: Adaptado de Vásquez (2021).

A Embrapa Pantanal desenvolve desde 2007, atividades de pesquisa e transferência com a moringa na alimentação de ruminantes. Com isso, tem-se que a forma de plantio e o manejo da planta são diferentes dependendo dos objetivos do cultivo, que podem ser tanto para alimentação de ruminantes como para a alimentação de aves. Sendo assim, é importante levar em consideração para qual tipo de animal será destinada a alimentação. Pois na alimentação de bovinos, ou outros

ruminantes, o objetivo é produzir ramos de moringa com talos finos, que possuem elevado teor de fibra degradável no rúmen e alta proporção de folhas, que possuem quantidade significativa de proteínas (LISITA et al., 2018).

Análises feitas no laboratório da Embrapa Pantanal (LISITA et al., 2018), indicam que ramos de moringa, com talos apresentando um diâmetro máximo de 1,0 cm, apresentam as seguintes médias de características: 24,5% de Proteína Bruta (PB), 43,2% de Fibra em Detergente Neutro (FDN) e 17,8% de Fibra em Detergente Ácido (FDA). Diante desses resultados, é recomendado o plantio adensado da moringa, visando uma significativa produção de massa por unidade de área. Dessa forma, a Embrapa Pantanal sugere o espaçamento de 0,5 x 0,2 cm, equivalente a 100.000 plantas por hectare. Apesar da expectativa de uma produtividade menor, o manejo, incluindo podas e capina, é facilitado.

4 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABALAKA, M. E.; DANIYAN, S. Y.; OYELEKE, S. B.; ADEYEMO, S. O. The antibacterial evaluation of *Moringa oleifera* leaf extracts on selected bacterial pathogens. **Journal of Microbiology Research**, v. 2, n. 2, p. 1-4, 2012.
- ADEYEMI, O. S.; ELEBIYO, T. C. *Moringa oleifera* supplemented diets prevented nickel-induced nephrotoxicity in Wistar rats. **Journal of Nutrition and Metabolism**, v. 2014, p. 1-8, 2014.
- ALIKWE, P. C. N.; OMOTOSHO, M. S. An evaluation of the proximate and phytochemical composition of *Moringa oleifera* leaf meal as potential feedstuff for non ruminant livestock. **Agrosearch**, v.13 n.1, p.17-27, 2013.
- ALMEIDA, G. C. F.; UMBUZEIRO, G. A. Ecotoxicidade de esgoto tratado como um parâmetro operacional em ETEs. **I4SDWI**, 2022.
- AL-TARAWNEH, I.; EL-DOSOKY, M.; ALAWI, M.; BATARSEH, M.; WIDYASARI, A.; KREUZIG, R.; BAHADIR, M. Studies on Human Pharmaceuticals in Jordanian Wastewater Samples. **CLEAN – Soil, Air, Water**, v. 43, n. 4, p. 504–511, 2015.
- ALMEIDA, V. C. de; LENZI, E.; BORTOTTI-FAVERO, L. O.; LUCHESE, E. B. Avaliação do teor de alguns metais e de nutrientes de lodos de estações de tratamento de Maringá. **Acta Scientiarum**, v. 20, p. 419-425, 1998.
- ALVES, T M.A.; SILVA, A.F.; BRANDÃO, M.; GRANDI, T.S.M.; SMÂNIA, E.F.A.; SMÂNIA JR., A.; ZANI, C.L. Biological screening of Brazilian medicinal plants. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, p. 367-373, 2000.
- ALVES, R. T. B. Uso de Biossólido e *Moringa Oleifera* Lamarck em Sistema Silvipastoril como Alternativa na Recuperação de Pastagem Degradada. Dissertação (Mestrado). **Universidade Católica Dom Bosco**. Campo Grande, 2021.
- AMAGLOH, F. K.; BENANG, A. Effectiveness of *Moringa oleifera* seed as coagulant for water purification. **African Journal of Agriculture Research**, v .4, n. 1, p. 119-123, 2009.
- AMARAL, L. A.; ROSSI JÚNIOR, O. D.; SOARES E BARROS, L. S.; LORENZON, C. S.; NUNES, A. P. Tratamento alternativo da água utilizando extrato de semente de *Moringa oleifera* e radiação solar. **Arquivos do Instituto Biológico**, v. 73, n. 3, p. 287-293, 2006.
- ANA. Agências Nacionais de Águas e Saneamento Básico. **Atlas irrigação: uso da água na agricultura irrigada** 2^a edição, Brasília, 2021.

ANGELAKIS, A.; ASANO, T.; BAHRI, A., JIMENEZ, B.; TCHOBANOGLOUS, G. Water reuse: from ancient to modern times and the future. **Frontiers in Environmental Science**, v. 6, n. 26, 2018.

ARANTES, C. C.; RIBEIRO, A. P.; PATERNIANI, E. S. Processamento de sementes de Moringa oleifera utilizando-se diferentes equipamentos para obtenção de solução coagulante. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 6, p. 661-666, 2012.

ARAUJO, I. C.; FERREIRA, W. B.; FERNANDES, M. S. M.; LOPES, T. S. A.; PAIVA, W. Estudo do crescimento da microalga *Scenedesmus acuminatus* (Lagerheim) Chodat 1902 em águas residuárias. **Revista DAE**, v. 67, n. 218, p. 35-48, 2019.

BARROS, R. T. V.; CHERNICHARO, C. A. L.; HELLER, L.; VON SPERLING, M. Manual de Saneamento e Proteção Ambiental para os Municípios: saneamento. 1. ed. Belo Horizonte, MG: Escola de Engenharia da UFMG, p. 221, 1995.

BASSANI, L. Influência do modo de alimentação sobre o desempenho de wetland construído vertical de fundo saturado no tratamento de esgoto sanitário. Tese (Doutorado). **Universidade Federal de Santa Catarina**. Florianópolis, 2022.

BENDZ, D.; PAXÉUS, N. A.; GINN, T. R.; LOGE, F. J. Occurrence and fate of pharmaceutically active compounds in the environment, a case study: Höje River in Sweden. **Journal of Hazardous Materials**, v.122, n. 3, p. 195–204, 2005.

BERKOVICH, L.; EARON, G.; RON, I.; RIMMON, A.; VEXLER, A.; LEV-AEI, S. Moringa oleifera aqueous leaf extract downregulates nuclear factor-kappab and increases cytotoxic effect of chemotherapy in pancreatic cancer cells. **BMC Complementary and Alternative Medicine**, v. 13, n. 1, pp. 212-219, 2013.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto. 2005. 312 p.

BOEIRA, R. C.; LIGO, M. A. V. Mineralização do nitrogênio de lodos de esgoto aplicados em Latossolo. **Embrapa Meio Ambiente**.1999. 2 p.

BRASIL. Lei Nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. Brasília, **DF: Diário Oficial da União**, 1997.

BRASIL, C. N. do M. A. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **CONAMA**: Brasil, n. 357, 17 mar. 2005.

BRASIL, C. N. do M. A. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **CONAMA**: Brasil, n. 430, 11 maio 2011.

BRASIL. Lei Nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000, para atribuir à Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) competência para editar normas de referência sobre o serviço de saneamento. Brasília, **DF: Diário Oficial da União**, 2020.

CARVALHO, Ana Carla Coleone. A presença de fármacos e cafeína em água superficial e destinada ao consumo humano. Tese (Doutorado). **Universidade de São Paulo**. São Paulo, 2020.

CAVALHERI, P. S.; MACHADO, B. S.; DA SILVA, T. F.; RODRIGUES, J. P. B. G.; GOZZI, F.; FILHO, F. J. C. M.; CAVALCANTE, R. P.; DE OLIVEIRA, S. C.; JÚNIOR, A. M. Optimization of a combined system of vertical flow constructed wetland and solar photo-Fenton for ketoprofen removal in sewage and landfill leachate. **Chemical Engineering Journal**, v. 475, p. 146282, 2023.

CHOUDHARY, M. K.; BODAKHE, S. H.; GUPTA, S. K. Assessment of the antiulcer potential of *Moringa oleifera* root-bark extract in rats. **Journal of Acupuncture and Meridian Studies**, v. 6, n. 4, p. 214-220, 2013.

COHEN-SHACHAM, E.; WALTERS, G.; JANZEN, C.; MAGINNIS, S. Nature-based solutions to address global societal challenges. **IUCN**, Gland, Switzerland, v. 97, 2016.

COSTA, C. R.; OLIVI, P.; BOTTA, C. M. R.; ESPINDOLA, E. L. G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Química Nova**, v. 31, n. 7, p. 1820–1830, 2008.

COSTA, G. R.; SILVA, M. H.; CORÉA, R. I. L.; RIBAS, E. B. Saneamento Básico: sua relação com o meio ambiente e a saúde pública. **Revista Paramétrica**, v. 14, n. 1, p. 1-70, 2022.

CUELLAR-NUÑEZ M. L.; LUZARDO-OCAMPO, I.; CAMPOS-VEJA, R.; GALLEGOS-CORONA, M. A.; MEJÍA, E. G. de; LOARCA-PIÑA, G. Physicochemical and nutraceutical properties of *moringa* (*Moringa oleifera*) leaves and their effects in an in vivo AOM/ DSS-induced colorectal carcinogenesis model. **Food Research International**, v. 105, p. 159-168, 2018.

CUNHA, B. M. Avaliação ecotoxicológica de distintos tipos de efluentes mediante ensaios de toxicidade aguda utilizando *Artemia salina* e *L. sativa*. Trabalho de Conclusão de Curso. **Universidade Federal Do Rio Grande Do Sul**. Porto Alegre, 2011.

DICHOFF, Nicoli. No Pantanal, *moringa* e *mandioca* substituem milho e soja na alimentação de galinhas. **EMBRAPA**, 2017.

DING, L., JING, H., QIN, B., QI, L., LI, J., WANG, T., LIU, G. Regulation of cell division and growth in roots of *Lactuca sativa* L. seedlings by the ent-kaurene diterpenoid rabdosin B. **Journal of Chemical Ecology**, v.36, n.5, p.553-563, 2009.

FARTO, C.; JÚNIOR, G.; SENA, R.; ROSENHAIM, R. Contaminantes de preocupação emergente no Brasil na década 2010-2019 - Parte II: tecnologias de tratamento e eficiências de remoção em ETES e ETAS. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, v. 18, n. 1, p. 7–0, 2020.

FIGUEIREDO, M. T. S.; SANTOS, C. B.; SANTOS, M. H.; SILVA, D. K.; OLIVEIRA, T. L. R. Tratamento de água utilizando extrato de sementes de *Moringa oleifera*: Uma revisão integrativa. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 2, p. 1-9, 2022.

FONDER, N. & HEADLEY, T., The taxonomy of treatment wetlands: A proposed classification and nomenclature system. **Ecological Engineering**, v. 51, p. 203-211, 2013.

FRAGA, R.; SAYAGO, D. A. V. Soluções baseadas na Natureza: uma revisão sobre o conceito. **Revista de Parcerias Estratégicas**, v. 25, n. 50, p. 67-82, 2020.

FROEHNER, S.; PICCIONI, W.; MACHADO, K.S.; AISSE, M.M. Removal Capacity of Caffeine, Hormones, and Bisphenol by Aerobic and Anaerobic Sewage Treatment. **Water, Air & Soil Pollution**, v. 216, p. 463-471, 2011. FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. MANUAL DE SANEAMENTO. 4^a ed. Brasília: Fundação Nacional de Saúde, FUNASA. 2004.

FUGILE, L. J. The Moringa tree: a local solution to malnutrition. **Church World Service in Senegal**, v. 5, p. 75-83, 2005.

GHISELLI, G. Avaliação da Qualidade das Águas Destinadas ao Abastecimento Público na Região de Campinas: Ocorrência e Determinação dos Interferentes Endócrinos (IE) e Produtos Farmacêuticos e de Higiene Pessoas (PFHP). Tese (Doutorado em Ciências) – **Universidade Estadual de Campinas**. Campinas, 2006.

GÓMEZ, M. J.; MARTÍNEZ BUENO, M. J.; LACORTE, S.; FERNÁNDEZ-ALBA, A. R.; AGÜERA, A. Pilot survey monitoring pharmaceuticals and related compounds in a sewage treatment plant located on the Mediterranean coast. **Chemosphere**, v. 66, n. 6, p. 993–1002, 2007.

GUTIÉRREZ, P.; ROCHA, L.; REYYES-SANCHES, N.; PAREDES, V.; MENDIETA-ARAICA, B. Tasas de degradación ruminal de foliage de Moringa oleifera em vacas reyna usando la técnica em sacco. **La Calera – Ciência Animal**, v.12, n.18, p. 37- 44, 2012.

HERZOG; CECILIA P. E ROZADO, CARMEN A. Diálogo Setorial EU-Brasil sobre soluções baseadas na natureza Contribuição para um roteiro brasileiro de soluções baseadas na natureza para cidades resilientes. **Comissão Europeia**, Luxemburgo, 2020.

HOHN, D. O.; FONSECA, C.; AVILA, S. R.; GUEDES, A. F.; DE OLIVEIRA FERNANDES, L. A. Moringa oleifera Lam, Características e Potenciais Usos. **Cadernos de Agroecologia**, v. 13, n. 2, p. 1-10, 2018.

HOLMSTRUP, M.; KROGH, P.H.; LOKKE, H.; WOLF, W. de; MARSHALL, S.; FOX, K.; WOLF, W. Effect and risk assessment of linear alkylbenzene sulfonates in agricultural soil. 4. The influence of salt speciation, soil type, and sewage sludge on toxicity using the collembolan *Folsomia fimetaria* and the earthworm *Aporrectodea caliginosa* as test organisms. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 20, p.1680-1689, 2001.

IJAROTIMI, O. S.; ADEOTI, O. A.; ARIYO, O. Comparative study on nutrient composition, phytochemical, and functional characteristics of raw, germinated, and fermented Moringa oleifera seed flour. **Food Science and Nutrition**, v. 1, n. 6, p. 452-463, 2013.

ISLAM, Z.; ISLAM, S. M. R.; HOSSEN, F.; MAHTAB-UL-ISLAM, K.; HASAN, M. R.; KARIM, R. Moringa oleifera is a Prominent Source of Nutrients with Potential Health Benefits. **International Journal of food Science**, p. 1-11, 2021.

JARAMILLO, M. F.; RESTREPO, I. Wastewater Reuse in Agriculture: A Review about Its Limitations and Benefits. **Sustainability**, v. 9, n. 10, 2017.

- JONSSON, C. M.; MAIA, A. H. N. Avaliação da toxicidade do lodo de esgoto de duas estações de tratamento para o invertebrado aquático *Daphnia similis*. **Revista ecotoxicológica e meio ambiente**, v. 17, p. 1-8, 2007.
- JUNG, I. L. Soluble extract from *Moringa oleifera* leaves with a new anticancer activity. **PLoS One**, v. 9, n. 4, p. 1-10, 2019.
- KADLEC, R. H. & WALLACE, S. D., **Treatment wetlands**. Boca Raton: CRC, Press 2th ed, Taylor & Francis Group, 1016 p., 2009.
- KASOLO, J. N.; BIMENYA, G. S.; OJOK, J.; OGWAL-OKENG, J. W. Phytochemicals and uses of *Moringa oleifera* leaves in Ugandan rural communities. **Journal of Medicinal Plants Research**, v. 4, n. 9, p. 753-757, 2010.
- LEME, F. P. Engenharia do saneamento ambiental - Rio de Janeiro: LTC - Livros Técnicos e Científicos, 1982. 354p.
- LINS, K. J. P.; LINS, M. A. FERREIRA. Saneamento básico: impacto do esgoto despejado na orla de Olinda-PE. **Holos Environment**, v. 19, n. 2, p. 220-234, 2019.
- LISHMAN, L.; SMYTH, S. A.; SARAFIN, K.; KLEYWEGT, S.; TOITO, J.; PEART, T.; LEE, B.; SERVOS, M.; BELAND, M.; SETO, P. Occurrence and reductions of pharmaceuticals and personal care products and estrogens by municipal wastewater treatment plants in Ontario, Canada. **Science of The Total Environment**, v. 367, n. 2-3, p. 544–558, 2006.
- LISITA, F. O.; JULIANO, R. S.; MOREIRA, J. S. Cultivo e processamento da *Moringa* na alimentação de bovinos e aves. **Circular Técnica, 119, Embrapa**, 2018.
- LOMBARDI, J.V. Fundamentos de Toxicologia Aquática. Instituto de Pesca – SP. 2007.
- LOPEZ-RODRIGUEZ, N. A.; GAYTÁN-MARTÍNEZ, M.; REYES-VEGA, M. L.; LOARCA-PIÑA, G. Glucosinolates and isothiocyanates from *Moringa oleifera*: chemical and biological approaches. **Plant Foods for Human Nutrition**, v. 75, p. 447-457, 2020.
- LUO, Y.; GUO, W.; NGO, H. H.; NGHIEM, L. D.; HAI, F. I.; ZHANG, J.; LIANG, S.; WANG, X. C. A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. **Sci. Total Environ.**, v. 473–474, p. 619–641, 2014.
- MA, Z. F.; AHMAD, J.; ZHANG, H.; KHAN, I.; MUHAMMAD, S. Evaluation of phytochemical and medicinal properties of *Moringa* (*Moringa oleifera*) as a potential functional food. **South African Journal of Botany**, v. 128, p. 40-46, 2019.
- MAHATO, D.K.; KARGWAL, R.; KAMLE, M.; SHARMA, B.; PANDHI, S.; MISHRA, S.; GUPTA, A.; MAHMUD, M. M. C.; GUPTA, M. K.; SINGHA, L. B.; KUMAR, P. Ethnopharmacological properties and Nutraceutical potential of *Moringa oleifera*. **Phytomedicine Plus**, v. 2, n.1, 2022.
- MAINARDIS, M.; CECCONET, D.; MORETTI, A.; CALLEGARI, A.; GOI, D.; FREGUIA, S.; CAPODAGLIO, A. G. Wastewater fertigation in agriculture: Issues and opportunities for improved water management and circular economy. **Environmental Pollution**, 1:296:118755, 2022.

- MBIKAY, M. Therapeutic potential of *Moringa oleifera* leaves in chronic hyperglycemia and dyslipidemia: a review. **Frontiers in Pharmacology**, vol. 3, p. 24, 2012.
- MEDEIROS, A. M. M. C.; MEDEIROS, M. E. M.; NASCIMENTO, G. F. A.; MELO, P. A.; SOBREIRA, R. S.; VIOLA, T. H. Utilização da moringa na alimentação da galinha do tipo Canela-Preta. **Embrapa**. 2023
- MELO, S. A. S.; TROVÓ, A. G.; BAUTITZ, I. R.; NOGUEIRA, R. F. P. Degradação de fármacos residuais por processos oxidativos avançados. **Química Nova**, v. 32, n. 1, p. 188–197, 2009.
- MESTRE, A. S.; PIRES, J.; NOGUEIRA, J. M. F.; CARVALHO, A. P. Activated carbons for the adsorption of ibuprofen. **Carbon**, v. 45, n. 10, p. 1979–1988, 2007.
- MICHELAN, D. C. G. S.; SANTOS, W. N. A.; ROSA, T. S.; SANTOS, D. G.; JESUS, R. C. S. Uso do coagulante/floculante emergente à base de moringa no tratamento de água com verificação da composição e toxicidade do lodo produzido: tratamento de água com Moringa e toxicidade do lodo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 26, n. 5, p. 955-963, 2021.
- MOHAMMADI, A.; SANDBERG, M.; VENKATESH, G.; ESKANDARI, S.; DALGAARD, T.; JO-SEPH, S.; GRANSTRÖM, K. Environmental analysis of producing biochar and energy recovery from pulp and paper mill biosludge. **Journal of Industrial Ecology**, v. 23, n. 5, p. 1039–1051, 2019.
- MONERA, T. G.; MAPONGA, C. C. Prevalence and patterns of *Moringa oleifera* use among HIV positive patients in Zimbabwe: a cross-sectional survey. **Journal of Public Health Africa**, v. 3, p. 6-8, 2012.
- MOURA, P. G.; ARANHA, F. N.; HANDAM, N. B.; MARTIN, L. E.; SALLES, M. J.; CARVAJAL, E.; JARDIM, R.; SOTERO-MARTINS, A. Água de reuso: uma alternativa sustentável para o Brasil. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 25, n. 6, p. 791-808, 2020.
- MUNIZ, G. L.; DUARTE, F. V.; OLIVEIRA, S. B. Uso de sementes de *Moringa oleifera* na remoção da turbidez de água para abastecimento. **Ambiente & Água**, v. 10, n. 2, p. 454-463, 2015.
- MUYIBI, S. A.; EVISON, L. M. Optimizing physical parameters affecting coagulation of turbid water with *Moringa oleifera* seeds. **Water Research**, v. 29, n. 12, p. 2689-2695, 1995.
- NORONHA, B. G.; MEDEIROS, A. D.; PEREIRA, M. D. Avaliação da qualidade fisiológica de sementes de *Moringa oleifera* Lam. **Ciência Florestal**, v. 28, n.1, p.393-402, 2018.
- OFORI, S.; PUŠKÁČOVÁ, A.; RŮŽIČKOVÁ, I.; WANNER, J. Treated wastewater reuse for irrigation: Pros and cons. **Science of The Total Environment**, v. 760, 144026, 2021.
- OLAGBEMIDE, P. T.; ALIKWE, P. C. Proximate analysis and chemical composition of raw and defatted *Moringa oleifera* kernel. **Advances in Life Science and Technology**, v. 24, p. 92-99, 2014.

