

**INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA GOIANO -  
CAMPUS RIO VERDE**

**PRÓ-REITORIA DE PESQUISA, PÓS-GRADUAÇÃO E INOVAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA APLICADA E  
SUSTENTABILIDADE**

**AVALIAÇÃO DE SISTEMA HÍBRIDO DE WETLANDS CONSTRUÍDAS  
COM E SEM RECIRCULAÇÃO**

**Orientador: Prof. Dr. Édio Damásio da Silva Júnior**

**Discente: Mateus Souza Santos**

**RIO VERDE - GO**

**OUTUBRO - 2022**

**MATEUS SOUZA SANTOS**

**AVALIAÇÃO DE SISTEMA HÍBRIDO DE WETLANDS CONSTRUÍDAS  
COM E SEM RECIRCULAÇÃO**

Dissertação apresentada à banca examinadora como parte das exigências para obtenção do título de MESTRE em ENGENHARIA APLICADA E SUSTENTABILIDADE, do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano – Campus Rio Verde – Área de concentração: Engenharia Aplicada e Sustentabilidade.

Orientador: Prof. Dr. Édio Damásio da Silva Júnior

**RIO VERDE - GO**

**OUTUBRO - 2022**

Sistema desenvolvido pelo ICMC/USP  
Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)  
**Sistema Integrado de Bibliotecas - Instituto Federal Goiano**

SSA237 Santos, Mateus Souza  
a Avaliação de sistema híbrido de wetlands construídas  
com e sem recirculação / Mateus Souza Santos;  
orientador Dr. Édio Damásio da Silva Júnior . -- Rio  
Verde, 2022.  
80 p.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Aplicada e  
Sustentabilidade) -- Instituto Federal Goiano,  
Campus Rio Verde, 2022.

1. Alagados construídos. 2. Evapotranspiração. 3.  
Cinética de degradação. 4. Matéria orgânica. I. , Dr.  
Édio Damásio da Silva Júnior, orient. II. Título.

# TERMO DE CIÊNCIA E DE AUTORIZAÇÃO PARA DISPONIBILIZAR PRODUÇÕES TÉCNICO-CIENTÍFICAS NO REPOSITÓRIO INSTITUCIONAL DO IF GOIANO

Com base no disposto na Lei Federal nº 9.610, de 19 de fevereiro de 1998, AUTORIZO o Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano a disponibilizar gratuitamente o documento em formato digital no Repositório Institucional do IF Goiano (RIIF Goiano), sem ressarcimento de direitos autorais, conforme permissão assinada abaixo, para fins de leitura, download e impressão, a título de divulgação da produção técnico-científica no IF Goiano.

## IDENTIFICAÇÃO DA PRODUÇÃO TÉCNICO-CIENTÍFICA

Tese (doutorado)

Dissertação (mestrado)

Monografia (especialização)

TCC (graduação)

Artigo científico

Capítulo de livro

Livro

Trabalho apresentado em evento

Produto técnico e educacional - Tipo:

Nome completo do autor:

Matrícula:

Título do trabalho:

## RESTRIÇÕES DE ACESSO AO DOCUMENTO

Documento confidencial:      Não      Sim, justifique:

Informe a data que poderá ser disponibilizado no RIIF Goiano:      /      /

O documento está sujeito a registro de patente?      Sim      Não

O documento pode vir a ser publicado como livro?      Sim      Não

## DECLARAÇÃO DE DISTRIBUIÇÃO NÃO-EXCLUSIVA

O(a) referido(a) autor(a) declara:

- Que o documento é seu trabalho original, detém os direitos autorais da produção técnico-científica e não infringe os direitos de qualquer outra pessoa ou entidade;
- Que obteve autorização de quaisquer materiais inclusos no documento do qual não detém os direitos de autoria, para conceder ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano os direitos requeridos e que este material cujos direitos autorais são de terceiros, estão claramente identificados e reconhecidos no texto ou conteúdo do documento entregue;
- Que cumpriu quaisquer obrigações exigidas por contrato ou acordo, caso o documento entregue seja baseado em trabalho financiado ou apoiado por outra instituição que não o Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano.

Local      /      /  
Data

*Mateus Douglas Santos*

Assinatura do autor e/ou detentor dos direitos autorais

Ciente e de acordo:

*Elis Regina da Silva Junior*

Assinatura do(a) orientador(a)



SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL  
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
SECRETARIA DE EDUCAÇÃO PROFISSIONAL E TECNOLÓGICA  
INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA GOIANO

Ata nº 97/2022 - SREPG/CMPR/CPG-RV/DPGPI-RV/CMPRV/IFGOIANO

**PRÓ-REITORIA DE PESQUISA, PÓS-GRADUAÇÃO E INOVAÇÃO**  
**ATA DE DEFESA - PÓS-GRADUAÇÃO**

Unidade do IF Goiano:	Campus Rio Verde	
Programa de Pós-Graduação:	Engenharia Aplicada e Sustentabilidade	
Defesa de:	Dissertação	Defesa de número: 55
Data: 18/10/2022	Hora de início: 14:00h	Hora de encerramento: 17:00h
Matrícula do discente:	2020202331440095	
Nome do discente:	Mateus Souza Santos	
Título do trabalho:	AVALIAÇÃO DE SISTEMA HÍBRIDO DE WETLANDS CONSTRUÍDAS COM E SEM RECIRCULAÇÃO	
Orientador:	Édio Damásio da Silva Júnior	
Área de concentração:	Engenharia Aplicada e Sustentabilidade	
Linha de Pesquisa:	Eficiência Energética e Sustentabilidade	
Projeto de pesquisa de vinculação	Análise de modelos cinético-hidrodinâmicos a partir da recirculação de esgoto tratado em wetlands construídas	

Titulação:	Mestre em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade
------------	--

Nesta data, reuniram-se os componentes da Banca Examinadora, Prof. Dr. Édio Damásio da Silva Júnior (Presidente da banca), Prof<sup>ª</sup>. Dra. Fátima Resende Luiz Fia (Avaliadora Externa), Prof. Dr. Bruno de Oliveira Costa Couto (Avaliador Interno) sob a presidência do primeiro, em sessão pública realizada por vídeo conferência via Google Meet à distância, para procederem a avaliação da defesa de dissertação, em nível de Mestrado, de autoria de MATEUS SOUZA SANTOS, discente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade do Instituto Federal Goiano - Campus Rio Verde. A sessão foi aberta pelo presidente da Banca Examinadora, Édio Damásio da Silva Júnior, que fez a apresentação formal dos membros da Banca. A palavra, a seguir, foi concedida o(a) autor (a) da dissertação para, em 40 min., proceder à apresentação de seu trabalho. Terminada a apresentação, cada membro da banca arguiu o(a) examinado(a), tendo-se adotado o sistema de diálogo sequencial. Terminada a fase de arguição, procedeu-se a avaliação da defesa. Tendo-se em vista as normas que regulamentam o Programa de Pós-Graduação em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade, e procedidas às correções recomendadas, a dissertação foi APROVADA, considerando-se integralmente cumprido este requisito para fins de obtenção do título de **MESTRE EM ENGENHARIA APLICADA E SUSTENTABILIDADE**. A conclusão do curso dar-se-á quando da entrega na secretaria do PPGEAS da versão definitiva da dissertação, com as devidas correções. Assim sendo, esta ata perderá a validade se não cumprida essa condição, em até **60** (sessenta) dias da sua ocorrência. A Banca Examinadora recomendou a publicação dos artigos científicos oriundos dessa Tese em periódicos de circulação nacional e/ou internacional, após procedida as modificações sugeridas. Cumpridas as formalidades da pauta, a presidência da mesa encerrou esta sessão de defesa de dissertação de mestrado, e foi lavrada a presente Ata, que, após lida e achada conforme, será assinada pelos membros da Banca Examinadora.

### Decisão da banca: Aprovada

Esta defesa é parte dos requisitos necessários para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade.

O competente diploma será expedido após cumprimento dos demais requisitos, conforme as normas do Programa, a legislação pertinente e a regulamentação interna do IFGoiano.