OLIVEIRA, P. V. C.; OLIVEIRA, P. V. C.; RODRIGUES, S. C.; MELO, A. M. P.; LIMA, R. N. S.; NETO, C. O. A. Utilização de moringa oleífera na alimentação animal. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 7, p. 53881-53893, 2020.

OLIVEIRA, S. M. L.; MARCUCCI, M. C.; GONÇALVES, C. P.; MELO, A.; OLIVEIRA, C. R. Composição química, atividade biológica e segurança de uso da Moringa oleífera Lam. Moringaceae. **Brazilian Journal of Natural Sciences**, v. 4, n. 3, p. 1-15, 2022.

PAIXÃO, G. A. Propriedades bioativas dos glucosinolatos presentes na Moringa oleífera: uma revisão de literatura. Tese (Doutorado). **Universidade Federal de Alagoas**. Maceió, 2022.

PAÍGA, P.; SANTOS, L. H. M. L. M.; RAMOS, S.; JORGE, S.; SILVA, J. G.; DELERUE-MATOS, C. Presence of pharmaceuticals in the Lis River (Portugal): Sources, fate and seasonal variation. **Science of The Total Environment**, v. 573, p. 164–177, 2016.

PAPAGEORGIOU, M.; KOSMA, C.; LAMBROPOULOU, D. Seasonal occurrence, removal, mass loading and environmental risk assessment of 55 pharmaceuticals and personal care products in a municipal wastewater treatment plant in Central Greece. **Science of The Total Environment**, v. 543, p. 547–569, 2016.

PARAIBA, L. C.; SAITO, M. L. Distribuição ambiental de poluentes encontrados em lodos de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 40, n. 9, p. 853-860, 2005.

PARTYKA, M. L.; BOND, R. F. Wastewater reuse for irrigation of produce: A review of research, regulations, and risks. **Science of The Total Environment**, 828, 154385, 2022.

PATERNIANI, J. E. S.; MANTOVANI, M. C.; SANT'ANNA, M. R. Uso de sementes de Moringa oleífera para tratamento de águas superficiais. **Revista Brasileira Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, n. 6, p. 765-771, 2009.

PEÑALOSA, T. L. H. La Moringa (Moringa Oleífera) Como una Nueva Alternativa Alimentaria y Nutricional para Ganado Bovino de Leche en Arauca. Tese (Doutorado). **Unad Escuela de Ciencias Agrícolas Pecuarias y del Medio Ambiente**. Saravena, 2022.

PÉREZ, O. P.; LAZO, F. J. Ensayo de Artemia: útil herramienta de trabajo para ecotoxicólogos y químicos de productos naturales. **Revista Protección Vegetal**, v. 22, n. 1, p. 34–43, 2010.

PERSOONE, G.; MARSALEK, B.; BLINOVA, I.; TÖRÖKNE, A.; ZARINA, D.; MANUSADZIANAS, L.; NALECZ-JAWECKI, G.; TOFAN, L.; STEPANOVA, N.; TOTHOVA, L.; KOLAR, B. A practical and user-friendly toxicity classification system with microbiotests for natural waters and wastewaters. **Environmental Toxicology**, v. 18, n. 6, p. 395–402, 2003.

PESSOA, G.P.; SOUZA, N.C.; ALVES, J.A.C.; NASCIMENTO, R.F.; SANTOS, A.B. Análise de remoção de interferentes endócrinos em estações de tratamento de esgotos sanitários. In: 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Anais. Porto Alegre: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2011.

PETROVIĆ, M.; ŠKRBIĆ, B.; ŽIVANČEV, J.; FERRANDO-CLIMENT, L.; BARCELO, D. Determination of 81 pharmaceutical drugs by high performance liquid chromatography coupled to mass spectrometry with hybrid triple quadrupole–linear ion trap in different types of water in Serbia. **Science of The Total Environment**, v. 468–469, p. 415-428, 2014.

PUGA, A. P.; PIRES, A. M. M.; BETTIOL, W.; ANDRADE, C. A. Uso de lodo de esgoto na agricultura. In: BETTIOL, A.; SILVA, C. A.; CERRI, C. E. P.; MARTIN-NETO, L.; ANDRADE, C. A. Entendendo a matéria orgânica do solo em ambientes tropical e subtropical. 2023. 507-530 p.

REICHERT, J. F. Antipsicóticos em efluente hospitalar: ocorrência, método cromatográfico, avaliação de risco e ozonização. Tese (Doutorado em Química) – Centro de Ciências Naturais e Exatas, **Universidade Federal de Santa Maria**. Santa Maria, 2018.

RICARDO, I. A.; ALBERTO, E. A.; SILVA JÚNIOR, A. H.; MACUVELE, D. L. P.; PADOIN, N.; SOARES, C.; GRACHER RIELLA, H.; STARLING, M. C. V. M.; TROVÓ, A. G. A critical review on microplastics, interaction with organic and inorganic pollutants, impacts and effectiveness of advanced oxidation processes applied for their removal from aqueous matrices. **Chemical Engineering Journal**, v. 424, 2021.

RIZZO, P. V. Moringa oleifera para alimentação animal. **Embrapa**, 2019.

ROCKWOOD, J. L.; ANDERSON, B. G.; CASAMATTA, D. A. Potential uses of Moringa oleifera and an examination of antibiotic efficacy conferred by *M. oleifera* seed and leaf extracts using crude extraction techniques available to under-served indigenous populations. **International Journal of Phytotherapy Research**, v. 3, n. 2, p. 61-71, 2013.

RODELLA, A. A.; ALCARDE, J. C. Legislação sobre micronutrientes e metais pesados. In: FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P.; RAIJ, B. VAN; ABREU, C. A. **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**. Jaboticabal: **CNPq/FAPESP/POTAFOS**, p. 555-576, 2001.

RODRIGUES, N. B.; VIEIRA, F. A.; MENDES, L. D. Elementos-traço em águas superficiais e tecnoisosolos como geoindicadores de mudanças ambientais antropogênicas em sistema fluvial da Baixada Fluminense. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 41, p. e171126, 2021.

PELISSARI, C. Dinâmica microbiana nitrificante e desnitrificante em wetland construído vertical. Tese (Doutorado). **Universidade Federal de Santa Catarina**. Florianópolis, 2017.

PELISSARI, C.; GUIVERNAU, M.; ÁVILA, C.; VIÑAS, M.; GARCÍA, J.; SEZERINO, P. H. Influência de parâmetros operacionais sobre as populações oxidantes de amônia e desnitrificantes em wetland construído vertical. **Tecnológica (Santa Cruz do Sul. Online)**, v. 22, p. 1, 2018.

RAGUSA, S. R.; MCEVIN, D.; QASEM, S; MITCHELL, C. Indicators of biofilm development and activity in constructed wetlands microcosms. **Water Research**, v. 38, p. 2865-2873, 2004.

SAATH, K. C. O.; FACHINELLO, A. L. Crescimento da demanda mundial de alimentos e restrições do fator terra no Brasil1. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 56, n. 2, p. 195-212, 2018.

SAEED, T., SUN, D. A comprehensive review on nutrients and organics removal from different waste waters employing subsurface flow constructed wetlands. **Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.**, v. 47, p. 203–288, 2017.

SANTOS, L. H. M. L. M.; GROS, M.; RODRIGUEZ-MOZAZ, S.; DELERUE MATOS, C.; PENA, A.; BARCELÓ, D.; MONTENEGRO, M. C. B. S. M. Contribution of hospital effluents to the load of pharmaceuticals in urban wastewaters: Identification of ecologically relevant pharmaceuticals. **Science of The Total Environment**, v. 461–462, p. 302–316, 2013.

SANTOS, M. O.; PELISSARI, C.; ROUSSO, B. Z.; FREITAS, M. N., SEZERINO, P. H. Avaliação dos dois primeiros anos de operação de um wetland construído vertical de fundo saturado aplicado no tratamento de esgoto sanitário. **Revista Tecnológica**, Santa Cruz do Sul, v. 22, n. 1, p. 25-29, 2018.

SANTOS, M. O. Otimização de wetland construído vertical empregado no tratamento de esgoto sanitário. Tese (Doutorado). **Universidade Federal de Santa Catarina**. Florianópolis, 2019.

SANTOS, A. S. P.; GONÇALVES, R. F., MELO, M. C.; LIMA, M. A. M.; ARAÚJO, B. M. Uma análise crítica sobre os padrões de qualidade de água de uso e reuso no Brasil. **Revista Sustinere**, v.8, n.2, p.437-462, 2020.

SANTOS G. B.; VALENTINI M. H. K.; VIEIRA B. M. Análise de regressão linear aplicada à modelagem de uma nova equação para o monitoramento de qualidade da água: estudo de caso do Arroio Moreira/Fragata. **Revista Ambientale**, v. 13, p. 13-27, 2021.

SEHONOVÁ, P.; HODKOVICOVÁ, N.; URBANOVÁ, M.; ORN, S.; BLAHOVÁ, J.; SVOBODOVÁ, Z.; FLADÝNA, M.; CHLOUPEK, P.; BRIEDIKOVÁ, K.; CARLSSON, G. Effects of antidepressants with different modes of action on early life stages of fish and amphibians. **Environmental Pollution**, v. 254, p. 1-9, 2019.

SEZERINO, P. H. Filtros plantados com macrófitas (wetlands construídos) empregados no tratamento descentralizado de esgotos. **Fundação Nacional de Saúde**, 2017.

SEZERINO, P. H.; SILVA, A. R. Aplicabilidade dos wetlands construídos no tratamento de esgoto sanitário e doméstico. In: Wetlands construídos como ecotecnologia para o tratamento de águas residuárias: experiências brasileiras. 1^a ed, 2021.

SGROI, M.; PELISSARI, C.; ROCCARO, P.; SEZERINO, P. H.; GARCÍA, J.; VAGLIASINDI, F. G. A.; ÁVILA, C. Removal of organic carbon, nitrogen, emerging contaminants and fluorescing organic matter in different constructed wetland configurations. **Chemical Engineering Journal**, v. 332, p. 619-627, 2018.

SILVEIRA, D.D.; BELLI FILHO, P.; PHILIPPI, L.S.; KIM, B.; MOLLE, P. Influence of partial saturation on total nitrogen removal in a single-stage French constructed wetland treating raw domestic wastewater. **Ecological Engineering**, v.77, p,257-264, 2015.

- SINGH, A.K. Phytochemical, nutraceutical and pharmacological attributes of a functional crop *Moringa oleifera* Lam: An overview. **South African Journal of Botany**, v. 129, p. 209- 220, 2020.
- SOUZA, E. D. Avaliação da qualidade da carne de codornas *Coturnix coturnix* alimentadas com ração parcial de moringa e leucena. **Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte**. Ipanguaçu, 2022.
- SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO – SNIS. Diagnóstico dos serviços de água e esgotos. Site institucional, 2021.
- SOBRAL, A. J. S.; MUNIZ, E. N.; SILVA, C. M. Caracterização da *Moringa oleifera* Lam e sua utilização na alimentação animal. **Ciência Animal**, v. 30, n. 2, p. 68-79, 2020.
- STÜLTEN, D.; ZÜHLKE, S.; LAMSHÖFT, M.; SPITELLER, M. Occurrence of diclofenac and selected metabolites in sewage effluents. **Science of The Total Environment**, v. 405, n. 1–3, p. 310–316, 2008.
- SUBEDI, B.; CODRU, N.; DZIEWULSKI, D. M.; WILSON, L. R.; XUE, J.; YUN, S.; BRAUN-HOWLAND, E.; MINIHANE, C.; KANNAN, K. A pilot study on the assessment of trace organic contaminants including pharmaceuticals and personal care products from on-site wastewater treatment systems along Skaneateles Lake in New York State, USA. **Water Research**, [s. l.], v. 72, p. 28–39, 2015.
- SUTALANGKA, C.; WATTANATHORN, J.; MUCHIMAPURA, S; THUKHAM-MEE, W. *Moringa oleifera* mitigates memory impairment and neurodegeneration in animal model of agerelated dementia. **Oxidative Medicine and Cellular Longevity**, v. 2013, p 1-9, 2013.
- TAMBOSI, J. L.; YAMANAKA, L. Y.; JOSÉ, H. J.; DE, R.; PERALTA, F.; MOREIRA, M.; SCHRÖDER, H. F. Recent research data on the removal of pharmaceuticals from sewage treatment plants (stp). **Quim. Nova**, [s. l.], v. 33, n. 2, p. 411–420, 2010.
- TAWEEL, S. AL-ANBARI, I. Evaluation of inhibitory efficiency of stevia's extract in microorganisms that cause food spoilage," in **9th International Conference for Sustainable Agricultural Development**. 2019.
- TERNES, T. A.; STUMPF, M.; MUELLER, J.; HABERER, K.; WILKEN, R. D.; SERVOS, M. Behavior and occurrence of estrogens in municipal sewage treatment plants — I. Investigations in Germany, Canada and Brazil. **Science of The Total Environment**, v. 225, n. 1–2, p. 81–90, 1999.
- THURBER, M. D.; FAHEY, J. W. Adoption of *Moringa oleifera* to combat under-nutrition viewed through the lens of the “diffusion of innovations” theory. **Ecology of Food and Nutrition**, v. 48, n. 3, p. 212-225, 2009.
- TOTHILL, I E.; TURNER, A. P. F. Developments in bioassay methods for toxicity testing in water treatment. **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, v. 15, p. 178-188, 1996.
- TRAN, N. H.; URASE, T.; TA, T. T. A Preliminary Study on the Occurrence of Pharmaceutically Active Compounds in Hospital Wastewater and Surface Water in Hanoi, Vietnam. **CLEAN - Soil, Air, Water**, v.42, n. 3, p. 267–275, 2014.

TSAKOU, A.; ROULIA, M.; CHRISTODOULAKIS, N.S. Growth of cotton plants (*Gossypium hirsutum*) as affected by water and sludge from a sewage treatment plant: II. Seed and fiber yield and heavy metal accumulation. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 66, p. 743-747, 2001.

TSUTYIA, M.T. Alternativas de disposição final de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgotos. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto. 2000. 69-105 p.

USHIÑAHUA-RAMÍREZ, D. Suplementación con forrajeras arbóreas para producción de leche bovina em máximas y mínimas precipitaciones en la Amazonía peruana. **Revista de Invest. Agropecuaria Science and Biotechnology**, v. 3, n. 2, p. 41-49, 2023.

VAN SOEST, P. J. Nutritional ecology of the ruminant. New York: Cornell University Press, 1994.

VAN VLIET, M. T.; JONES, E. R.; FLÖRKE, M.; FRANSSEN, W. H.; HANASAKI, N.; WADA, Y.; YEARSLEY, J. R. Global water scarcity including surface water quality and expansions of clean water technologies. **Environmental Research Letters**, v. 16, n. 2, 2021.

VÁSQUEZ, J. A. Utilização da folha de moringa (*Moringa oleífera*) na alimentação de frangos de crescimento lento. Tese (Doutorado). **Universidade Federal do Tocantins**. Araguaína, 2021.

VIANNA, M. R. Hidráulica aplicada às estações de tratamento de água. 4.ed. Belo Horizonte: Imprimatur, 2002. 576p.

VON SPERLING, M. Estudos e modelagem da qualidade da água de rios. Belo Horizonte (MG): **Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental** (DESA/UFMG). v. 7. 2007

VON SPERLING, M.; SEZERINO, P.H. (2018). Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil. **Boletim Wetlands Brasil**, Edição Especial, dezembro/2018. 65 p. ISSN 2359- 0548.

VYMAZAL, J., Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, v. 380, p. 48-65, 2007.

VYMAZAL, J.; KROPFELOVA, L. Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow. **Springer**, p. 549-557, 2008.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience. **Environmental Science Technology**, v. 45, n. 1, p. 61-69, 2011.

WANG, S.; WEN, Y.; HAMMARSTRÖM, H.; JÖNSSON, P. G.; YANG, W. Pyrolysis behaviour, kinetics and thermodynamic data of hydrothermal carbonization–Treated pulp and paper mill sludge. **Renewable Energy**, v. 177, p. 1282–1292, 2021

YANG, Y.; OK, Y. S.; KIM, K.; KWON, E. E.; TSANG, Y. F. Occurrences and removal of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in drinking water and water/sewage treatment plants: A review. **Sciente of the Total Environment**, v. 596-597, p. 303-320, 2017.

CAPÍTULO I: Comportamento de um sistema de *wetland* construído de fluxo vertical com fundo parcialmente saturado no co-tratamento de esgoto+lixiviado pós reator UASB

RESUMO

O emprego de Soluções Baseadas na Natureza (SBN) e tecnologias de tratamento descentralizadas como os *wetlands* construídos, apresentam grande potencial em contribuir para a universalização do saneamento. Este estudo avaliou o desempenho de um *wetland* construído vertical com fundo saturado (WCV-FS) aplicado no pós-tratamento de reatores UASB em uma Estação de Tratamento de Esgoto. O WCV-FS operou no período de julho 2020 a novembro 2022 em 2 períodos: fase 1 (20 cm de saturação) e fase 2 (40 cm de saturação). O WCV-FS foi plantado com *Typha domingensis*, com uma área superficial de 12 m² e uma altura total de 85 cm. Como meio filtrante foram utilizados 40 cm de areia, com camada superficial livre de 5 cm para aplicação do efluente, camada de 25 cm de brita (5 a 10 mm) na superfície e 20 cm de brita (5 a 10mm) na parte inferior, operando em fluxo descendente e operou com taxa de aplicação hidráulica de 128 mm d⁻¹. As remoções obtidas nas fases 1 e 2 foram: DBO (71,2 e 85,9%), DQO (77,9 e 84,3%), fósforo (76 e 52,7%), NH₄⁺ (44,3 e 76,1%), NT (55,9 e 41,9%), ST (18,4 e 32,5%), CT (1,1 e 1,5 log) e *E.coli* (0,7 e 0,8 log). Os fármacos avaliados foram DCF (diclofenaco) e CET (cetoprofeno) e na fase 2 somente na amostra da entrada da ETE eles foram detectados. Com base na fase 1, a eficiência global obtida foi de 70,8% (CET), 85,4% (DCF). Também foi avaliado o Estradiol que atingiu um percentual de 99%. Para a análise de toxicidade, pode-se observar que o efluente tratado pelo WCV-FS apresentou um valor de UT de 0,55 no teste com bioindicador *Lactuca sativa* e 0,51 UT, com o bioindicador *Artemia sp.*, estando na classe II, que é de toxicidade aguda leve. Foi possível concluir que as alturas de saturação (20 e 40 cm), possibilitaram a ocorrência de nitrificação e desnitrificação dentro do WCV-FS, sem a necessidade de duas unidades distintas para realizar esse processo. Ficou mais evidente esse processo quando foi utilizada a altura de 40 cm. Os valores de eficiência, estiveram dentro do esperado pela literatura para *wetlands* construídos de fluxo vertical, assim como os parâmetros analisados que possuem limites de lançamento segundo o CONAMA nº 430/2011, apresentaram resultados em conformidade com a legislação pertinente.

Palavras-chave: águas residuárias, saneamento, soluções baseadas na natureza.

ABSTRACT

The use of Nature-Based Solutions (NBS) and decentralized treatment technologies, such as constructed wetlands, have great potential in contributing to the universalization of sanitation. This study evaluated the performance of a vertical constructed wetland with saturated bottom (SVF-CW) applied in the post-treatment of UASB reactors in a Sewage Treatment Plant. The SVF-CW operated from July 2020 to November 2022 in 2 periods: phase 1 (20 cm saturation) and phase 2 (40 cm saturation). SVF-CW was planted with *Typha domingensis*, with a surface area of 12 m² and a total height of 85 cm. As filtering medium, 40 cm of sand was used, with a free surface layer of 5 cm for application of the effluent, a layer of 25 cm of gravel (5 to 10 mm) on the surface and 20 cm of gravel (5 to 10 mm) at the bottom, operating in descending flow and operating with a hydraulic application rate of 128 mm d⁻¹. The removals obtained in phases 1 and 2 were: BOD (71.2 and 85.9%), COD (77.9 and 84.3%), phosphorus (76 and 52.7%), NH₄⁺ (44.3 and 76.1%), TN (55.9 and 41.9%), TS (18.4 and 32.5%), TC (1.1 and 1.5 log) and *E.coli* (0.7 and 0.8 log). The drugs evaluated were diclofenac and ketoprofen and in phase 2 only in the ETE entry sample were they detected. Based on phase 1, the overall efficiency achieved was 70.8% ketoprofen, 85.4% diclofenac. Estradiol was also evaluated, reaching a percentage of 99%. For the toxicity analysis, it can be observed that the effluent treated by SVF-CW presented a toxic unit (TU) value of 0.55 in the test with the *Lactuca sativa* bioindicator and 0.51 TU, with the *Artemia sp.* bioindicator, falling in the class II, which is of mild acute toxicity. It was possible to conclude that the saturation heights (20 and 40 cm) allowed the occurrence of nitrification and denitrification within the WCV-FS, without the need for two separate units to carry out this process. This process became more evident when the height of 40 cm was used. The efficiency values were within those expected by the literature for constructed wetlands with vertical flow, as well as the analyzed parameters that have release limits according to CONAMA 430/2011, presented results in accordance with the relevant legislation.

Keywords: wastewater, sanitation, nature-based solutions.

INTRODUÇÃO

Conforme os dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) referentes ao ano de 2021, a cobertura de rede de esgoto no Brasil atinge 56,0% da população total, incluindo áreas rural e urbana. Do volume total de esgoto gerado, somente 52,2% é submetido a processos de tratamento, enquanto, dentre o esgoto coletado, 81,6% são efetivamente tratados.

Sabe-se que o tratamento de esgoto é indispensável e desempenha um papel fundamental na preservação da saúde pública, na conservação dos recursos hídricos e na mitigação dos impactos ambientais. Dessa forma, o emprego de Soluções Baseadas na Natureza (SbN) e tecnologias de tratamento descentralizadas, apresentam grande potencial em contribuir para a universalização do saneamento (DECEZARO et al., 2021).

O conceito de SbN, surgiu nos anos 2000 e tem se tornado cada vez mais proeminente entre órgãos internacionais e na União Europeia, sendo um tema mais atual no Brasil. As SbN vem sendo consideradas como uma estratégia para se adaptar às mudanças climáticas e são definidas como abordagens que, de alguma forma, se inspiram, imitam ou se fundamentam em processos naturais para proporcionar benefícios sociais, ambientais e econômicos à sociedade (FRAGA e SAYAGO, 2020).

Os sistemas de tratamento descentralizados são considerados como uma solução para áreas não atendidas pelos sistemas centralizados. Eles se caracterizam pelos processos de coleta, tratamento e disposição/reutilização de esgotos realizados nas proximidades das fontes de geração. Para a implementação desses sistemas, é crucial buscar formas alternativas que combinem baixo custo (variável econômica), eficiência (variável técnico-ambiental) e atendam às necessidades dos usuários (variável social) (LIBRALATO et al., 2012; CORNELLI, 2014; SANTOS, 2019).

Os *wetlands* construídos (WC) são tecnologias de tratamento de águas residuárias que fazem parte das SbN, podendo ser empregadas de forma centralizada e descentralizada. Dentre suas vantagens, destacam-se por apresentar baixos custos de operação e manutenção, operação simplificada e índices satisfatórios de remoção de poluentes. No contexto brasileiro, inúmeros estudos têm empregado essa tecnologia para avaliar sua eficácia em múltiplos parâmetros, destacando a relevância desses sistemas na busca por soluções eficientes e economicamente viáveis no

tratamento de águas residuais (PERONDI et al., 2020; MAZUCATO et al., 2020; SANTOS et al., 2021; CAVALHERI et al., 2023).

Os WC apresentam um desempenho satisfatório na remoção de nitrogênio, fósforo, matéria orgânica, turbidez, patógenos, sólidos, além de também atuarem na remoção de metais pesados e fármacos (DECEZARO et al., 2021; LAURIUCHI et al., 2021; DURÉ et al., 2022). Essa tecnologia é também eficiente no tratamento de diversas águas residuárias, como o lixiviado de aterros sanitários (SEZERINO et al., 2014; SCHOLZ, 2016).

Além dos parâmetros mencionados anteriormente, a tecnologia dos WC também pode ser aplicada e avaliada na remoção de fármacos. Esses fármacos são encontrados em concentrações reduzidas no meio ambiente; no entanto, a principal preocupação está relacionada aos potenciais efeitos adversos que esses compostos podem causar ao meio ambiente e à saúde dos organismos ao longo do tempo de exposição. Ternes (1998), registrou níveis de concentração de diclofenaco na ordem de $\mu\text{g L}^{-1}$ no esgoto doméstico do Brasil, enquanto Heberer et al., (2001), indicaram que a concentração no esgoto varia sazonalmente.

Apesar da falta de valores específicos para a liberação de Produtos Farmacêuticos de Atividade Contaminante (PhACs), a Resolução aborda essa questão em seus dispositivos. No artigo 8º, há uma proibição quanto ao lançamento de Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs), uma categoria que pode englobar os fármacos. Esse mesmo artigo estabelece que o efluente não deve causar, nem ter potencial para causar, efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor, de acordo com os critérios de ecotoxicidade definidos pelo órgão ambiental competente.

Em relação as diferentes configurações dos WC, tem-se: escoamento superficial e escoamento subsuperficial que engloba fluxo horizontal, fluxo vertical e sistemas híbridos (FONDER e HEADLEY, 2013). Contudo, existe a limitação em relação a ocorrência dos processos completos de transformação do nitrogênio nesses sistemas. Conforme Vymazal e Kropfelová (2011), os WC de fluxo vertical não são eficientes na desnitrificação, enquanto os WC de fluxo horizontal são, porém, são limitados quando a nitrificação.

Dessa forma, os WC de fluxo vertical com fundo saturado, se apresentam com potencial de tratamento secundário avançado, com remoção significativa de nitrogênio total, criando condições aeróbias nas camadas superficiais e condições anóxicas no

fundo. Isso possibilita que ocorra a nitrificação e desnitrificação em uma mesma unidade de WC simultaneamente (SEZERINO e SILVA, 2021).

Este estudo tem por objetivo avaliar o desempenho de um *wetland* construído de fluxo vertical com fundo saturado (WCV-FS) no tratamento de esgoto doméstico, pós reator UASB, em uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) situada no município de Campo Grande, Mato Grosso do Sul.

MATERIAIS E MÉTODOS

O WCV-FS foi implementado em Campo Grande – Mato Grosso do Sul, na Estação de Tratamento de Esgoto - ETE Los Angeles (latitude 20°39'27.27"S e longitude 54°50'52.36"O), que opera com vazão média de 1100 L s⁻¹, sendo responsável por tratar em torno de 90% do esgoto doméstico do município, recebendo também o lixiviado produzido pelo aterro sanitário municipal com vazão média de 5,05 L s⁻¹ (Figura 1).



Figura 1. Localização da ETE Los Angeles.

O tratamento do esgoto na ETE é realizado em três etapas. São elas: 1) tratamento preliminar, composto por gradeamento para retirada de sólidos grosseiros, seguindo para um desarenador que retira partículas de areia e demais sólidos. 2) tratamento primário, composto por 10 reatores UASB com tempo de detenção entre 7 e 8 horas. 3) tratamento físico-químico por meio de um floco-decantador, onde é dosado antiespumante e cloreto férrico para permitir o processo de decantação de partículas, além de inibir odores do tratamento anaeróbio. O WCV-FS foi implementado para receber o efluente tratado por um dos reatores UASB da ETE.

O WCV-FS foi dimensionado com 12 m² de área superficial e foi plantado com a macrófita Taboa (*Typha domingensis* - 4 plantas por m²). O sistema possui um meio filtrante profundidade de 0,85 m, com camada superior de 0,20 m composta por brita n° 0 (pedrisco), seguido de 0,40 m de areia grossa, e 0,25 m de camada de drenagem composta por brita n° 1 no fundo. As Figuras 2 e 3 apresentam a identificação e detalhamento do *wetland* implantado na ETE Los Angeles.

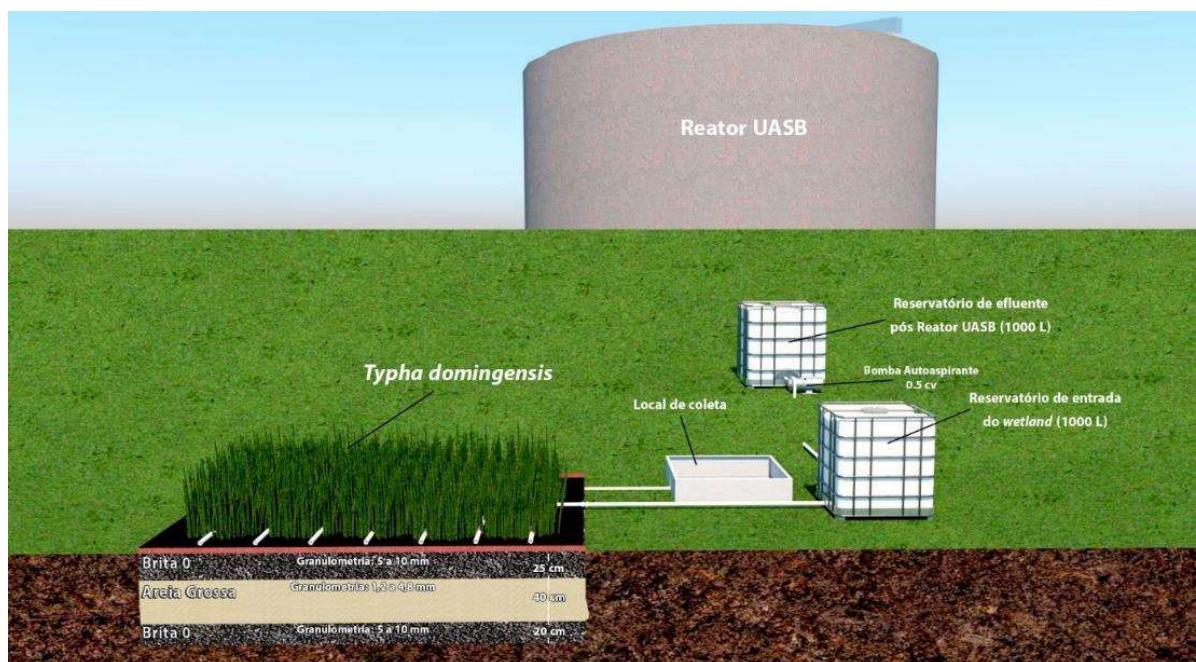


Figura 2. Localização do experimento e identificação da estrutura do sistema.

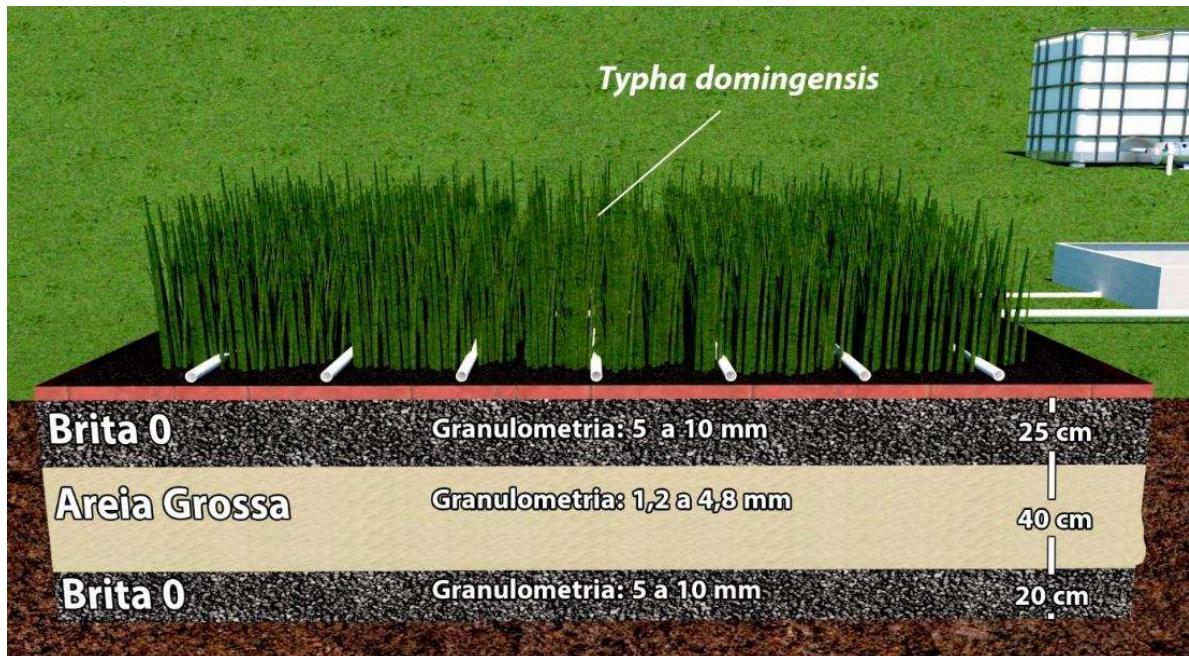


Figura 3. Composição e detalhamento do projeto do WCV-FS com fundo saturado.

Os últimos 0,20 m (23,5 % da profundidade total do tratamento unidade) foram mantidos saturados com o efluente no período de 2020 até 2021 e 0,40 m (47 % da profundidade total do tratamento unidade) foram mantidos saturados com o efluente no ano de 2022. Esses períodos foram classificados como fase 1 (saturação de 20 cm) e fase 2 (saturação de 40 cm). A saturação foi medida através da tubulação de saída do *wetland*, onde foi instalado um tubo com a altura referente a saturação utilizada e o efluente pode ser coletado.

É importante ressaltar que nos WCV-FS, a saturação tem como objetivo criar condições propícias para a ocorrência simultânea de processos de nitrificação e desnitrificação no mesmo módulo. No entanto, durante o estudo, observou-se uma dificuldade em relação à adaptação e crescimento da *Typha domingensis* no WC. Diante disso, o aumento da saturação (para 40 cm) foi conduzido com o propósito de proporcionar uma camada mais extensa de efluente no WC para verificar se essa medida contribuiria para a adaptação da macrófita.

Características Operacionais

Conforme já mencionado, a taxa de aplicação hidráulica (TAH) para o WCV-FS foi de 128 mm d⁻¹, aproximadamente. Essa TAH diária foi dividida em oito pulsos/bateladas por dia, compreendidos no período das 10h00 às 00h00, a duração de cada pulso foi fixada em 9 minutos, com um intervalo de 2 horas entre pulsos, o

que resultou em cerca de 10,6 mm por pulso. Os pulsos foram controlados por meio de um temporizador que acionava a bomba (motobomba periférica 1/2CV) de acordo com os horários estabelecidos.

A tubulação de alimentação do WCV-FS foi composta por tubulações de PVC de 32 mm, sendo alocadas com uma linha principal que passa pelo meio do módulo e dela saem doze ramificações, sendo seis para cada lado da linha principal. O esgoto proveniente do reator UASB chega até a superfície do sistema através dos pontos de distribuições (furos de 6 mm) em cada tubulação de PVC.

Monitoramento do desempenho de tratamento

Durante o período de monitoramento, foram realizadas análises em amostras de efluentes coletadas em dois pontos: Ponto 1: efluente do reator UASB; Ponto 2: efluente WCV-FS. Quando as coletas eram realizadas no WCV-FS, o efluente era coletado após o início do primeiro pulso. As variáveis analisadas foram: demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO_{5,20}), sólidos totais (ST), turbidez, nitrogênio total (NT), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal (NH₄⁺), nitrito (NO₂⁻), nitrato (NO₃⁻), fósforo total, coliformes totais, *Escherichia coli*, pH e temperatura. Os parâmetros mencionados foram analisados de acordo com *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012).

Para calcular a eficiência do WCV-FS para os parâmetros avaliados, foi utilizada a equação 1.

$$\text{Eficiência (\%)} = \left(\frac{C_e - C}{C_e} \right) * 100 \quad (1)$$

Em que:

C_e = concentração de entrada do parâmetro analisado

C_s = concentração de saída do parâmetro analisado

Além dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos analisados, realizadas também outras análises, como: fármacos e toxicidade.

Avaliação dos fármacos: Cetoprofeno, Diclofenaco e Estradiol

Foram avaliados os fármacos Cetoprofeno (CET), Diclofenaco (DCF) e Estradiol (EST) no afluente e efluente do WCV-FS. Para isso foi utilizado a extração em fase sólida (EFS). Foram utilizados cartuchos Strata C18-E (55 μ m, 70A; 500mg/6mL; phenomenex). As fases móveis e soluções padrões foram preparadas com metanol ou acetonitrila, ambos de grau cromatográfico e espectroscópico.

Os resultados das concentrações dos fármacos foram obtidos por extração em fase sólida (EFS). Segundo Lanças (2004), a EFS é uma técnica de separação sólido-líquido baseada nos princípios da cromatografia líquida clássica, utilizada para isolar um analito para posterior análise. O processo de EFS envolve várias etapas, incluindo o condicionamento do cartucho, a adição da amostra, a remoção de interferentes e a eluição.

As amostras de efluente provenientes do reator UASB, do WCV-FS e branco, foram eluídas através de cartuchos conectados a um sistema de vácuo Manifold (Phenomenex). O procedimento de extração compreendeu a eluição de 20 mL de água destilada para ativar a fase sólida, seguida pela eluição de 50 mL das amostras. Após a passagem da amostra, os cartuchos foram mantidos sob vácuo por 5 minutos para a secagem da fase sólida. Posteriormente, 6 mL de acetonitrila foram eluídos através do cartucho para eliminar possíveis interferências.