Documento assinado eletronicamente por:

- Fátima Resende Luiz Fia, Fátima Resende Luiz Fia - Professor Avaliador de Banca - Universidade Federal de Lavras (22078679000174), em 24/10/2022 10:54:44.
- Bruno de Oliveira Costa Couto, PROFESSOR ENS BASICO TECN TECNOLOGICO, em 18/10/2022 17:20:04.
- Edio Damasio da Silva Junior, PROFESSOR ENS BASICO TECN TECNOLOGICO, em 18/10/2022 17:14:54.

Este documento foi emitido pelo SUAP em 26/09/2022. Para comprovar sua autenticidade, faça a leitura do QRCode ao lado ou acesse <https://suap.ifgoiano.edu.br/autenticar-documento/> e forneça os dados abaixo:

Código Verificador: 428985  
Código de Autenticação: 9867f24d40





SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL  
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
SECRETARIA DE EDUCAÇÃO PROFISSIONAL E TECNOLÓGICA  
INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA GOIANO

Documentos 111/2022 - SREPG/CMPR/CPG-RV/DPGPI-RV/CMPRV//IFGOIANO

## AVALIAÇÃO DE SISTEMA HÍBRIDO DE WETLANDS CONSTRUÍDAS COM E SEM RECIRCULAÇÃO

Autor: Mateus Souza Santos

Orientador: Prof. Dr. Édio Damásio da Silva Júnior

TITULAÇÃO: Mestre em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade - Área de  
Concentração Engenharia Aplicada e Sustentabilidade

APROVADO em 18 de outubro de 2022.

Prof<sup>a</sup>. Dra. Fátima Resende Luiz Fia  
Avaliadora externa - UFLA / Lavras

Prof. Dr. Bruno de Oliveira Costa  
Couto  
Avaliador Interno - IF Goiano / Rio  
Verde

Prof. Dr. Édio Damásio da Silva Júnior  
Presidente da banca - IF Goiano / Rio Verde

Documento assinado eletronicamente por:

- Fátima Resende Luiz Fia, Fátima Resende Luiz Fia - Professor Avaliador de Banca - Universidade Federal de Lavras (22078679000174), em 24/10/2022 10:53:25.
- Bruno de Oliveira Costa Couto, PROFESSOR ENS BASICO TECN TECNOLOGICO, em 18/10/2022 17:20:37.
- Edio Damasio da Silva Junior, PROFESSOR ENS BASICO TECN TECNOLOGICO, em 18/10/2022 17:15:12.

Este documento foi emitido pelo SUAP em 26/09/2022. Para comprovar sua autenticidade, faça a leitura do QRCode ao lado ou acesse <https://suap.ifgoiano.edu.br/autenticar-documento/> e forneça os dados abaixo:

Código Verificador: 428988  
Código de Autenticação: 28c59b7d0e



INSTITUTO FEDERAL GOIANO  
Campus Rio Verde  
Rodovia Sul Goiana, Km 01, Zona Rural, 01, Zona Rural, RIO VERDE / GO, CEP 75901-970  
(64) 3624-1000

Dedico este trabalho aos meus avós maternos, Maria Rosa e Francisco de Souza Filho, por todo amor incondicional, carinho, acolhimento e apoio que me foram dados até aqui.

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus pela proteção, amparo e por toda a força e sabedoria que me permitiram chegar até aqui.

Aos meus avós, Maria Rosa e Francisco, por todo apoio, carinho e incentivo dados até aqui. Obrigado por se fazerem tão presentes em minha vida.

Aos meus pais, Vanusa Rosa e Manoel dos Santos, e minhas irmãs, Maiara Souza e Jéssica Morais, por sempre me apoiarem na busca dos meus sonhos.

A minha namorada, Laís Alves, por todo apoio, paciência, empatia e por todo o companheirismo ao dividir comigo os momentos de alegrias e aflições durante esta jornada.

A todos os meus familiares, por todo amparo, incentivo e por contribuírem para o meu crescimento pessoal e profissional.