Após esse processo, 6 mL do solvente eluente (metanol) foi percolado pelos cartuchos para recuperar CET, DCF e EST. As amostras foram congeladas até que fosse possível continuar o processo da análise. Posteriormente, o metanol foi evaporado com o uso de nitrogênio, e as amostras foram ressuspensas utilizando acetonitrila. Os ensaios foram conduzidos em triplicata e todos os extratos obtidos durante o processo de extração dos fármacos nas amostras foram submetidos à análise por cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE).

A determinação do CET, DCF e EST, possivelmente presentes nas amostras do efluente do reator UASB e efluente do WCV-FS, foram realizadas por cromatografia líquida de alta eficiência acoplado a um detector UV-vis (Shimadzu, SPD-M20A). A separação do cetoprofeno foi realizada em uma coluna C18 (Zorbax ODS Agilent, 5 μ m, 4,6 X 150 mm) sendo utilizado como eluente uma mistura de água: acetonitrila (25:75 v/v), com uma temperatura de 35°C, injeção de 15 μ L das amostras e detecção em 260 nm. Nestas condições, foi construída uma curva de calibração para o cetoprofeno na faixa de 0,001 - 5 mg L⁻¹ com uma regressão linear (R^2) de 0,9989.

Já a separação do Diclofenaco foi a partir de uma coluna C18 (Agilent Eclipse XRD-C18, 5 µm, 4,6 x 250mm), a eluição foi realizada com água acidificada com 0,1% de ácido fórmico: metanol (75:25 v/v) em temperatura ambiente, injeção de 20 µL das amostras e detecção em 300 nm. A partir dessas condições construiu-se uma curva para o diclofenaco na faixa de 0,0005 – 1,5 mg L⁻¹ com um R² igual a 0,9936.

O Estradiol foi analisado a partir de uma C18 (Agilent Eclipse XRD-C18, 5 µm, 4,6 x 250mm), a eluição foi realizada com água acidificada com 0,1% de ácido acético: acetonitrila (50:50 v/v) em temperatura ambiente, injeção de 20 µL das amostras e detecção em 230 nm. A partir dessas condições construiu-se uma curva para o Estradiol na faixa de 0,0005 – 1,0 mg L⁻¹ com um R² igual a 0,9929.

Ensaios de ecotoxicidade em *Artemia sp.* e *Lactuca sativa*

Foram realizados ensaios ecotoxicológicos utilizando os bioindicadores: *Artemia sp.*, seguindo os procedimentos metodológicos descritos por Meyer et al. (1982), Cavalheri et al., (2023) e NBR 16.530/2016 e *Lactuca sativa*, conforme os procedimentos descritos por Bagur-González et al., (2011) e Santos et al., (2021).

Artemia sp.

Para os testes de ecotoxicidade empregando o bioindicador *Artemia sp.*, foram utilizados cistos de alta eclosão adquiridos de uma loja especializada em produtos para aquarismo. Esses cistos foram incubados em uma solução salina de concentração 36 g L⁻¹ por 48 horas, com condições constantes de temperatura e iluminação mantidas. Após a incubação, os organismos-teste foram submetidos a um período de 24 horas de exposição às amostras dos efluentes do reator UASB e WCV-FS. Ao término do período de exposição, os organismos-teste que não sobreviveram foram contados com auxílio de uma lente de aumento. Os ensaios foram conduzidos em triplicata. A solução salina foi empregada como controle negativo e para a diluição das amostras, enquanto o dicromato de potássio 1% foi utilizado como controle positivo no ensaio.

A temperatura de eclosão do teste foi de 31°C (a temperatura mínima para eclosão é de 26 a 27°C; na etapa de eclosão, a temperatura foi mais alta devido a lâmpada ser incandescente). Já a temperatura de exposição foi de 27°C (temperatura ambiente). O grau de toxicidade foi avaliado nas diluições de 6.25%, 12.5%, 25%, 50%, 75% e 100% (v/v), conforme recomenda a ABNT NBR 12713.

O tempo de incubação dos cistos foi de 48h (iluminação constante), e o tempo de exposição foi de 24h (iluminação constante). Quanto a oxigenação, essa ocorreu somente durante a etapa de eclosão.

Os resultados obtidos foram expressos em Concentração Letal Média (CL_{50}) e Unidade Tóxica (UT). Para o cálculo da UT foi utilizado a fórmula $UT = (1/CL_{50}) \times 100$. Para o cálculo do CL_{50} a análise de PROBIT foi conduzida utilizando o software *StatPlus AnalystSoft* Versão 10 (DUARTE *et al.*, 2019; FARIA *et al.*, 2020).

Lactuca sativa

Para os ensaios que utilizaram *Lactuca sativa*, foram empregadas sementes de alface isentas da adição de defensivos agrícolas, considerando que esses podem influenciar nos resultados das análises. Por meio de papel germinativo, essas sementes foram expostas às amostras dos efluentes a serem analisadas ao longo de 120 horas, em condições de ausência de luz.

A temperatura do teste foi de 28°C (temperatura ambiente). O grau de toxicidade foi avaliado nas diluições de 6.25%, 12.5%, 25%, 50%, 75% e 100% (v/v), conforme recomenda a ABNT NBR 12713.

Ao término da exposição de 120 horas (sem ausência de luz), procedeu-se à mensuração do comprimento das raízes (hipocótilo e radícula) das sementes de *Lactuca sativa* germinadas. Para o cálculo da Unidade de Toxicidade (UT), empregou-se a fórmula $UT = (1/CL_{50}) \times 100$. A análise do CL_{50} por meio de PROBIT foi conduzida utilizando o software *StatPlus AnalystSoft* Versão 10 (DUARTE *et al.*, 2019; FARIA *et al.*, 2020). O cálculo do Índice de Germinação (IG%) foi realizado de acordo com as equações 2 e 3.

$$CRR = \frac{CRa}{CRc} \quad (2)$$

$$IG(%) = \frac{CRR \times (SGa)}{(SGc)} \times 100 \quad (3)$$

Conforme Bagur-González *et al.*, 2011 e Napoleão *et al.*, 2018, CRR é o crescimento relativo das raízes; CRa é o comprimento total da raiz da amostra; CRc é a média do comprimento total da raiz no controle negativo; SGa é o número de

sementes germinadas na amostra e SGC é o número de sementes germinadas no controle negativo (BAGUR-GONZÁLEZ et al., 2011; NAPOLEÃO et al., 2018).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O desempenho no WCV-FS avaliado em duas fases, abrangeu um número de dados de quatorze avaliações na fase 1 e nove avaliações na fase 2. As principais características dos parâmetros analisados durante o período de monitoramento convencional (entrada e saída do WCV-FS) estão apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1. Caracterização da entrada e saída do WCV-FS – parâmetros físico-químicos e microbiológicos.

Parâmetros	Fase 1			Fase 2		
	Entrada	Saída	(%)	Entrada	Saída	(%)
pH	7,06 ± 0,2	6,37 ± 0,5	–	7,1 ± 0,1	6,9 ± 0,1	–
Turbidez (NTU)	34,1 ± 16,0	5,4 ± 5,4	81,8	80,3 ± 37,7	7,4 ± 6,5	91,7
DBO _{5,20} (mg L ⁻¹)	70,23 ± 38,41	20,25 ± 3,93	71,2	103,2 ± 20,1	15,02 ± 12,76	85,9
DQO (mg L ⁻¹)	333,82 ± 92,32	73,9 ± 25,62	77,9	331,24 ± 70,95	52,06 ± 27,15	84,3
Fósforo (mg L ⁻¹)	4,48 ± 0,97	1,08 ± 0,58	76,0	5,42 ± 1,08	2,57 ± 1,06	52,7
NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	1,75 ± 1,45	2,5 ± 1,4	–	0,02 ± 0,02	0,1 ± 0,09	–
NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	2,86 ± 0,82	4,55 ± 1,26	–	1,44 ± 0,91	10,31 ± 5,64	–
NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	4,41 ± 1,27	2,45 ± 1,3	44,3	59,77 ± 10,68	14,87 ± 6,93	76,1
N Total (mg L ⁻¹)	30,10 ± 3,1	13,26 ± 1,91	55,9	71,14 ± 19,78	39,65 ± 11,55	41,91
SS (mg L ⁻¹)	–	–	–	3,47 ± 3,61	0,17 ± 0,15	95,1
SD (mg L ⁻¹)	–	–	–	395,71 ± 226,09	343,71 ± 186,43	12,62
SST (mg L ⁻¹)	–	–	–	147,57 ± 112,66	24,58 ± 35,74	83,3
ST (mg L ⁻¹)	674,0 ± 122,7	550,1 ± 92,2	18,4	532,71 ± 257,53	368,14 ± 180,47	32,5
CT (NPM 100mL ⁻¹)	6,65E+08	5,04E+07	92,4	3,174E+07	1,12E+06	96,46
<i>E.coli</i> (NPM 100mL ⁻¹)	2,09E+08	4,59E+07	78,0	2,74E+06	4,792E+05	82,52

DBO = demanda bioquímica de oxigênio; DQO = demanda química de oxigênio; NO₂⁻ = nitrito; NO₃⁻ = nitrito; NH₄⁺ = nitrogênio amoniacal; SS = sólidos sedimentáveis; SD = sólidos dissolvidos; SST = sólidos suspensos totais; ST = sólidos totais; CT = coliformes totais; NMP = número mais provável; (%) = eficiência de remoção. Fase 1 = 20 cm de saturação; Fase 2 = 40 cm de saturação.

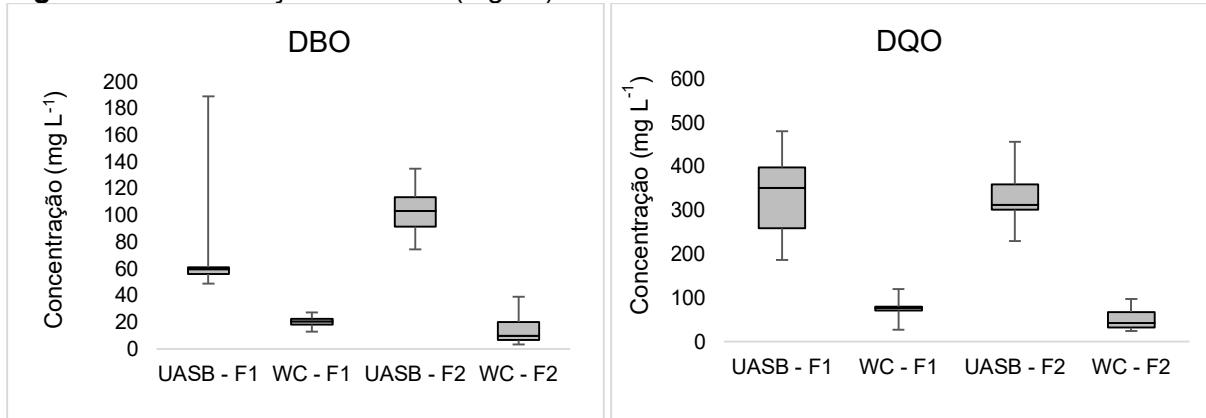
Os dados obtidos mostram que o pH médio foi de 7,06 (fase 1) e 7,1 (fase 2) no afluente (esgoto tratado pelo reator UASB) e 6,37 (fase 1) e 6,9 (fase 2) no efluente do WCV-FS, não apresentando grandes variações (baixo desvio padrão) ao longo do tempo de monitoramento e mantendo-se próximos a neutralidade. Os valores das

análises indicam que, em ambas as fases, o pH permaneceu adequado para o tratamento biológico, tanto para remoção de matéria orgânica carbonácea quanto para nitrificação e desnitrificação, se situando entre 6 e 9 (METCALF e EDDY, 2016). Além disso, segundo Von Sperling (2014), valores de pH longe da neutralidade tendem a afetar taxas de crescimento dos microrganismos, e pH elevados podem proliferar algas em corpos de água superficiais.

Remoção de matéria orgânica

Na Figura 4, são apresentados os resultados (em gráficos boxplot) do monitoramento de $\text{DBO}_{5,20}$ e DQO nos efluentes das unidades de tratamento (entrada e saída do WCV-FS). Foram registradas remoções médias de cerca de 71 e 86 % para $\text{DBO}_{5,20}$, e cerca de 78 e 84% para DQO, nas fases 1 (20 cm de saturação) e fase 2 (40 cm de saturação), respectivamente.

Figura 4. Concentrações de DBO (mg L^{-1}) nos efluentes.



O efluente proveniente do tratamento pelo WCV-FS promoveu uma remoção elevada para $\text{DBO}_{5,20}$, independente da fase de operação do sistema, produzindo efluentes com concentração média de 20 e 15 mg L^{-1} e para DQO, o efluente final apresentou concentrações de 74 e 52 mg L^{-1} nas fases 1 e 2, respectivamente.

Gil (2018), obteve eficiências superiores a 90% tanto para DBO quanto para DQO, liberando o efluente final com valores de concentração próximos a 27,9 mg L^{-1} e 24,7 mg L^{-1} para DBO e DQO. Considerando 7,5 m^2 de área superficial do WCV-FS e uma carga orgânica média aplicada de 42,5 $\text{g DQO m}^{-2} \text{d}^{-1}$. Sgroi et al., (2018) atingiu 53% de remoção trabalhando sob carregamento orgânico de 40 $\text{g DQO m}^{-2} \text{d}^{-1}$ e saturação de 35 cm, com taxa hidráulica de 133 mm d^{-1} . Já González (2014),

apresentou 52% de remoção para uma altura de saturação de 40 cm e carga de 39 g DQO m⁻² d⁻¹, com taxa de 170 mm d⁻¹. Dessa forma, os resultados obtidos no presente estudo, estão dentro do esperado conforme a literatura, ocorrendo variações de acordo com as taxas de aplicação e carga orgânica.

Conforme o documento de consenso entre pesquisadores de *wetlands* construídos no Brasil (VON SPERLING e SEZERINO, 2018), quando um WCV recebe efluente de reatores UASB, espera-se uma remoção de 60 a 75% de DBO_{5,20} e 55 a 70% de DQO. Embora essa faixa seja mencionada para sistemas verticais, e o presente estudo trate de um sistema vertical com fundo saturado, observa-se que o WCV-FS gerou um efluente com remoções acima do esperado para DBO_{5,20} na fase 1 e para DQO nas fases 1 e 2, para *wetlands* verticais.

Com isso, é possível verificar que o WCV-FS teve melhor desempenho do que o fluxo vertical convencional. Bassani et al., (2021) confirmou isso ao avaliar os dois tipos de WC e pode concluir que os sistemas verticais com fundo saturado, se configuram como uma alternativa tecnológica com grande potencial para promoção do tratamento de águas residuais urbanas no contexto da descentralização.

Destaca-se que a camada inferior saturada dos WC com fundo saturado promove um aumento no Tempo de Detenção Hidráulica (TDH), gerando um acréscimo no tempo de contato entre o efluente e o meio filtrante, favorecendo o processo de oxidação da matéria orgânica (BASSANI et al., 2021).

Se tratando de atendimento à legislação, é importante pontuar que o WCV-FS alcançou, em todas as amostragens efetuadas, a eficiência mínima de remoção de 60% de DBO_{5,20}, e concentração final abaixo de 120 mg L⁻¹, conforme estabelecido pela Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 430/2011, para lançamento de efluentes em corpos d'água (BRASIL, 2011).

Série nitrogenada

Na Figura 5, são apresentados os resultados (em gráficos boxplot) do monitoramento da série nitrogenada. Observou-se que houve diminuição nas concentrações finais de nitrogênio amoniacal (NH₄⁺) atingindo um percentual de remoção de 44 e 76 %, nas fases 1 e 2, e nitrogênio total (NT) com 56 e 42%, nas fases 1 e 2, respectivamente. enquanto os parâmetros nitrito e nitrato apresentaram aumento em suas concentrações finais, em ambas as fases.

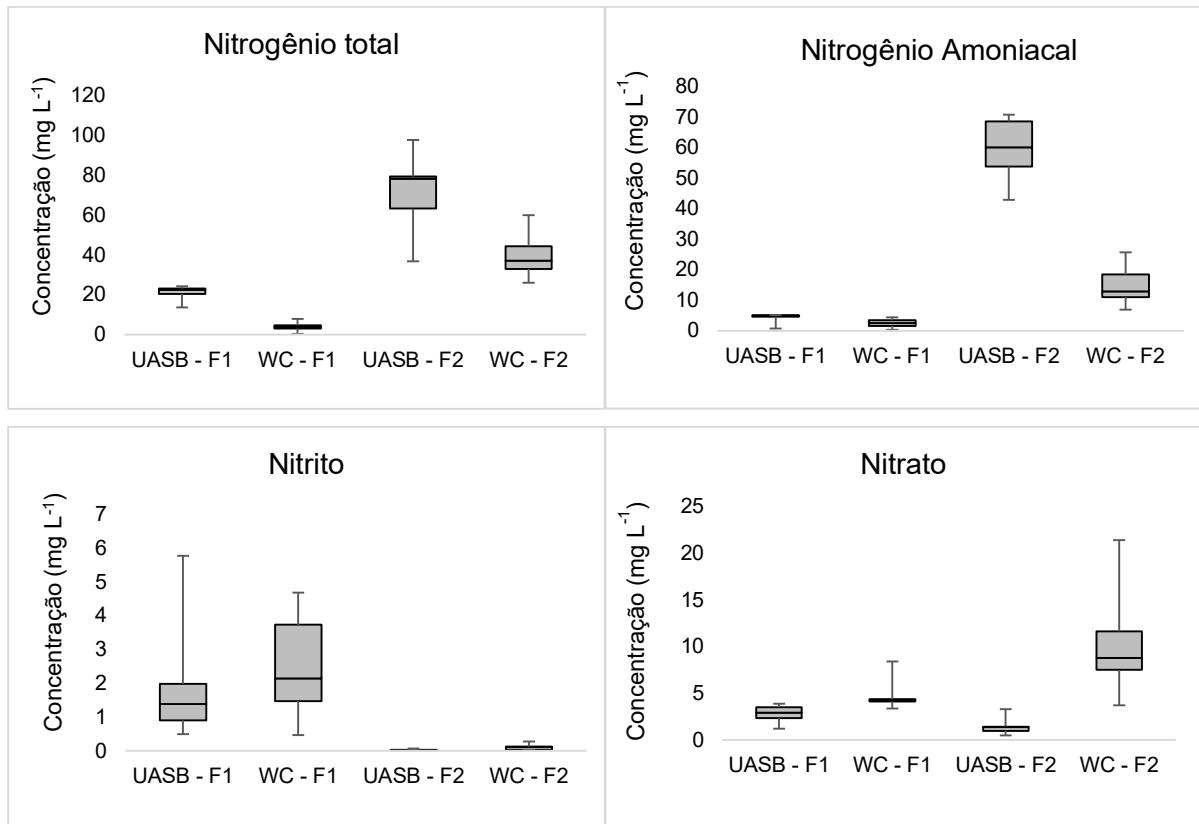


Figura 5. Concentrações (mg L⁻¹) de Nitrogênio total, Nitrogênio Ammoniacal, Nitrito e Nitrato nos efluentes.

Os WC com fundo saturado favorecem a presença de bactérias desnitrificantes. Sezerino et al., (2023) concluíram isso ao obter 44% de remoção de nitrogênio total e 71% de nitrogênio amoniacal, em um sistema que também possuía 40 cm de saturação., semelhante aos valores obtidos no presente estudo, onde a nitrificação ficou mais evidente na fase 2 (40 cm de saturação), devido ao aumento de nitrito e nitrato.

Com base nos resultados do presente estudo, houve diminuição nas concentrações finais de nitrogênio amoniacal (NH_4^+) atingindo um percentual de remoção de 44 e 76 %, nas fases 1 e 2, nitrogênio total (NT) com 56 e 42%, nas fases 1 e 2, respectivamente. enquanto os parâmetros nitrito e nitrato apresentaram aumento em suas concentrações finais, em ambas as fases.

Santos et al., 2018, ao longo de 21 meses de operação e monitoramento com um WCV-FS de 7,5 m² e com 40 cm de saturação atingiu remoções de 45% e 66% para NT e NH_4^+ , respectivamente. Em relação ao nitrogênio total, a remoção média foi de 45 %, podendo estar associada com os processos de nitrificação e desnitrificação sequencial na mesma unidade de tratamento e nesse estudo a carga

aplicada foi de $6 \text{ NH}_4^+ \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Pelissari et al., (2017), atingiram remoções de 68 % em WCV-FS operando com uma carga de $3 \text{ g NH}_4^+ \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e 35 cm de saturação.

Fechine et al., (2020), atingiram uma remoção de carga por área de $4,5 \text{ g NH}_4^+ \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Nesse caso, segundo os autores, destaca-se que a maior parcela de remoção de NH_4^+ , deu-se devido ao processo de nitrificação, evidenciado pelo acentuado consumo de alcalinidade, ocorrido entre a entrada do afluente e o ponto intermediário, localizado a 0,20 m de profundidade dentro do módulo, indicando a efetividade da zona aeróbia dentro do maciço filtrante. Gil (2018), trabalhou com aplicação hidráulica de 106 mm d^{-1} e obteve eficiências médias de remoção em termos de concentração de 37% para NT e 65% para NH_4^+ .

Para um WCV, espera-se uma remoção de nitrogênio total inferior a 40%, considerando a eficiência global, que é calculada para todo o sistema, não apenas para a etapa anterior ao *wetland*. Conforme sugerido por Von Sperling e Sezerino (2018), aprimoramentos no desempenho da unidade podem ser alcançados por meio do fundo saturado. Nesse sentido, destaca-se que as eficiências alcançadas no presente estudo, na fase 1 (56%) e na fase 2 (42%) para nitrogênio total excederam os 40%. É importante notar que as eficiências neste estudo são específicas para a etapa anterior ao *wetland*, sugerindo que o sistema avaliado desde a entrada de efluente da ETE até a saída do *wetland*, pode apresentar eficiência ainda maior.

A desnitrificação nos WCV-FS geralmente não é alta, no entanto, sua taxa aumenta em concentrações mais elevadas de nitrato, já que este processo ocorre simultaneamente à nitrificação (VYMAZAL, 2017). Portanto, a presença crescente de nitrato na saída do sistema, juntamente com a média remoção de nitrogênio total, sugere que ocorreu um processo sequencial de nitrificação e desnitrificação no WCV-FS (PELISSARI et al., 2017; SANTOS et al., 2018).

A carga aplicada para nitrito na fase 1 foi $0,3 \text{ g NO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ sendo o mesmo valor para a carga de saída. Na fase 2, a carga aplicada foi $0,003 \text{ g NO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e $0,02 \text{ g NO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ na saída do WCV-FS. Para nitrato, as cargas na fase 1 foram $0,4 \text{ g NO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (aplicada) e $0,6 \text{ g NO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (saída) e na fase 2, $0,2 \text{ g NO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (aplicada) e $1,3 \text{ g NO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (saída), o que indica a ocorrência do processo de nitrificação. As concentrações de saída de nitrito foram: $2,3 \text{ mg L}^{-1}$ (fase 1) e $0,2 \text{ mg L}^{-1}$ (fase 2). E as concentrações de nitrato: $4,6 \text{ mg L}^{-1}$ (fase 1) e $10,3 \text{ mg L}^{-1}$ (fase 2).

Santos et al., (2016), que testaram as diferentes alturas de saturação (0,20 m; 0,30 m; e 0,40 m) em quatro colunas de vidro. Chegaram as seguintes concentrações

de nitrito, 0,7 mg L⁻¹ (coluna livre), 2,5 mg L⁻¹ (20 cm de saturação) 2,5 mg L⁻¹ (30 cm de saturação) e 0,7 mg L⁻¹ (40 cm de saturação). Para nitrato, os valores foram de 62 mg L⁻¹, 48,5 mg L⁻¹, 32,5 mg L⁻¹ e 11,4 mg L⁻¹, respectivamente. Com isso, fica também evidente a nitrificação em todas as colunas, devido à formação de NO₃⁻ no efluente final, o que também ocorre no presente estudo. Segundo os autores, as concentrações de nitrogênio nitrato formado diminuem conforme o aumento da zona de saturação das colunas.

Fósforo

Na Figura 6, são apresentados os resultados (em gráficos boxplot) das concentrações de fósforo nos efluentes.

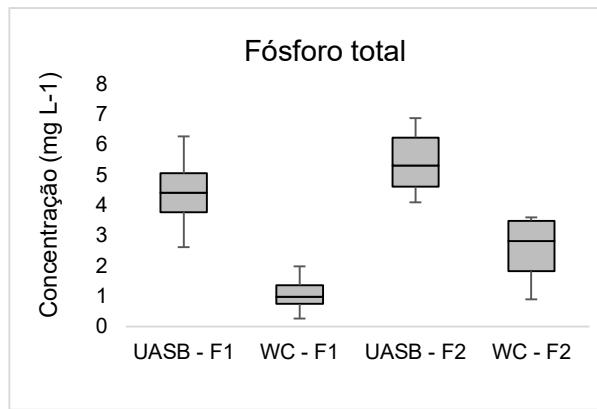


Figura 6. Concentrações de fósforo (mg L⁻¹) nos efluentes.

Na fase 1 da operação, a taxa de remoção foi de 76%, enquanto na fase 2, foi aproximadamente 53%. Houve uma variação nas cargas aplicadas, sendo 0,57 g P m⁻² d⁻¹ na fase 1 e 0,69 g P m⁻² d⁻¹ na fase 2. No entanto, não é possível atribuir a influência da carga na remoção, uma vez que o principal mecanismo de remoção de fósforo está associado à adsorção no meio filtrante (KADLEC e WALLACE, 2009). Dessa forma, uma maior remoção de carga de fósforo na fase 1 pode estar relacionada à vida útil do WCV-FS (BASSANI et al., 2021), já que a adsorção de fósforo pelo meio filtrante decai ao longo do tempo, por conta da redução da disponibilidade de minerais no leito para reações químicas de precipitação do fósforo (CIUPA, 1996; BRIX et al., 2010).

Para um WCV, espera-se uma remoção de fósforo menor que 20%, considerando a eficiência global (VON SPERLING e SEZERINO, 2018). As eficiências alcançadas no presente estudo, em ambas as fases foram maiores que essa faixa

esperada, sugerindo também assim como para a remoção de nitrogênio, que o sistema como um todo pode apresentar eficiência ainda maior.

Quanto a Resolução CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011) que estabelece os padrões de lançamento para efluentes, o artigo 17 afirma que o órgão ambiental competente poderá definir padrões específicos para o parâmetro fósforo no caso de lançamento de efluentes em corpos receptores com registro histórico de floração de cianobactérias, em trechos onde ocorra a captação para abastecimento público. Dessa forma, não se tem um limite especificado para tal parâmetro.

Patógenos

As concentrações de coliformes totais e *E.coli* estão apresentadas na Figura 7. Para os coliformes totais, foi possível verificar que na fase 1 houve uma remoção de 1,1 unidades logarítmicas (Log). Já na fase 2, a remoção foi de 1,5 unidades log. Em percentual os valores foram: 92,4 e 96,46%, nas fases 1 e 2, respectivamente.

Para *E.coli*, observou-se que na fase 1 houve uma remoção de 0,7 unidades log e 0,8 unidades log na fase 2. O que equivale a remoções de 78 e 82,52%, nas fases 1 e 2, respectivamente.

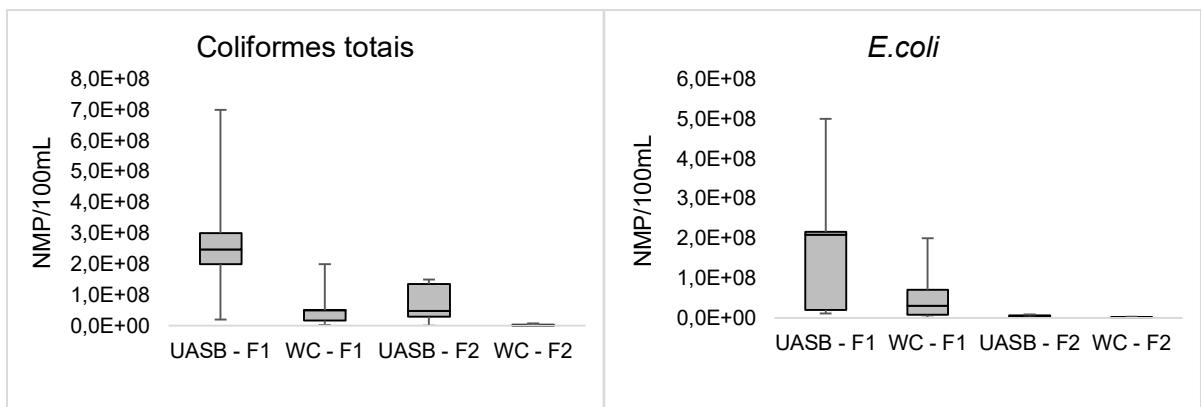


Figura 7. Concentrações (NMP/100mL) de Coliformes totais e *E.coli*.

Os WC são tecnologias geralmente não destinadas à remoção de patógenos, mas, em vez disso, projetadas para tratar outros constituintes que afetam a qualidade da água, como sólidos suspensos, matéria orgânica e nutrientes. No entanto, para WCV, espera-se uma remoção de 1 a 2 unidades logarítmicas para coliformes termotolerantes/*E.coli* (MAIGA et al., 2017; VON SPERLING e SEZERINO, 2018).

Embora as remoções no WCV-FS não tenham atingido valores superiores ao esperado, a literatura inclui estudos que exploram maneiras de aprimorar essa remoção nos WC. Santos et al., (2020) avaliaram um WC e a implementação da desinfecção solar como pós-tratamento. Isso possibilitou alcançar uma remoção de até 4,3 unidades log para coliformes totais, além de reduzir os níveis de *E.coli* para abaixo do limite de detecção.

Miguel (2022), avaliou a combinação de WCV-FS com processos oxidativos avançados (POA), e pode verificar que não foi detectado coliformes com a aplicação do POA, que apresentou resultado menor que 2. Observou-se uma eficiência de remoção de coliformes superiores a 99,9%.

Ecotoxicidade

Os resultados dos ensaios de ecotoxicidade com *Lactuca sativa* e *Artemia sp.*, com níveis de toxicidade apresentados em unidades tóxicas (UTs) estão apresentados na Figura 8.



Figura 8. Resultados de Unidade Tóxica (UT) para os testes com *Lactuca sativa* e *Artemia sp.*

*A linha vermelha tracejada indica o limite da toxicidade aguda leve ($0,4 < UT < 1$).

Persoone et al., (2003), a classifica a unidade tóxica de acordo com as informações da Tabela 2.

Tabela 2. Classificação da toxicidade.

UT	Classe	Toxicidade
<0,4	I	Sem toxicidade aguda
0,4 < UT < 1	II	Toxicidade aguda leve
1 < UT < 10	III	Toxicidade aguda
10 < UT < 100	IV	Toxicidade aguda alta
UT > 100	V	Toxicidade aguda muito alta

Com base nos resultados da análise com *Lactuca sativa*, tanto o efluente do reator UASB quanto o do WCV-FS se enquadram na classe II de toxicidade, considerada toxicidade aguda leve. Observou-se uma redução de 17% na toxicidade.

Na análise com *Artemia sp.*, o efluente do WCV-FS apresentou toxicidade aguda leve, semelhante à observada na *Lactuca sativa*. Entretanto, o efluente do reator UASB apresentou um valor de UT de 1,72, classificando-se como toxicidade aguda. Neste caso, houve uma diminuição de 68% na toxicidade.

A importância de avaliar a ecotoxicidade com pelo menos dois indicadores reside no fato de que uma mesma amostra pode apresentar toxicidade para um indicador, enquanto o resultado pode ser diferente para outro. Assim, ter mais respostas biológicas assegura um resultado mais confiável (ZORITA et al., 2008).

Dentre os indicadores utilizados na avaliação do afluente e efluente do WCV-FS, a *Lactuca sativa* possui alta sensibilidade e disponibilidade, além de ser um organismo sensível à presença de metais em efluentes (MARCU et al., 2013; SÁNCHEZ et al., 2007).

Fármacos

Na análise dos fármacos, os resultados indicaram que o WCV-FS possui capacidade de reduzir as concentrações de cetoprofeno (CET), diclofenaco (DCF) e estradiol (EST), atingindo porcentagens de aproximadamente 59, 79 e 99,8% na fase 1 do monitoramento. No entanto, na segunda fase, esses fármacos não foram detectados nessas amostras, sendo observados apenas no efluente bruto (entrada geral da ETE), conforme apresentado na Tabela 3.

Tabela 3. Resultados obtidos da concentração de Cetoprofeno, Diclofenaco e Estradiol.

Fármaco	Amostras	Conc. (mg L ⁻¹)	LD (mg L ⁻¹)	LQ (mg L ⁻¹)	Conc. (mg L ⁻¹)	LD (mg L ⁻¹)	LQ (mg L ⁻¹)
		Fase 1			Fase 2		
Cetoprofeno	ETE	0,17585 ± 0,0029			0,0903 ± 0,0026		
	UASB	0,1246 ± 0,0032	0,108	0,0358	–	0,1458	0,486
	CW	0,0513 ± 0,0139			–		
Diclofenaco	ETE	0,60603 ± 0,0198			0,4126 ± 0,0000		
	UASB	0,42677 ± 0,0122	0,0084	0,0281	Não detectado	0,0506	0,1689
	CW	0,08865 ± 0,0093			Não detectado		
17 β -estradiol	ETE	0,0655 ± 0,0043			Não detectado		
	UASB	0,0409 ± 0,074	–	–	Não detectado	0,0521	0,1737
	CW	0,00005 ± 0,00068			Não detectado		

Os dados obtidos mostram que o WCV-FS se apresenta como uma tecnologia eficiente para remover fármacos. Araujo et al., (2018) afirma que os que *wetlands* construídos podem remover fármacos tão bem quanto estações convencionais.

Os resultados obtidos neste estudo com WCV-FS foram obtidos com o cálculo usando o efluente do reator UASB como afluente do WCV-FS, demonstrando a eficiência de remoção da unidade. É importante destacar que as concentrações foram obtidas sem a adição dos fármacos no esgoto. No entanto, mesmo nessas condições, foi possível observar na fase 1, o potencial de remoção do WCV-FS.

No contexto brasileiro, a disposição/lançamento de efluentes está sujeita à regulamentação estipulada pela Resolução CONAMA 430/2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2011). Contudo, é notável a ausência de limites definidos na legislação em vigor para a descarga de contaminantes emergentes, exemplificados pelos fármacos.

A literatura apresenta vários estudos que confirmam a eficácia dos *wetlands* construídos na remoção de fármacos. Avila (2021) alcançou uma remoção de 83% para o cetoprofeno, Matamoros et al., (2007) obteve 73% para o diclofenaco, Avila et al., (2015) atingiu 89% para o diclofenaco em um WC híbrido (horizontal + vertical), e Song et al., (2009) registrou 84% para o estradiol.

CONCLUSÕES

Por meio do monitoramento do *wetland* construído vertical de fundo saturado co-tratamento de esgoto pós reator UASB, pode-se concluir que:

- O WCV-FS apresentou as seguintes remoções nas fases 1 e 2: foram: DBO (71,2 e 85,9%), DQO (77,9 e 84,3%), fósforo (76 e 52,7%), NH₄⁺ (44,3 e 76,1%), NT (55,9 e 41,9%), ST (18,4 e 32,5%), CT (1,1 e 1,5 log) e *E.coli* (0,7 e 0,8 log).
- Na análise de toxicidade, o efluente final apresentou um valor de Unidade Tóxica (UT de 0,55), que se enquadra na classe II - toxicidade aguda leve. Sendo possível verificar que o WCV-FS apresentou uma classe de toxicidade inferior à classe de toxicidade do efluente de entrada, quando o teste foi realizado com *Artemia sp*. O percentual de remoção foi de 16,4% para *Lactuca sativa* e 68% para *Artemia sp*.
- Quanto aos fármacos, na fase 1 de operação, foi possível verificar que o WCV-FS possui capacidade de reduzir as concentrações de Cetoprofeno (58,8%), Diclofenaco (79,2%) e Estradiol (99,8%). Contudo, na fase 2, esses fármacos não foram detectados pela análise no efluente de entrada do WCV-FS.
- As alturas de saturação (20 e 40 cm), possibilitaram a ocorrência de nitrificação e desnitrificação dentro do WCV-FS, sem a necessidade de duas unidades distintas para realizar esse processo. Ficou mais evidente esse processo quando foi utilizada a altura de 40 cm.
- Os parâmetros DBO, DQO, Nitrogênio Amoniacal, Sólidos Totais, Coliformes totais e *E.coli*, apresentaram maior eficiência de remoção quando foi utilizada a altura de saturação de 40 cm.
- Os valores de eficiência (%), estiveram dentro do esperado pela literatura para *wetlands* construídos de fluxo vertical, assim como os parâmetros analisados que possuem limites de lançamento segundo o CONAMA 430/2011, apresentaram resultados em conformidade com a legislação pertinente.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ARAUJO, R. K.; WOLFF, D. B.; CARISSIMI, E. Fármacos em águas residuárias: efeitos ambientais e remoção em wetlands construídos. *Revista DAE*, v. 67, n. 218, 2019.
- BAGUR-GONZÁLEZ, M. G.; ESTEPA-MOLINA, C.; MARTÍN-PEINADO, F.; MORALES-RUANO, S. Toxicity assessment using *Lactuca sativa* L. bioassay of the metal(loid)s As, Cu, Mn, Pb and Zn in soluble-in-water saturated soil extracts from an abandoned mining site. *Journal of Soils and Sediments*, v. 11, n. 2, p. 281-289, 2011.
- BASSANI, L.; PELISSARI, C.; SILVA, A. R.; SEZERINO, P. H. Feeding mode influence on treatment performance of unsaturated and partially saturated vertical flow constructed wetland. *Science of the Total Environment*, v. 754, p. 142400, 2021.
- BRASIL, C. N. do M. A. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **CONAMA**: Brasil, n. 430, 11 maio 2011.
- BRIX, HANS; ARIAS, C. A.; DEL BUBBA, M. Media selection for sustainable phosphorus removal in subsurface flow constructed wetlands. *Water science and technology*, v. 44, n. 11-12, p. 47-54, 2001.
- CAVALHERI, P. S.; MACHADO, B; SILVA, T. F.; RODRIGUES, J. B. G.; GOZZI, F.; MAGALHÃES, F. J. C. OLIVEIRA, S.; CAVALVANTE, R. P.; MACHULEK, A. Optimization of a Combined System of Vertical Flow Constructed Wetland and Solar Photo-Fenton for Ketoprofen Removal in Sewage and Landfill Leachate. *Water Science*, v. 475, 146282, 2023.
- CIUPA, R. The experience in the operation of constructed wetlands in North-Eastern Poland. Proc. 5th Int. Conf. on Wetland Systems for Water Pollution Control, Anais... Vienna, Austria 2, IX6.1–IX6.8, 1996.
- CORNELLI, R. Análise e seleção de alternativas sustentáveis de esgotamento sanitário. Porto Alegre - RS: 2014.
- DECEZARO, S. T.; BASSANI, L. Hidrodinâmica e mecanismos de transferência e consumo de oxigênio em wetlands construídos verticais. In: Wetlands construídos como ecotecnologia para o tratamento de águas residuárias: experiências brasileiras. 1^a ed, 2021.
- DURÉ, G. M.; GARCÍA, L. M.; BONET, S. R.; FERREIRA, F.; SEZERINO, P. H.; ARIAS, T. L. Phytoremediation of pharmaceutical emerging contaminants in floating wetlands. *Reportes Científicos*, v.13, n. 2, p. 153-159, 2022.
- FARIA, R. S.; SILVA, H. D.; MELLO-ANDRADE, F.; PIRES, W. C.; DE CASTRO PEREIRA, F.; DE LIMA, A. P.; DE FÁTIMA OLIVEIRA SANTOS, S.; TEIXEIRA, T. M.; DA SILVA, P. F. F.; NAVES, P. L. F.; BATISTA, A. A.; DA SILVA OLIVEIRA, R. J.; REIS, R. M.; DE PAULA SILVEIRA-LACERDA, E. Ruthenium(II)/Benzonitrile Complex Induces Cytotoxic Effect in Sarcoma-180 Cells by Caspase-Mediated and Tp53/p21-

Mediated Apoptosis, with Moderate Brine Shrimp Toxicity. **Biological Trace Element Research**, v. 198, n. 2, p. 669-680, 2020.