Ao meu amigo, Matheus Franco, por todo apoio, amizade, companheirismo e suporte durante este período de formação.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Édio Damásio, por todo apoio, aprendizado e pela confiança depositada em mim. Agradeço por todo o tempo disponibilizado, pelo encorajamento e por todos os conhecimentos compartilhados. Deixo registrada a minha eterna gratidão e profunda admiração!

Ao meu coorientador, Prof. Dr. Bruno Couto, por todos os ensinamentos e pelas contribuições sempre muito valiosas.

Aos meus amigos do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade, Antônio Pires, Érica Caetano e Walkíria Pederiva, agradeço pelo imenso apoio, pelo companheirismo, pela força e amizade construída durante este período. Obrigado por tornarem esta fase mais leve e alegre.

Às minhas colegas de experimento, Bruna Dias e Iza Layane, agradeço imensamente por toda disponibilidade, prestatividade e comprometimento com a execução desta pesquisa. O apoio de vocês foi fundamental para a obtenção dos resultados deste trabalho.

Ao Instituto Federal Goiano, agradeço a honrosa oportunidade e por viabilizar a execução desta pesquisa.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade, por todo aprendizado e capacitação.

"A persistência é o menor caminho do êxito".

(Charles Chaplin)

## RESUMO

A utilização de wetlands construídas (WCs) no tratamento de águas residuárias ainda é pouco difundida no Brasil. Estes sistemas consistem em alternativa eco tecnológica com potencial uso para o tratamento de águas residuárias domésticas, industriais e agrícolas. No Brasil, o índice de atendimento total de esgoto é de apenas 54,95%, considerando os municípios atendidos com água, ou seja, grande parte da população brasileira não possui adequada gestão do esgoto sanitário, elucidando os crescentes estudos que estão sendo desenvolvidos com o intuito de implementar sistemas de tratamento descentralizados capazes de atender, principalmente as pequenas cidades e comunidades mais distantes. A proposta pela recirculação surge com o intuito de atingir um nível mais elevado no tratamento, aumentando o tempo de detenção do efluente como forma de reduzir a concentração de matéria orgânica. Neste cenário, esta pesquisa experimental ainda que tratando baixos volumes, poderá abrir caminhos para a difusão dos sistemas de tratamento descentralizados de águas residuárias em recirculação no Brasil, priorizando a busca por soluções que sejam altamente eficientes, replicáveis e de baixo custo. Neste trabalho, foi realizada uma revisão de literatura aplicada, baseada em dados do portal de Periódicos da CAPES, com artigos científicos que avaliaram o desempenho de WCs na remoção de matéria orgânica. A partir desta busca, foram selecionados 15 artigos referentes a pesquisas realizadas nos últimos 10 anos. Os sistemas avaliados em fase de recirculação, apresentaram eficiências variando entre 34-98% e 29-98% nas remoções de DBO e DQO, respectivamente. Dentre os sistemas híbridos avaliados, a WC-FSSV apresentou os melhores resultados na remoção de matéria orgânica em grande parte das pesquisas. Nos estudos avaliados, também ficou evidente que a presença de vegetação é importante para a remoção de poluentes em WCs, sobretudo de matéria orgânica, onde as eficiências de remoção foram mais altas nos sistemas com vegetação. Com relação ao substrato, em 60% das pesquisas os autores utilizaram o cascalho como substrato. Em suma, conclui-se que o uso de WCs, tanto de fluxo vertical quanto horizontal, como os sistemas acoplados e híbridos, apresentaram alto potencial na remoção de matéria orgânica.

**Palavras-chave:** Alagados construídos; Evapotranspiração; Cinética de degradação; Matéria orgânica.

## ABSTRACT

The use of constructed wetlands (WCs) in wastewater treatment is not widespread in Brazil. These systems consist of an eco-technological alternative with potential use for treatment of domestic, industrial, and agricultural wastewater. In Brazil, the total sewage service rate is only 54.95%, considering the municipalities served with water, then a large part of the Brazilian population does not have adequate sanitary sewage management. That elucidates the growing studies that are being developed to implement decentralized treatment systems capable of serving mainly small towns and more distant communities. The proposal for recirculation arises to reach a higher level in the treatment, increasing the effluent detention time to reduce the organic matter concentration. In this scenario, this experimental research, even treating low volumes, could open paths for the diffusion of decentralized wastewater treatment systems in recirculation in Brazil, prioritizing the search for solutions that are highly efficient, replicable and had low cost. In this work, a review of applied literature was carried out, based on data from the CAPES Periodicals portal, with scientific articles that evaluated the WCs performance to remove organic matter. From this search, 15 articles were selected referring to research carried out in the last 10 years. The systems evaluated in the recirculation phase showed efficiencies ranging between 34-98% and 29-98% to remove BOD and COD, respectively. Among the hybrid systems evaluated, WC-FSSV presented the best results to remove organic matter in most of the researches. In the studies evaluated, it was also evident that the presence of vegetation is important to remove pollutants in WCs, especially organic matter, where removal efficiencies were higher in systems with vegetation. Regarding the substrate, in 60% of the studies the authors used gravel as substrate. In short, it is concluded that the use of WCs, both vertical and horizontal flow, as well as coupled and hybrid systems, showed high potential to remove organic matter.

**Keywords:** Constructed wetlands; Evapotranspiration; Degradation kinetics; Organic matter.

**SUMÁRIO**

Resumo .....	v
Abstract.....	vi
Lista de tabelas .....	viii
Lista de figuras .....	ix
Lista de quadros.....	x
Lista de siglas e abreviações.....	xi
1 Introdução .....	1
2 Objetivos.....	34
3 Referências bibliográficas .....	35
4 Capítulo 1 – Artigo 1 .....	40
5 Considerações finais .....	79

**LISTA DE TABELAS**

Tabela 1.1 - Descrição das configurações e principais resultados obtidos em trabalhos selecionados para fins de comparação.....	22
Tabela 4.1 - Estatística descritiva referente à vazão de esgoto aplicada nas WCs.....	53
Tabela 4.2 - Balanço hídrico do sistema em fluxo linear e em recirculação.....	55
Tabela 4.3 - Estatística referente aos valores de OD do esgoto. ....	57
Tabela 4.4 - Estatística descritiva referente à DBO do esgoto. ....	58
Tabela 4.5 - Estatística descritiva referente à DQO do esgoto.....	60
Tabela 4.6 - Relação média DQO/DBO dos pontos analisados. ....	62
Tabela 4.7 - Constantes cinéticas de remoção/transformação de DBO no sistema linear, em termos de concentração e de carga orgânica. ....	63
Tabela 4.8 - Constantes cinéticas de remoção/transformação de DBO no sistema recirculado, em termos de concentração e de carga orgânica.....	65
Tabela 4.9 - Constantes cinéticas de remoção/transformação de DQO no sistema linear, em termos de concentração e de carga orgânica. ....	66
Tabela 4.10 - Constantes cinéticas de remoção/transformação de DQO no sistema recirculado, em termos de concentração e de carga orgânica.....	67
Tabela 4.11 - Constantes cinéticas de remoção/transformação de DBO, em termos de concentração, no sistema de fluxo linear e em recirculação.....	69
Tabela 4.12 - Constantes cinéticas de remoção/transformação de DBO, em termos de carga orgânica, no sistema de fluxo linear e em recirculação. ....	71
Tabela 4.13 - Constantes cinéticas de remoção/transformação de DQO, em termos de concentração, no sistema de fluxo linear e em recirculação.....	72
Tabela 4.14 - Constantes cinéticas de remoção/transformação de DQO, em termos de carga orgânica, no sistema de fluxo linear e em recirculação.....	73