FONDER, N. & HEADLEY, T., The taxonomy of treatment wetlands: A proposed classification and nomenclature system. **Ecological Engineering**, v. 51, p. 203-211, 2013.

FRAGA, R.; SAYAGO, D. A. V. Soluções baseadas na Natureza: uma revisão sobre o conceito. **Revista de Parcerias Estratégicas**, v. 25, n. 50, p. 67-82, 2020.

GONZÁLEZ, G.M. Efecto en la Variación de la Altura Laminar en la Remoción de Patógenos y Nitrógeno en Humedales Construidos de Flujo Subsuperficial Vertical Tratando Aguas Residuales Domésticas en Condiciones Tropicales. Trabajo de Grado de Maestría presentada a la escuela de postgrados. Facultad de Ciencias Ambientales. **Universidad Tecnológica de Pereira**, 129p. 2014.

HEBERER, T. Tracking persistent pharmaceutical residues from municipal sewage to drinking water. *Journal of Hydrology*, Berlim, n. 266, p. 175-189. 2001.

KADLEC, R. H. & WALLACE, S. D., **Treatment wetlands**. Boca Raton: CRC, Press 2th ed, Taylor & Francis Group, 1016 p., 2009.

LAURIUCHI, G. A. Remoção de cobre e zinco de um efluente sintético em wetland construído utilizando macrófita do cerrado e resíduo de cerâmica. 2021. 51 f. Dissertação (Mestrado) - **Universidade Federal de Uberlândia**, 2021.

LIBRALATO, G.; GHIRARDINI, A. V; AVEZZÙ, F. To centralise or to decentralise: An overview of the most recent trends in wastewater treatment management. **Journal of Environmental Management**, v. 94, n. 1, p. 61-68, fev. 2012.

MAIGA, Y.; VON SPERLING, M.; MIHELCIC, J. Constructed Wetlands. In: J.B. Rose and B. Jiménez-Cisneros, (eds) Global Water Pathogens Project. <http://www.waterpathogens.org> (C. Haas, J. Mihelcic and M. Verbyla) (eds) Part 4. Management of Risk from Excreta and Wastewater. Michigan State University, E. Lansing, MI, UNESCO. 2017. pp. 1-17.

MATAMOROS, V.; ARIAS, C.; BRIX, H.; BAYONA, J. M. Removal of Pharmaceuticals and Personal Care Products (PPCPs) from Urban Wastewater in a Pilot Vertical Flow Constructed Wetland and a Sand Filter. **Environ. Sci. Technol.**, v. 41, n. 23, p. 8171-8177, 2007.

MAZUCATO, V. S. H.; SANTOS, V. B.; CAVALHERI, P. S.; MAGALHÃES, F. J. C. Comportamento de wetland construído de fluxo vertical com fundo parcialmente saturado na remoção de matéria orgânica nitrogenada e fósforo. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 8, p. 56506-56520, 2020.

METCALF & EDDY. Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos. 5. ed. Porto Alegre, RS: AMGH, 2016, 1980 p.

MEYER, B. N.; FERRIGNI, N. R.; PUTNAM, J. E.; JACOBSEN, L. B.; NICHOLS, D. E.; MCLAUGHLIN, J. L. Brine shrimp: A convenient general bioassay for active plant constituents. **Planta Medica**, v. 45, n. 1, p. 31–34, 1982.

NAPOLEÃO, D. C.; MENDES CARNEIRO ZAIDAN, L. E.; RODRÍGUEZ-DÍAZ, J. M.; DA ROCHA SANTANA, R. M.; BRANCO DA SILVA DE MENDONÇA MONTENEGRO, M. C.; DA NOVA ARAÚJO, A.; BENACHOUR, M.; LINS DA SILVA, V. Use of the photo-Fenton process to discover the degradation of drugs present in water from the Wastewater Treatment Plants of the pharmaceutical industry. **Afinidad**, v. 75, n. 581, p. 23-31, 2018.

PELISSARI, C. Dinâmica microbiana nitrificante e desnitrificante em wetland construído vertical. Tese (Doutorado). **Universidade Federal de Santa Catarina**. Florianópolis, 2017.

PERONDI, T.; WOLFF, D. B.; DECEZARO, S. T.; ARAÚJO, R. K. Wetlands construídos para o tratamento de esgoto doméstico: uma análise comparativa do custo do ciclo de vida. **Ambiente Construído**, v. 20, n. 2, p. 175-189, 2020.

PERSOONE, G.; MARSALEK, B.; BLINOVA, I.; TÖRÖKNE, A.; ZARINA, D.; MANUSADZIANAS, L.; NALECZ-JAWECKI, G.; TOFAN, L.; STEPANOVA, N.; TOTHOVA, L.; KOLAR, B. A practical and user-friendly toxicity classification system with microbiotests for natural waters and wastewaters. **Environmental Toxicology**, v. 18, n. 6, p. 395-402, 2003.

SANTOS, A. B. Caracterização, tratamento e gerenciamento de subprodutos de correntes de esgotos segregadas e não segregadas em empreendimentos habitacionais. Fortaleza - CE: 2019.

SANTOS, M. O.; PELISSARI, C.; ROUSSO, B. Z.; FREITAS, M. N., SEZERINO, P. H. Avaliação dos dois primeiros anos de operação de um wetland construído vertical de fundo saturado aplicado no tratamento de esgoto sanitário. **Revista Tecnológica**, Santa Cruz do Sul, v. 22, n. 1, p. 25-29, 2018.

SANTOS, N. S.; MARQUIZA, L. F.; CALHEIROS, C. S. C.; CAVALHERI, P. S.; MACHADO, B. S.; CAVAZZANA, G. H.; FILHO, F. J. C. M. Diclofenac toxicity abatement in wastewater with solar disinfection: A study in the rural area of Brazil's central-west region. **Water**, p. 13, 2021.

SANTOS, R. F.; IRAZUSTRA, S. P.; TEIXEIRA, E. P.; DEGASPERI, F. T. Abordagem descentralizada para concepção de sistemas de tratamento de esgoto doméstico. **Revista Eletrônica de Tecnologia e Cultura**, ed.16, 2016.

SANTOS, V. B.; PAULO, P. L.; CAVALHERI, P. S.; LIMA, P. M.; MAGALHÃES, F. J. C. Avaliação quantitativa de risco microbiológico à saúde humana associado ao reúso de esgoto doméstico tratado por soluções baseadas na natureza. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, v. 9, n. 2, p. 105-110, 2021.

SCHOLZ, T. Cooperativismo de plataforma: Contestando a economia do compartilhamento corporativa São Paulo, SP: **Autonomia Literária**, 2016.

SEZERINO, P. H. Wetlands construídos empregados no tratamento descentralizado de esgotos. In: Exposição de Experiências Municipais em Saneamento, 18., Uberlândia, 2014. Anais [...] Uberlândia: ASSEMAE, 2014.

SEZERINO, P. H.; SILVA, A. R. Aplicabilidade dos wetlands construídos no tratamento de esgoto sanitário e doméstico. In: Wetlands construídos como ecotecnologia para o tratamento de águas residuárias: experiências brasileiras. 1^a ed, 2021.

SGROI, M.; PELISSARI, C.; ROCCARO, P.; SEZERINO, P. H.; GARCÍA, J.; VAGLIASINDI, F. G. A.; ÁVILA, C. Removal of organic carbon, nitrogen, emerging contaminants and fluorescing organic matter in different constructed wetland configurations. **Chemical Engineering Journal**, v. 332, p. 619-627, 2018.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO – SNIS. Diagnóstico dos serviços de água e esgotos. Site institucional, 2021.

VON SPERLING, M.; SEZERINO, P.H. (2018). Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil. **Boletim Wetlands Brasil**, Edição Especial, dezembro/2018. 65 p. ISSN 2359- 0548.

VYMAZAL, J. Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. **Hydrobiologia**, v. 674, p. 133-156, 2011.

ZORITA, I.; ORTIZ-ZARRAGOITIA, M.; APRAIZ, I.; CANCIO, I.; ORBEA, A.; SOTO, M.; MARIGÓMEZ, I.; CAJARAVILLE, M. P. Assessment of biological effects of environmental pollution along the NW Mediterranean Sea using red mullets as sentinel organisms. **Environmental Pollution**, v. 153, n. 1, p. 157-168, 2008.

CAPÍTULO II: Produção de *Moringa oleifera* Lam. irrigada com águas residuárias tratadas por um *wetland* construído de fluxo vertical com fundo parcialmente saturado

RESUMO

Conhecida por ser uma planta de importância econômica na indústria alimentícia e farmacêutica, a moringa possui ótimas qualidades nutricionais sendo considerada um bom suplemento na alimentação animal. Com base nisso, o cultivo da espécie se torna vantajoso, sendo necessária a busca por formas sustentáveis de realizá-lo. Este trabalho teve como objetivo avaliar o crescimento de mudas de *Moringa oleifera* Lam. com diferentes tipos de adubação e irrigação. O delineamento experimental foi em blocos com esquema fatorial 12 x 5, sendo 12 tratamento e 5 repetições por tratamento, totalizando 60 unidades. A irrigação foi realizada com água, efluente tratado por um reator UASB (E-UASB) e efluente tratado por um *wetland* construído de fluxo vertical com fundo saturado (E-WC). A adubação foi dividida em: testemunha, NPK, bioassólido e bioassólido + NPK. Durante o experimento foram realizadas 3 podas com um intervalo de 3 meses. Nos dados obtidos nos 3 períodos avaliados a combinação da irrigação com água e sem adição de adubos químicos ou bioassólido, apresentou a maior porcentagem de MS. Em relação a proteína bruta, os maiores valores foram: tratamento com E-WC e bioassólido + NPK (15,8% - primeira poda); tratamento com E-WC e bioassólido + NPK (30,6% - segunda poda) e tratamento com E-UASB e bioassólido + NPK (29% - época 3). Para FDA e FDN, todos os tratamentos apresentaram resultados dentro dos limites das porcentagens apontadas na literatura. Esses parâmetros não podem ser elevados, pois um alto teor prejudica a digestibilidade e o aproveitamento da moringa como alimento. De forma geral, foi possível verificar que o uso das águas residuárias e da adubação seja química ou com bioassólido, não afeta negativamente a produção de *Moringa oleifera* em relação aos parâmetros (MS, MO, PB, FDA e FDN) avaliados e os tratamentos utilizados podem atuar como fonte de nutrientes, possibilitando uma produção sustentável.

Palavras-chave: alimento alternativo, produtividade, reuso agrícola.

ABSTRACT

Known for being a plant of economic importance in industry food and pharmaceutical, moringa has excellent nutritional qualities and is considered a good supplement in animal feed. Based on this, the cultivation of the species becomes advantageous, making it necessary to search for sustainable ways to carry it out. This work aimed to evaluate the growth of seedlings *Moringa oleifera* with different types of fertilization and irrigation. The experimental design was in blocks with a 12 x 5 factorial scheme, with 12 treatments and 5 replications per treatment, totaling 60 units. Irrigation was carried out with water, effluent treated by a UASB reactor (E-UASB) and effluent treated by a wetland constructed of vertical flow with a saturated bottom (E-WC). Fertilization was divided into: control, NPK, biosolids and biosolids + NPK. During the experiment, 3 prunings were carried out with an interval of 3 months. In the data obtained in the 3 periods evaluated, the combination of irrigation with water and without the addition of chemical fertilizers or biosolids, presented the highest percentage of DM. In relation to crude protein, the highest values were: treatment with E-WC and biosolids + NPK (15.8% - first cut); treatment with E-WC and biosolids + NPK (30.6% - second cut) and treatment with E-UASB and biosolids + NPK (29% - season 3). It is important to point out that the higher the protein levels, the better it is for the diet. For FDA and NDF, all treatments presented results within the limits of the percentages indicated in the literature. These parameters cannot be increased, as a high content impairs the digestibility and use of moringa as food. In general, it was possible to verify that the use of wastewater and fertilization, whether chemical or with biosolids, does not negatively affect the production of *Moringa oleifera* in relation to the parameters (MS, MO, CP, FDA and NDF) evaluated and the treatments used. They can act as a source of nutrients, enabling sustainable production.

Keywords: alternative food, productivity, agricultural reuse.

INTRODUÇÃO

A água é um recurso essencial para atender às necessidades humanas, e seu consumo cresce proporcionalmente ao aumento populacional e ao desenvolvimento econômico. Essa demanda crescente, aliada às mudanças climáticas derivadas do aquecimento global, apresenta desafios significativos, como a escassez de água em diversas regiões devido ao aumento das temperaturas. Além disso, a ausência de tratamento adequado dos esgotos gerados contribui para a poluição dos mananciais, impactando tanto a quantidade quanto a qualidade da água disponível (SANTOS et al., 2023).

Segundo dados da Agenda Nacional de Águas (ANA, 2021), a irrigação representa aproximadamente 50% da captação total de água de fontes superficiais e subterrâneas no Brasil, enquanto o abastecimento urbano, por exemplo, contribui com 24% do volume total retirado. Essa proporção da irrigação assemelha-se à média global.

O emprego crescente do reuso dos efluentes finais provenientes de estações de tratamento de esgotos (ETEs) na irrigação agrícola é observado devido à sua capacidade de oferecer uma fonte confiável de água. Além disso, essa prática representa uma fonte econômica de nutrientes, contribuindo para a redução dos custos associados aos fertilizantes industriais (MAINARDIS et al., 2022).

O uso de águas residuárias tratadas amplia a disponibilidade hídrica para atividades agrícolas, resultando na redução do consumo de água potável. Essa prática assegura não apenas a nutrição adequada das plantas e a ciclagem eficiente de nutrientes, mas também aprimora a fertilidade do solo. Além de contribuir para mitigar os impactos ambientais ocasionados pelo lançamento de efluentes nos corpos hídricos (KESARI et al., 2021; MARGENAT et al., 2017).

O Brasil ocupa a quarta posição entre os maiores consumidores de fertilizantes no mundo. No entanto, as importações de NPK (percentual em relação ao consumo total) aumentaram de 32% em 1988 para aproximadamente 70% em 2015 e ultrapassaram os 80% em 2020, atingindo um valor superior a 9 bilhões de dólares (FARIAS et al., 2021).

Considerando a escala da produção agrícola e a escala relacionada do uso de fertilizantes, atualmente não é possível substituir completamente fertilizantes químicos com nutrição de plantas a partir de águas residuárias tratadas. Contudo, a introdução

gradual dessa solução é um importante passo em frente na implementação prática da economia circular e produção agrícola sustentável. Ainda existem limitações organizacionais e tecnológicas nessa área, sendo necessários novos progressos (CHOJNACKA et al., 2020),

Além do uso de águas residuárias tratadas, outra possibilidade de obter fertilizantes de forma sustentável é por meio do uso do lodo gerado nas ETEs. O lodo de esgoto é um subproduto do tratamento de esgoto, constituindo resíduos orgânicos ricos em nutrientes e tornando-se um desafio para as ETEs em relação ao seu destino. Usualmente, grande parte desses resíduos é incinerada ou depositada em aterros sanitários, geralmente distantes das estações de tratamento (SPEROTTO et al., 2023; LACERDA et al., 2021; PEDROZA et al., 2019).

Conforme Lins et al., (2022), a utilização do lodo na agricultura não apenas representa uma disposição ambientalmente sustentável do rejeito sólido da ETE, mas também proporciona um benefício econômico positivo para as atividades agrícolas. Isso ocorre ao servir como adubo para tanto pequenos quanto grandes agricultores, promovendo um crescimento e desenvolvimento saudáveis das culturas.

A moringa, originária da Índia, foi disseminada em países como Tailândia, Malásia e Paquistão, entre outros (BENEDITO et al., 2008). No Brasil, a espécie foi introduzida por volta de 1950 (SILVA et al., 2013) e encontrada em diversas regiões do Nordeste, especialmente no Piauí, Maranhão e Ceará. Essa planta apresenta uma variedade de benefícios e utilizações, desde aplicações medicinais até alimentares (LISITA et al., 2018; RAJANANDH et al., 2012).

Destaca-se entre os usos da moringa a sua aplicação na alimentação animal. A Embrapa Pantanal realiza pesquisas com forrageiras de alto teor de proteína para a alimentação do gado durante períodos de seca, e a moringa tem se destacado entre as diversas espécies estudadas. Isso se deve à sua capacidade de atingir o ponto de corte em apenas seis meses, ser de fácil cultivo, possuir hastes flexíveis, facilitando o manejo para o corte, e ser resistente a pragas (BRUNELLI, 2010).

Diante desse contexto, o objetivo deste estudo foi avaliar a utilização de águas residuárias (proveniente de um *wetland* construído de fluxo vertical com fundo saturado) e do lodo gerado por uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) na produção de *Moringa oleífera* Lam.

MATERIAIS E MÉTODOS

Local do experimento

O experimento foi realizado na base de pesquisa da Universidade Católica Dom Bosco, localizada em Campo Grande, Mato Grosso do Sul, nas coordenadas geográficas de 20°23'13.17"S e 54°36'33.78"O.

Produção das mudas de moringa

As mudas de moringa foram produzidas a partir de sementes, as quais foram inseridas em tubetes contendo substrato composto por esterco orgânico de aves e equinos, da própria Fazenda Escola. A semeadura envolveu o posicionamento de uma semente por célula, a uma profundidade de 1 cm. A germinação das plântulas ocorreu aproximadamente 10 dias após a semeadura, alcançando uma taxa em torno de 80%. Durante o período entre a semeadura e a emergência, os tubetes foram irrigados diariamente, recebendo aproximadamente 50 mL de água por tubete. A fonte de água utilizada provém de uma lagoa localizada na base de pesquisa e possui as características qualitativas descritas na Tabela 1. A água utilizada serviu como testemunha no estudo, pois não se tratava de efluente tratado.

Tabela 1. Caracterização das águas residuárias utilizadas na irrigação das moringas.

Parâmetros	Água	E-UASB	E-WC
Temperatura (°C)	26,0	27,2±4,4	27,9±3,9
pH	7,95	7,1±0,1	6,9±0,1
DQO (mg L ⁻¹)	37,5	331,24±70,95	52,06±27,15
DBO (mg L ⁻¹)	0,2	103,2±20,1	15,02±12,76
NT (mg L ⁻¹)	2,44	71,14±19,78	39,65±11,55
NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	0,03	0,02±0,02	0,1±0,09
NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	1,64	1,44±0,91	10,31±5,64
NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	< 0,1	59,77±10,68	14,87±6,93
P (mg L ⁻¹)	0,02	5,42±1,08	2,57±1,06

Água: água superficial proveniente de lagoa; E-WC – efluente tratado pelo *wetland* construído; E-UASB – efluente tratado pelo reator UASB.

Delineamento experimental

O delineamento experimental foi em blocos ao acaso, seguindo um esquema factorial 3 x 4, composto por 12 tratamentos e 5 repetições por tratamento, totalizando 60 unidades de vasos. Estes foram instalados em uma casa de vegetação nas instalações da referida base de pesquisa. A Tabela 2 mostra como ficaram distribuídos os tratamentos.