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 - Tecnologias e locais de implementação de sistemas descentralizados.....	5
Figura 1.2 - Aplicação de wetlands em tratamento descentralizado. ....	6
Figura 1.3 - Wetland natural.....	6
Figura 1.4 - Wetlands construídas. ....	7
Figura 1.5 - Classificação das WCs.....	8
Figura 1.6 - Esquema de uma WC-FS.....	9
Figura 1.7 - Esquema de uma WC-FSSH.....	10
Figura 1.8 - Esquema de uma WC-FSSV.....	11
Figura 1.9 - Sistema híbrido em WCs. ....	11
Figura 1.10 - Representação de plantas aquáticas emergentes.....	13
Figura 1.11 - Etapas da formação do biofilme. ....	14
Figura 1.12 - Representação dos principais modelos hidráulicos em reatores.....	15
Figura 1.13 - Taxa de crescimento específico em função do substrato limitante.....	19
Figura 4.1 - ETE localizada no Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde. ....	44
Figura 4.2 - Planta baixa da ETE e seus componentes.....	45
Figura 4.3 - Tanque séptico, poço de sucção e caixa de recepção. ....	46
Figura 4.4 - Planta em corte longitudinal do tanque séptico, poço e caixa de recepção. ....	46
Figura 4.5 - Direcionamento do esgoto para a WC-FSSV.....	47
Figura 4.6 - Perfil longitudinal (a) e seção transversal média (b) da WC-FSSV.....	47
Figura 4.7 - Planta baixa (a) e perfil longitudinal (b) da WC-FSSH.....	48
Figura 4.8 - Modelos cinéticos e fluxos hidrodinâmicos avaliados. ....	51
Figura 4.9 - Variação da vazão do esgoto tratado nos sistemas de fluxo linear (a) e recirculado (b). ....	54
Figura 4.10 - Variação da DBO do esgoto tratado nos sistemas de (a) fluxo linear e (b) recirculado.....	59
Figura 4.11 - Variação da DQO do esgoto tratado nos sistemas de (a) fluxo linear e (b) recirculado.....	62
Figura 4.12 - Comparação entre a variação da precipitação semanal e a DBO do esgoto tratado nos sistemas de fluxo linear (1-10) e recirculado (11-27) em 2022.....	70

**LISTA DE QUADROS**

Quadro 1.1 - Vantagens e desvantagens da utilização de wetlands construídas. ....	7
Quadro 1.2 - Características dos principais modelos hidráulicos.....	16
Quadro 4.1 - Plano de amostragem. ....	49
Quadro 4.2 - Modelos cinético-hidrodinâmicos em termos de concentração. ....	52
Quadro 4.3 - Modelos cinético-hidrodinâmicos em termos de carga.....	52

**LISTA DE SIGLAS E ABREVIACÕES**

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ANA	Agência Nacional de Águas
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CSTR	Continuous Stirred Tank Reactor (Reator de Mistura Completa)
D	Diâmetro
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EPT	Esgoto Previamente Tratado
ET1	Esgoto Tratado Na Wetland Vertical
ET2	Esgoto Tratado Na Wetland Horizontal
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
ET	Evapotranspiração
NBR	Norma Brasileira
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	Amônio
NT	Nitrogênio Total
OD	Oxigênio Dissolvido
PFR	Plug Flow (Fluxo em Pistão)
PVC	Policloreto de Vinila
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SST	Sólidos Suspensos Totais
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
TS	Tanque Séptico
WC	Wetland Construída
WC-FS	Wetland Construída de Fluxo Superficial
WC-FSS	Wetland Construída de Fluxo Subsuperficial
WC-FSSH	Wetland Construída de Fluxo Subsuperficial Horizontal
WC-FSSV	Wetland Construída de Fluxo Subsuperficial Vertical
WC-FV	Wetland Construída de Fluxo Vertical
WC-FH	Wetland Construída de Fluxo Horizontal
WC-SAL	Wetland Construída de Superfície de Água Livre.

## 1 INTRODUÇÃO

Um dos grandes problemas relacionados a poluição das águas no Brasil é o lançamento de águas residuárias nos corpos hídricos, principalmente de origem doméstica. Com o desenvolvimento da sociedade e o conseqüente crescimento de núcleos urbanos e o desenvolvimento industrial, houve aumento expressivo na poluição ambiental que reflete, principalmente na qualidade da água dos corpos hídricos (ARAÚJO, 2018).

Neste cenário, aumentou-se a preocupação com o lançamento de águas residuárias sem tratamento nos corpos hídricos, uma vez que essa prática provoca alterações nas variáveis físicas e químicas do corpo hídrico receptor, além de oferecer riscos à saúde pública e também ao abastecimento de água potável através do carreamento de elementos tóxicos, contaminantes ou patogênicos (SOARES, 2016).

No Brasil, o índice de atendimento total de esgoto é de apenas 54,95%, considerando os municípios atendidos com água, ou seja, grande parte da população brasileira não possui adequada gestão do esgoto sanitário – envolvendo coleta, tratamento e afastamento (SNIS, 2020).

A abordagem do tratamento centralizado de esgoto utilizando grandes estações de tratamento de esgoto (ETE) mostra-se limitada para alguns panoramas existentes nos municípios brasileiros, sobretudo para os municípios considerados pequenos, com população inferior a 10 mil habitantes. Vale ressaltar que cerca de 45% dos municípios brasileiros encontram-se dentro desta faixa de população, o que ressalta a importância do desenvolvimento de alternativas eficazes de tratamento de esgoto para aplicação em pequenas comunidades, áreas isoladas e até mesmo na zona rural (SANTOS, 2019).

Em vista das dificuldades econômicas, políticas e estruturais do poder público brasileiro em gerir os serviços relacionados ao saneamento ambiental, nas regiões urbanas e rurais, fica evidente a necessidade do incentivo a alternativas tecnológicas descentralizadas e de baixo custo para promover o aumento dos índices sanitários destes locais. Neste contexto, a utilização de wetlands construídas (WCs) surge como alternativa sustentável (SILVA JÚNIOR, 2018).

Os sistemas de WCs consiste numa tecnologia muito utilizada para o tratamento de águas residuárias domésticas. Existem milhares de sistemas deste tipo em municípios, áreas agrícolas e também em áreas industriais na América do Norte e da Europa (ARAÚJO, 2018). Já no Brasil, as aplicações práticas e em escala real desta tecnologia ainda são muito limitadas.

São poucos os municípios, comunidades ou companhias de saneamento que fazem uso deste modelo de tratamento de águas residuárias.

A alta remoção de matéria orgânica, o baixo custo de implantação e a satisfatória remoção de poluentes são algumas das principais vantagens da utilização das WCs. Em contrapartida, as principais desvantagens estão relacionadas a possibilidade de proliferação de insetos e da necessidade de controle da carga hidráulica do sistema (PATEL, 2018; SHINGARE *et al.*, 2019).

Como forma de aumentar ainda mais a eficiência do tratamento de esgoto nas WCs, estudos relacionados a recirculação do esgoto tratado no próprio sistema têm sido desenvolvidos nos últimos anos (FOLADORI; RUABEN; ORTIGARA, 2013; HUANG *et al.*, 2013; DECEZARO, 2018).

### **1.1 Justificativa**

A utilização de WCs no tratamento de águas residuárias domésticas ainda é pouco difundida no Brasil. Apesar dos recentes avanços em pesquisas experimentais, vale ressaltar que ainda não existe norma regulamentada e padronizada para fins de dimensionamento.

Sabendo-se que grande parte da população brasileira (principalmente rural) não possui acesso aos serviços de coleta e tratamento de esgoto, torna-se necessário o estudo, desenvolvimento e implantação de sistemas de gestão e tratamento de esgoto. Neste sentido, o desenvolvimento de sistemas locais e descentralizados de fácil execução para tratamento de águas residuárias domésticas torna-se opção viável por promover a sustentabilidade e por levar tratamento de esgoto a comunidades não atendidas por tais serviços (ARAÚJO, 2018).

Considerando a temática, a proposta pela recirculação de águas residuárias surge com o intuito de atingir um nível mais elevado no tratamento, aumentando o tempo de detenção do efluente como forma de reduzir a concentração de matéria orgânica, para posterior despejo no solo ou em corpos hídricos de forma que não acarrete em poluição ambiental e nem cause danos à saúde da população.

Porém, até o momento, não existem estudos no Brasil que abordam o comportamento da degradação da matéria orgânica em sistema híbrido de wetlands construídas em recirculação nas regiões de clima tropical subúmido. No mundo existem poucos estudos que abordam a recirculação de água residuária doméstica tratada em sistema de TS, seguido de WC-FSSV e

WC-FSSH, visando a remoção de matéria orgânica (DE LILLE *et al.*, 2021).