Tabela 2. Descrição dos tratamentos utilizados no experimento.

Tratamento	Substrato	Adubação	Irrigação
T1	Solo	Testemunha	Água
T2	Solo	NPK	Água
T3	Solo	Biossólido	Água
T4	Solo	NPK + Biossólido	Água
T5	Solo	Testemunha	E-WC
T6	Solo	NPK	E-WC
T7	Solo	Biossólido	E-WC
T8	Solo	NPK + Biossólido	E-WC
T9	Solo	Testemunha	E-UASB
T10	Solo	NPK	E-UASB
T11	Solo	Biossólido	E-UASB
T12	Solo	NPK + Biossólido	E-UASB

Testemunha: ausência de adubo; NPK: nitrogênio, fósforo e potássio; Água: água superficial proveniente de lagoa; E-WC – efluente tratado pelo *wetland* construído; E-UASB – efluente tratado pelo reator UASB.

Transplantio para os vasos

Após atingirem um crescimento de aproximadamente 10 a 15 cm de altura, as mudas foram transplantadas para vasos plásticos contendo 30 dm³ de solo (Figura 1).



Figura 1. Disposição dos tratamentos na casa de vegetação.

O solo utilizado nos vasos foi amostrado na Fazenda Escola da Universidade Católica Dom Bosco, e pertence à classe de Neossolo Quartzarênico, com textura predominantemente arenosa. As propriedades específicas desse solo estão detalhadas na Tabela 3.

Tabela 3. Análise química do solo utilizado no experimento.

N	M.O	pH CaCl ₂	P	K	Ca	Mg	H+Al	S.B	CTC
mg Kg ⁻¹	g dm ⁻³		mg dm ⁻³			mmolc dm ⁻³			
1337	11,5	6	3	53,3	27	16	14	44	58
V	m	B	Cu	Fe	Zn	Mn	Argila	Areia	Silte
%			mg dm ⁻³				g Kg ⁻¹		
76	2	0,18	3,05	11,44	0,3	8,04	335	586	79

N: nitrogênio; M.O: matéria orgânica; CaCl₂: cloreto de cálcio; P: fósforo; K: potássio; Ca: cálcio; Mg: manganês; H+Al: acidez potencial/ S.B: soma das bases; CTC: capacidade de troca de cátions; V: saturação por bases; m: de saturação por alumínio; B: boro; Cu: cobre; Fe: ferro; Zn: zinco; Mn: manganês

Podas e Avaliação do crescimento das mudas

Durante o experimento foram realizadas duas podas nas moringas, com intervalo de 3 meses entre cada poda. Dessa forma, a poda foi realizada em uma altura de 30 cm do coletor, onde foi feita separação da parte aérea das moringas.

Para acompanhar o desenvolvimento das mudas em relação à sua altura, foi utilizada uma trena que possibilitou a medição de cada planta. As medições foram realizadas mensalmente.

Adubação

Cada tratamento foi replicado em 5 unidades experimentais, e, nesse contexto, a referência à testemunha diz respeito aos vasos que não foram submetidos à adubação. Já nos tratamentos identificados como NPK, foram aplicados 5g de ureia como fonte de nitrogênio, 84g de fósforo e 26g de potássio, conforme as recomendações de Voltaire (2016). No que se refere aos tratamentos que incluíam biofertilizante na adubação, seguiu-se a Resolução CONAMA Nº 498/2020, que estabelece critérios e procedimentos para a produção e aplicação de biofertilizantes em solos. Essa escolha foi embasada em cálculo específico, conforme a Resolução, descrito abaixo:

$$Taxa\ de\ aplicação\ (t\ ha^{-1}) = \frac{N\ recomendado\ (kg\ ha^{-1})}{N\ disponível\ (kg\ t^{-1})}$$

Em que:

N recomendado = quantidade de nitrogênio recomendada para a cultura

N disponível = nitrogênio disponível, cálculo conforme o anexo 3 da Resolução CONAMA 375/06.

Irrigação

A irrigação foi conduzida de forma intercalada e semanal. Além do uso de biofertilizante como fonte de nutrientes, empregaram-se dois tipos de águas residuárias: o esgoto tratado por *wetlands* construídos (E-WC) e o esgoto coletado antes do tratamento, após passar por um reator UASB (E-UASB). A descrição qualitativa de ambos pode ser encontrada na Tabela 1, já mencionada.

Os efluentes foram recolhidos semanalmente, armazenados em recipientes plásticos e transportados até a Fazenda Escola. Cada vaso recebeu 1 litro do eluente

específico designado, de acordo com os tratamentos previamente estabelecidos para o estudo, conforme indicado na Tabela 2.

Análises

Após cada poda das moringas, amostras foram coletadas e encaminhadas ao laboratório para análises da composição bromatológica. As amostras foram pesadas inicialmente e, em seguida, submetidas a um período de secagem em estufa a uma temperatura de 65°C por 72 horas. Posteriormente, as amostras foram pesadas novamente para determinar a matéria seca, sendo posteriormente moídas em moinho Willey (peneira de malha de 1 mm) e armazenadas em sacos plásticos individuais para cada amostra.

Foram conduzidas duas campanhas (cada campanha de análise foi realizada após sua respectiva poda) de análises na parte aérea (folhas) das plantas. Os parâmetros analisados incluíram os teores de matéria seca (MS), matéria orgânica (MO) e proteína bruta (PB), determinados de acordo com os métodos 930.15, 942.05 e 976.05, respectivamente (AOAC, 2000). Além disso, os teores de fibra em detergente neutro (FDN) e fibra em detergente ácido (FDA) foram avaliados conforme os métodos descritos por Licitra et al., (1996) e Mertens, (2002).

Análise Estatística

Os resultados das avaliações de crescimento e das bromatológicas foram submetidos à análise de variância, sendo a média das variáveis significativas submetidas ao teste de Tukey a 5% ($p < 0,05$) de probabilidade. Como ferramenta de auxílio às análises estatísticas adotou-se o programa SISVAR.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Com base nos resultados da análise estatística, pode-se verificar que houve interação significativa ($p < 0.05$) entre o tipo de irrigação utilizada e o tipo de adubação. A Figura 2 evidencia o crescimento (cm) da moringa para cada tratamento utilizado no estudo.

Na avaliação do crescimento, o melhor resultado antes e depois de ser realizada a primeira poda, ocorreu quando a combinação realizada foi a irrigação com efluente tratado pelo reator UASB com solo adubado com NPK (T10). Contudo, no período após a primeira poda, os dados obtidos apontam que o efluente pós-tratamento pelo reator UASB também pode ser combinado com a adubação NPK+Biossólido (T12).

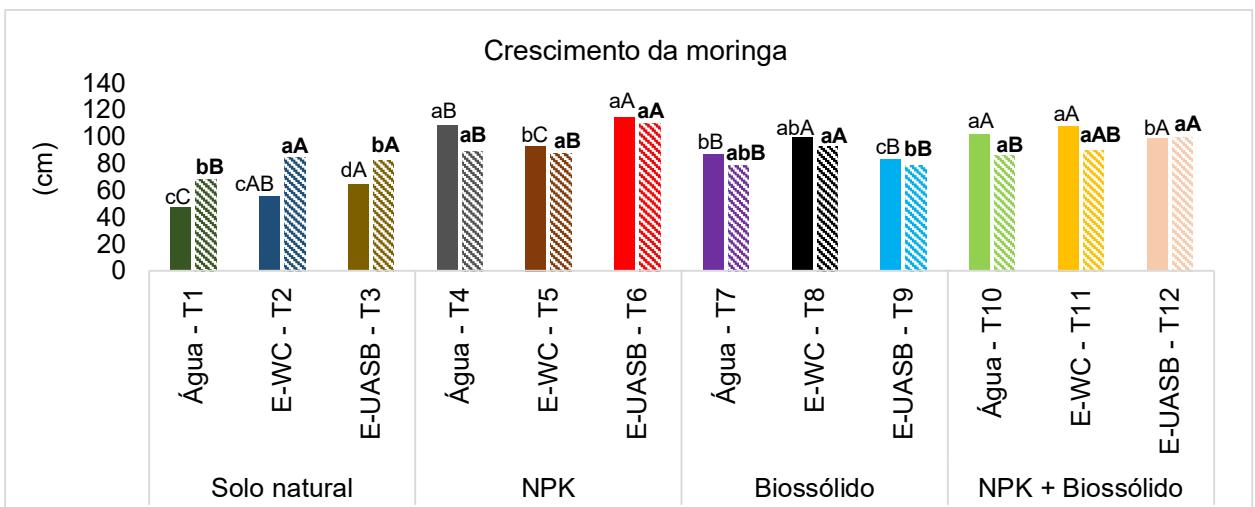


Figura 2: Crescimento da moringa para cada tratamento.

Solo natural: sem adição de adubo; NPK: nitrogênio, fósforo e potássio; Água: água superficial proveniente de lagoa; E-WC – efluente tratado pelo *wetland* construído; E-UASB – efluente tratado pelo reator UASB. As colunas com preenchimento sólido são referentes a primeira poda. Enquanto as colunas com hachura são referentes a segunda poda.

Foram realizadas as análises para determinar o teor de Matéria Seca (MS), Matéria Orgânica (MO), Proteína Bruta (PB), Fibra em Detergente Ácido (FDA) e Fibra em Detergente Neutro (FDN). A análise estatística foi realizada pelo teste Tukey com nível de significância de 5%.

A moringa apresenta variações em sua composição, esse fato pode ser atribuído por diversos fatores como, a localidade, fase do crescimento e estágio de maturidade após a colheita, diferenças na composição do solo e também as condições

climáticas que podem influenciar a absorção de nutrientes pelas plantas (SANCHEZ-MACHADO et al., 2010; OGBE et al., 2011; YAMÉOGO et al., 2011; MOREKI et al., 2014).

Matéria Seca

A porcentagem de matéria seca na moringa, refere-se à parte de uma substância que permanece após a remoção de toda a umidade. Na moringa, a matéria seca é composta por vários componentes, como proteínas, fibras, minerais e outros nutrientes. Através da porcentagem de MS, pode-se verificar por exemplo, a quantidade necessária para um animal se alimentar.

Em relação aos teores de MS (Figura 3), por meio da análise estatística, foi possível observar que na primeira poda houve interação significativa ($p < 0.05$) entre os tratamentos. O melhor resultado, segundo a análise estatística, ocorreu quando a combinação realizada foi a que o solo não havia sido previamente adubado e a irrigação se dava com o efluente tratado pelo reator UASB (T9). No entanto, esse tratamento não superou o valor de referência, que é a testemunha (T1), pois ambos não se diferem estatisticamente.

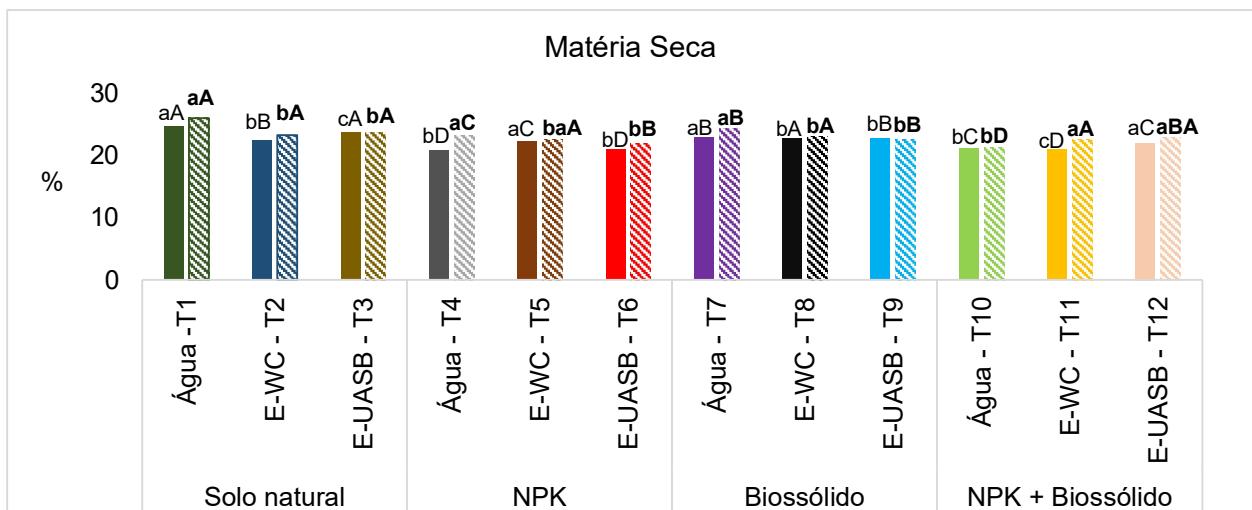


Figura 3: Percentual de Matéria Seca em cada tratamento.

Solo natural: sem adição de adubo; NPK: nitrogênio, fósforo e potássio; Água: água superficial proveniente de lagoa; E-WC – efluente tratado pelo *wetland* construído; E-UASB – efluente tratado pelo reator UASB. As colunas com preenchimento sólido são referentes a primeira poda. Enquanto as colunas com hachura são referentes a segunda poda.

Na segunda poda, ainda para o teor de MS, também houve interação significativa ($p < 0.05$) entre os tratamentos. Neste caso, o melhor tratamento,

segundo a análise estatística, ocorreu quando a combinação realizada foi a que o solo havia sido adubado com biossólido e irrigado com água (T3). Porém, esse tratamento não superou o valor de referência, que é a testemunha (T1), pois a testemunha apresentou maior teor de matéria seca. Dessa forma o tratamento citado seria a melhor opção após a testemunha.

Vale ressaltar que segundo Fuglie (2001) e Hidra (2002), para a quantidade de MS, a moringa pode ter um desenvolvimento satisfatório sem a necessidade de fertilização.

Matéria Orgânica

Para o teor de Matéria Orgânica (Figura 4), apenas na primeira poda, as variáveis efluentes e adubo isoladamente, apresentaram significância abaixo de 5%. Já na segunda poda, não houve interação significativa ($p > 0.05$). Com base nisso, o que se pode observar é que para esse parâmetro o tipo de irrigação e adubo utilizados não interfere no resultado.

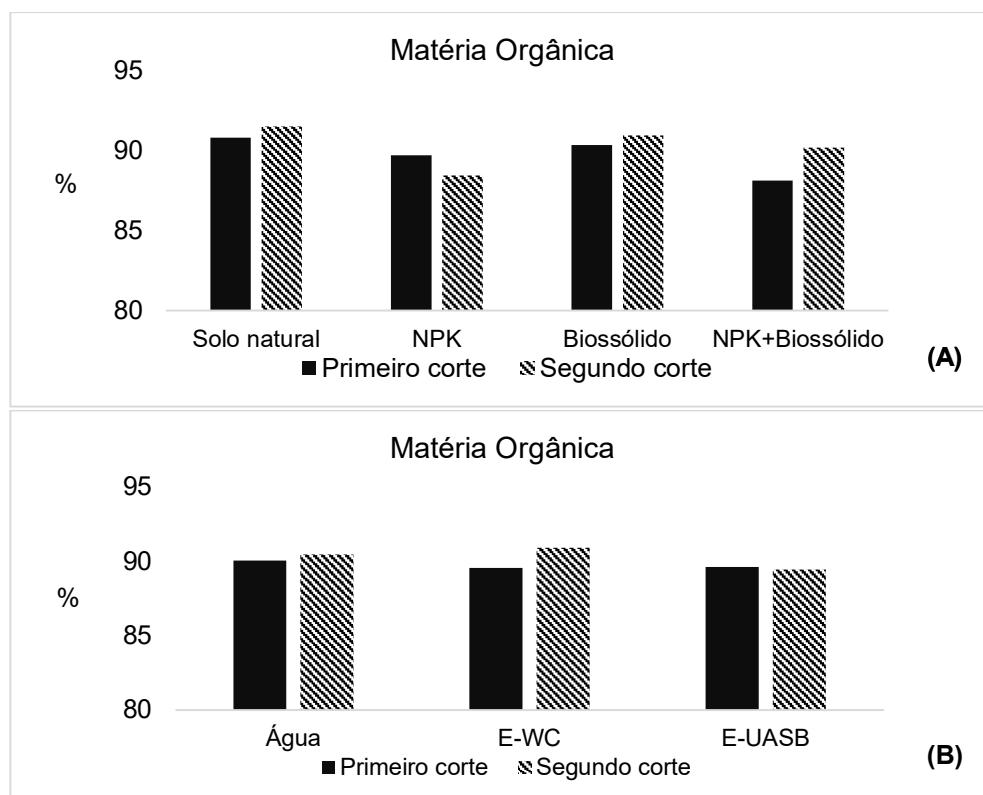


Figura 4: Percentual de Matéria Orgânica em cada tratamento em relação ao tipo de irrigação (A) e tipo de adubação (B).

Proteína Bruta

Na análise de Proteína Bruta (Figura 5), em ambas as podas os resultados apresentaram interação significativa ($p < 0.05$). Foi possível observar que na segunda poda os níveis de proteína atingiram os valores acima de 20%. O teor de proteína na moringa pode variar dependendo de fatores como a região de cultivo, as condições do solo e outros elementos ambientais. De forma geral, conforme a literatura, as folhas de moringa podem conter entre 20% e 30% de proteína em peso seco.

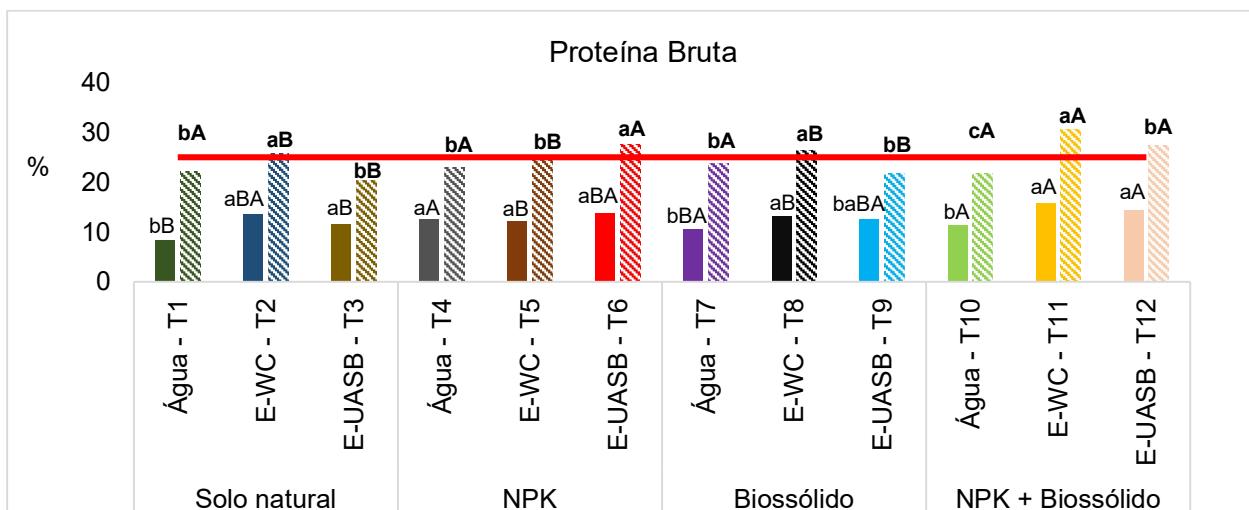


Figura 5: Percentual de Proteína Bruta em cada tratamento.

Solo natural: sem adição de adubo; NPK: nitrogênio, fósforo e potássio; Água: água superficial proveniente de lagoa; E-WC – efluente tratado pelo *wetland* construído; E-UASB – efluente tratado pelo reator UASB. As colunas com preenchimento sólido são referentes a primeira poda. Enquanto as colunas com hachura são referentes a segunda poda. Linha vermelha corresponde à média de 25% de PB encontrada na literatura.

Na primeira poda, os resultados apontaram que o uso da adubação com NPK+Biossólido foi a melhor opção quando a irrigação foi feita com E-WC ou E-UASB (T8 e T12). Em ambos os casos, os teores de proteína obtidos, foram melhores. Enquanto na segunda poda a adubação com NPK+Biossólido apresentou o melhor resultado quando a irrigação foi feita com E-WC (T8).

Para o teor proteico observa-se na literatura variações entre 15 e 30% (LAVOR 2022; MOYO et al., 2011; ALIKWE et al., 2013). As informações sobre os dados da composição nutricional da moringa em relação a proteína bruta, apontam que o teor é considerado baixo com 10,74% (VALDEZ-SOLANA et al., 2015) e alto com 30,29% (MOYO et al., 2011). Segundo informações obtidas por análises feitas no laboratório

da Embrapa Pantanal (2018), é sugerido que a moringa possua em média: 24,5% de Proteína Bruta (PB).

Alves (2021), encontrou valores de proteína similares quando avaliou o cultivo de moringa sem adubação (34,76%), com adubo químico (35,72%) e com adubação com biofertilizante (36,74%). Dessa forma, pode-se observar que o uso de águas residuárias e adubação com biofertilizante, apresentam um desempenho satisfatório em relação a quantidade de proteína disponível na planta, sendo esse um parâmetro muito importante no cultivo da espécie.

Fibra em Detergente Ácido

Para o teor de Fibra em Detergente Ácido (Figura 6), é necessário pontuar que para esse parâmetro o percentual encontrado nas folhas da moringa não deve ultrapassar 40%, pois a FDA é formada pela celulose e lignina, esses dois compostos tornam a planta menos digestível, portanto, quanto maior o teor de FDA em um alimento menor será sua digestibilidade e qualidade (VAN SOEST, 1994). O baixo nível de fibra torna os alimentos mais digestíveis. Avaliando os dados obtidos para esse parâmetro, pode-se afirmar que em todos os tratamentos os valores se mantiveram dentro dessa faixa, isso porque os maiores valores encontrados através da análise laboratorial, foram menores que 40%.

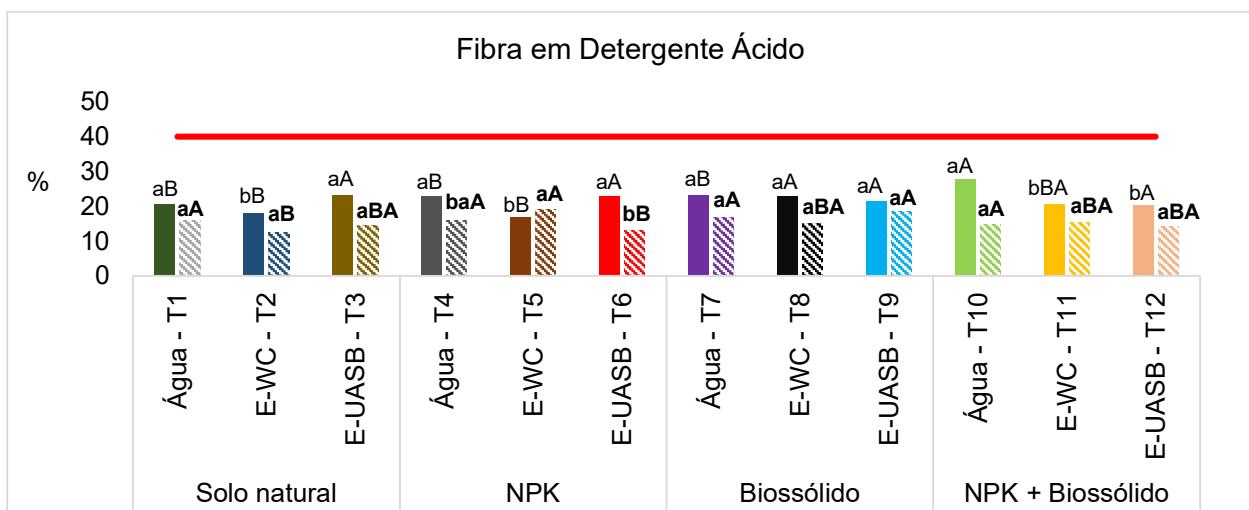


Figura 6: Percentual de Fibra em Detergente Ácido em cada tratamento. Solo natural: sem adição de adubo; NPK: nitrogênio, fósforo e potássio; Água: água superficial proveniente de lagoa; E-WC – efluente tratado pelo *wetland* construído; E-UASB – efluente tratado pelo reator UASB. As colunas com preenchimento sólido são referentes a primeira poda. Enquanto as colunas com hachura são referentes a segunda poda. Linha vermelha: corresponde ao valor máximo de 40% para FDA (VAN SOEST, 1994).

Nas duas podas realizadas, os resultados apresentaram interação significativa ($p < 0.05$). Na primeira, os tratamentos que apresentaram o maior valor foi a irrigação com E-UASB independentemente do tipo de adubo (T9, T10, T11 e T12), pois não houve diferença estatística entre eles. Contudo, nenhum dos tratamentos ultrapassou o percentual de 40%, conforme mencionado anteriormente.

Já na segunda poda, foi possível observar uma redução geral no teor de FDA. Isso não é um problema, por ser um parâmetro que trata a digestibilidade para o animal que irá consumir as folhas da moringa. Porém, é importante mencionar que os tratamentos que apresentaram o maior teor de FDA foram com a irrigação com o efluente E-WC combinada com os adubos NPK, Biossólido ou NPK+Biossólido (T6, T7 e T8), pois não apresentaram diferença na estatística. No entanto, nenhum dos tratamentos ultrapassou o percentual de 40%, conforme mencionado anteriormente.

Fibra em Detergente Neutro

Em relação ao teor de Fibra em Detergente Neutro (Figura 7), nas duas podas realizadas, os resultados apresentaram interação significativa ($p < 0.05$). Assim como a FDA, existe um percentual para FDN que não deve ser excedido, nesse caso, o valor é de 60 % (VAN SOEST, 1994). Na primeira poda, o maior valor obtido foi quando o adubo utilizado foi o Biossólido irrigado com E-UASB (T11), contudo, por meio da análise estatística, nota-se que não há diferença quando o adubo utilizado for NPK (T10). Já para a segunda poda, o uso de NPK+Biossólido apresenta os maiores valores, independentemente do tipo de irrigação utilizada (T4, T8 e T12), visto que não há diferença estatística nesse caso. No entanto, ressalta-se que em nenhum dos tratamentos o teor de FDN ultrapassou o limite de 60%.

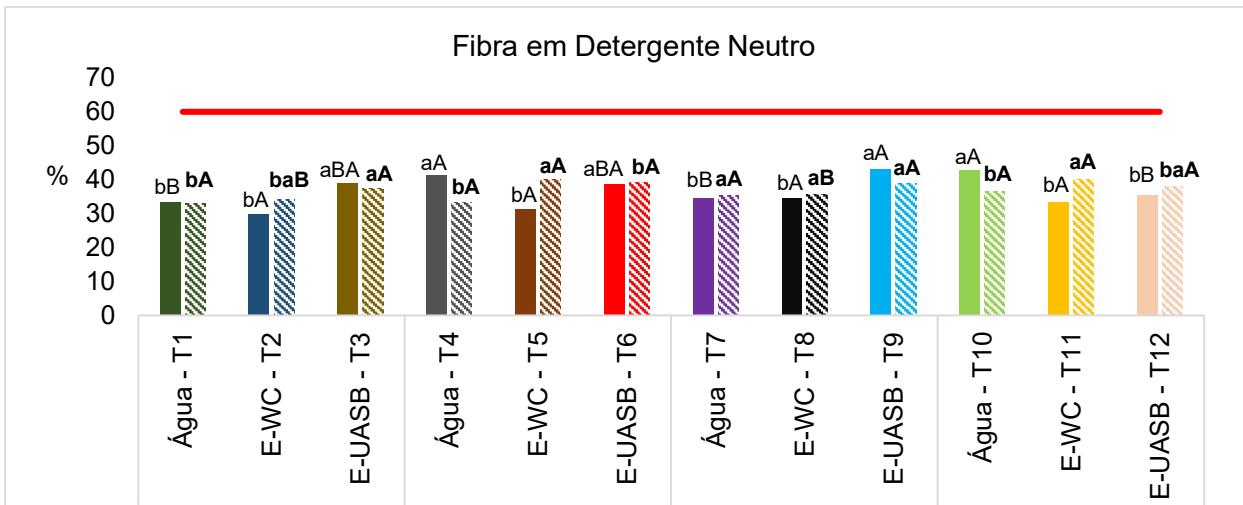


Figura 7: Percentual de Fibra em Detergente Neutro em cada tratamento.

Solo natural: sem adição de adubo; NPK: nitrogênio, fósforo e potássio; Água: água superficial proveniente de lagoa; E-WC – efluente tratado pelo *wetland* construído; E-UASB – efluente tratado pelo reator UASB. As colunas com preenchimento sólido são referentes a primeira poda. Enquanto as colunas com hachura são referentes a segunda poda. Linha vermelha: corresponde ao valor máximo de 60% para FDN (VAN SOEST, 1994).

CONCLUSÕES

Com base nos dados obtidos, nos dois períodos avaliados a combinação da irrigação com água e sem adição de adubos químicos ou biofertilizante, apresentou a maior porcentagem de MS.

Em relação a proteína bruta, os maiores valores foram: tratamento com E-WC e biofertilizante + NPK (15,8% - primeira poda); tratamento com E-WC e biofertilizante + NPK (30,6% - segunda poda). É importante salientar que quanto maior os níveis de proteína, melhor é para a alimentação.

Para FDA e FDN, todos os tratamentos apresentaram resultados dentro dos limites das porcentagens apontadas na literatura. Esses parâmetros não podem ser elevados, pois um alto teor prejudica a digestibilidade e o aproveitamento da moringa como alimento.

Por fim, pode-se concluir que o uso de águas residuárias e adubação com biofertilizante, apresentam um desempenho satisfatório em relação a quantidade de proteína disponível na moringa, sendo esse um parâmetro muito importante no cultivo da espécie. Na análise desse parâmetro, verificou-se que o uso das águas residuárias (E-WC e E-UASB), podem ser combinadas com a adubação NPK+Biofertilizante.

Ressalta-se que a combinação mencionada não afeta negativamente os demais parâmetros avaliados na análise bromatológica da moringa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALIKWE, P. C. N.; OMOTOSHO, M. S. An evaluation of the proximate and phytochemical composition of *Moringa oleifera* leaf meal as potential feedstuff for non ruminant livestock. **Agrosearch**, v. 13 n. 1, p. 17-27, 2013.
- ALVES, R. T. B. Uso de Biossólido e Moringa Oleífera Lamarck em Sistema Silvipastoril como Alternativa na Recuperação de Pastagem Degrada. Dissertação (Mestrado). **Universidade Católica Dom Bosco**. Campo Grande, 2021.
- BENEDITO, C. P.; RIBEIRO, M. C.; TORRES, S. B. Salinidade na germinação de semente e no desenvolvimento das plântulas de moringa (*Moringa Oleifera Lam.*). **Revista Ciência Agronômica**, v. 39, n. 3, p. 463-467, 2008.
- BRUNELLI, R. Moringa é alternativa de alimentação para o gado na seca. Corumbá, MS, **EMBRAPA Pantanal**, 2010.
- CHOJNACKA, K. W.; MOUSTAKAS, K.; WITEK-KROWIAK, A. Bio-based fertilizers: a practical approach towards circular economy. **Bioresource Technology**, v. 295: 122223, 2020.
- FARIAS, P. I. V.; FREIRE, E.; CUNHA, A. L. C.; POLIDORO, J. C.; ANTUNES, A. M. S. Input assurance for Brazilian food production. **Fertilizer Focus**, v. 38, n. 1, p. 52-54, 2021.
- FUGLIE, L. J. The Miracle Tree: *Moringa oleifera*: Natural Nutrition for the Tropics. Church World Service, Dakar. 68 pp.; revised in 2001 and published as The Miracle Tree: The Multiple Attributes of Moringa, p.172, 1999.
- KESARI, K. K.; SONI, R.; JAMAL, Q. M. S.; LAL, P. T. J. A.; JHA, N. K.; SIDDIQUI, M. H.; KUMAR, P.; TRIPATHI, V.; ROUKOLAINEN, J. Wastewater Treatment and Reuse: a Review of its Applications and Health Implications. **Water Air Soil Pollut**, v. 232, n. 208, 2021.
- LACERDA, S. M. P.; SILVA, J. O.; ROCHA, F. A.; OLIVEIRA, J. T.; SILVA, T. O.; NORONHA, R. H. F.; SANTOS, L. M.; SOUZA, V. L. Lodo de esgoto da ETE como fonte de nitrogênio na cultura da margarida (*leucanthemum maximum*). **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 12, p. 121518-121529, 2021.
- LAVOR, A. W. Educação agrícola: influência de estudo experimental com *Moringa oleifera* (Lam.) na alimentação de frangos de corte no processo de ensino-aprendizagem de discentes de curso técnico integrado em agropecuária. Dissertação (Mestrado). **Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro**, Seropédica, 2022.
- LICITRA, G.; HERNANDEZ, T.M.; VAN SOEST, P.J. Standardization of procedures for nitrogen fractionation of ruminant feed. **Animal Feed Science Technological**, v.57, n.4, p.347-358, 1996.

- LINS, K. J. P.; LINS, M. A. F. Saneamento básico: impacto do esgoto despejado na orla de Olinda-PE. **Holos Environment**, v. 19, n. 2, p. 220-234, 2019.
- LISITA, F. O.; JULIANO, R. S.; MOREIRA, J. S. Cultivo e processamento da Moringa na alimentação de bovinos e aves. **Circular Técnica, 119, Embrapa**, 2018.
- MAINARDIS, M.; CECCONET, D.; MORETTI, A.; CALLEGARI, A.; GOI, D.; FREGUIA, S.; CAPODAGLIO, A. G. Wastewater fertigation in agriculture: Issues and opportunities for improved water management and circular economy. **Environmental Pollution**, v. 296, 118755, 2022.
- MARGENAT, A.; MATAMOROS, V.; DÍEZ, S.; CAÑAMERAS, N.; COMAS, J.; BAYONA, J. M. Occurrence of chemical contaminants in peri-urban agricultural irrigation waters and assessment of their phytotoxicity and crop productivity. **Science of the Total Environment**, v. 599, 1140-1148, 2017.
- MERTENS, D.R. Gravimetric determination of amylase-treated neutral detergent fiber in feeds with refluxing in beakers or crucibles: collaborative study. **Journal of AOAC International**, v. 85, p. 1217-1240, 2002.
- MOREKI, J. C.; GABANAKGOSI, K. Potential use of moringa oleifera in poultry diets. **Global Journal Animal Scientific Research**, v. 2, n. 2, 2014.
- MOYO, B.; MASIKA, P. J.; HUGO, A.; MUCHENJE, V. Nutritional characterization of Moringa (Moringa oleifera Lam.) leaves. **African Journal of Biotechnology**, v. 10, n. 60, p. 12925-12933. 2011.
- OGBE, A. O.; AFFIKU, J. P. Proximate study, mineral and anti-nutrient composition of Moringa oleifera leaves harvested from lafia, Nigeria: Potential benefits in poultry nutrition and health. **Journal of Microbiology, Biotechnology and Food Sciences**, v. 1, n. 3, p. 296-308, 2011.
- PEDROZA, M. M.; LÔBO, R. N.; VIEIRA, G. E. G.; SOUSA, J. F.; SILVA, F. M. Lodo de esgoto doméstico: características físicas, químicas e biológicas. **Multidebates**, v. 3, n. 2, p. 206-218, 2019.
- RAJANANDH, M. G.; SATISHKUMAR, M. N.; ELANGO, K. SURESH, B. Moringa oleifera Lam. A herbal medicine for hyperlipidemia. **Asian Pacific Journal of Tropical Disease**, v. 2, n. 2, p. 790-795. 2012.
- SANCHEZ-MACHADO, D. I.; NÚÑEZ-GASTÉLUM, J. A.; REYES-MORENO, C. Nutritional quality of edible parts of Moringa oleifera. **Food Analytical Methods**, v. 3, p. 175-180, 2010.
- SANTOS, J. S.; UTSUMI, A. G.; SANTOS, C. E. D. Potencial de Utilização de Água de Reuso em Polo Nacional de Agricultura Irrigada. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 16, n. 3, p. 1175-1185, 2023.
- SILVA, T. C. S.; NUNES, T. P.; COSTA, D. G.; LIMA, L. A. L. C.; SILVA, G. F.; OLIVEIRA JUNIOR, A. M. Utilização de sementes de Moringa oleifera como alternativa para produção de biodiesel. **Revista Genitec: Gestão, Inovação e Tecnologias**, v. 3, n. 2, p. 12-25, 2013.

SPEROTTO, J.; DOLL, M. M. R.; HOMCZINSKI, I. Uso do lodo de esgoto em plantios florestais de espécies de *Eucalyptus* spp. **Revista Liberato**, v. 24, n. 42, p. 147-156, 2023.

VALDEZ-SOLANA, M. A.; MEJÍA-GARCÍA, V. Y.; TÉLLEZ-VALENCIA, A.; GARCÍA-ARENAS, G.; SALAS-PACHECO, J.; ALBA-ROMERO, J. J.; SIERRA-CAMPOS. E Nutritional Content and Elemental and Phytochemical Analyses of *Moringa oleifera* Grown in Mexico. **Journal of Chemistry**, v. 2015, 2015.

VAN SOEST, P. J. Nutritional ecology of the ruminant. New York: Cornell University Press, 1994.

YAMÉOGO, C. W.; BENGALY, M.D.; SAVADOGO, A. Determination of Chemical Composition and Nutritional Values of *Moringa oleifera* Leaves. **Pakistan Journal of Nutrition**, v. 10, n. 3, p. 264-268, 2011.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com base no estudo realizado, o uso do WCV-FS possibilitou a entrega de um efluente final com qualidade melhor quando comparado ao efluente tratado pelo reator UASB. Embora em alguns parâmetros ambos apresentem valores compatíveis com a legislação, o WC tem a capacidade de reduzir ainda mais a concentração de poluentes no esgoto.

O efluente final atingiu um percentual de remoção dentro do esperado pela literatura para *wetlands* construídos de fluxo vertical, assim como os parâmetros analisados que possuem limites de lançamento segundo o CONAMA 430/2011, apresentaram resultados satisfatórios de acordo com a legislação pertinente.

Para a DBO, por exemplo, pode-se verificar a importância do uso do *wetland* construído como pós-tratamento do reator UASB, considerando que o efluente final tratado pelo WC atinge uma concentração menor em relação ao UASB, atendendo então limites mais restritivos para DBO do que apenas o limite de lançamento estabelecido pelo CONAMA (120 mg L⁻¹).

A destinação final do efluente tratado por uma ETE, geralmente se dá por meio do lançamento em corpos hídricos que receberão esse efluente de acordo com as concentrações estabelecidas por legislações. O capítulo 2 desse estudo trouxe a proposta de uma outra destinação para esse efluente, que é o seu emprego no reuso para a produção agrícola.

Dessa forma, o uso das águas residuárias oriundas do reator UASB e do WCV-FS no cultivo e produção da moringa, mostraram que, embora alguns dados não apresentaram diferença estatística em relação ao tipo de irrigação, esses efluentes podem ser usados como fonte de nutrientes. Pois dessa forma podem substituir o uso da água para irrigação, visto que o uso das águas residuárias e da adubação seja química ou com biofertilizante, não afetou negativamente o crescimento das plantas, possibilitando uma economia e promovendo uma produção mais sustentável, além de ser uma outra opção para a destinação do esgoto tratado por uma ETE.