Outra vertente relacionada com a recirculação está atrelada à redução no volume de efluente lançado no solo ou em corpos hídricos, uma vez que a ET das plantas em condições climáticas favoráveis pode reduzir significativamente o volume líquido presente no sistema de forma que o mesmo não apresente estresse hídrico (BIALOWIEC; ALBUQUERQUE; RANDERSON, 2014).

Neste cenário, esta pesquisa experimental ainda que tratando baixos volumes, poderá abrir caminhos para a difusão dos sistemas de tratamento descentralizados de águas residuárias em recirculação no Brasil, priorizando a busca por soluções que sejam altamente eficientes, replicáveis e de baixo custo.

O intuito da aplicação de modelagens matemáticas é o de obter parâmetros que visem melhor compreensão dos mecanismos de natureza biológica e química que ocorrem na degradação da matéria orgânica em wetlands. Desde que confiáveis, estes modelos podem ser utilizados para melhoria dos critérios de dimensionamento, sobretudo ao considerar a recirculação de águas residuárias como variável de projeto.

Diante desta temática de abordar alternativas sustentáveis e menos agressivas ao meio ambiente no tratamento de esgoto doméstico, estima-se que a recirculação do esgoto tratado aumente a remoção de poluentes a fim de reduzir a concentração de matéria orgânica do esgoto. Também se estima que a cinética de degradação da matéria orgânica seja alterada de forma considerável devido a recirculação de efluente tratado nas WCs. Ainda, do ponto de vista hidráulico, a recirculação do esgoto tratado é viável, pois a evapotranspiração (ET) das plantas é suficiente para manter o balanço hidráulico do sistema.

## **1.2 Revisão de literatura**

### ***1.2.1 Wetlands construídas aplicadas em tratamento descentralizado de esgoto***

O saneamento básico é fundamental para a promoção da qualidade de vida da população. Neste sentido, a Lei nº 11.445 estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico no território brasileiro, que tem por objetivo garantir a universalização dos serviços de abastecimento de água, coleta e tratamento de esgoto, manejo dos resíduos sólidos e sistemas de drenagem e manejo de águas pluviais (BRASIL, 2007).

Apesar da criação da lei que garante o acesso ao saneamento básico, dados do SNIS (2020) mostram que apenas 60,27% do esgoto gerado em áreas urbanas e rurais do Brasil são coletados, e desses, apenas 79,84% tiveram tratamento. Essa ausência de sistemas de coleta e tratamento de esgoto ocorre por diversas razões, como limitações topográficas, grandes distâncias entre os locais de geração e cursos hídricos, custos elevados, dentre outras razões (DECEZARO, 2018).

De acordo com Santos *et al.* (2015), a população rural apresenta baixos índices de saneamento por causa da grande dispersão das residências e pela ausência de redes coletoras de esgotos nas áreas rurais com maiores concentrações populacionais, sendo que, quando existe algum tipo de tratamento de esgoto nesses locais, caracteriza-se pelo emprego de fossas, valas a céu aberto ou até mesmo o lançamento direto em corpos hídricos.

Neste sentido, a partir do exposto, é possível observar que grande parcela da população brasileira não é atendida pelos serviços de infraestrutura básica, elucidando os crescentes estudos que vêm sendo desenvolvidos com o intuito de implementar a aplicação de sistemas de tratamento descentralizados que sejam capazes de atender, principalmente as pequenas cidades e comunidades mais distantes (BARSZCZ *et al.*, 2019; MELLO, 2016).

Os sistemas descentralizados de tratamento de águas residuárias são construídos e situados próximos ao local de geração, sendo passível de promover o tratamento de esgoto de residências unifamiliares, multifamiliares ou em empresas. Esse tipo de sistema está se tornando uma opção cada vez mais rentável pela possibilidade de reduzir os custos com tratamentos a longo prazo e pela possibilidade de reuso e de reaproveitamento da biomassa (ARAÚJO, 2018; SUBTIL; SANCHEZ; CAVALHERO, 2016). A Figura 1.1 mostra os tipos de tecnologias e possíveis locais de implementação de sistemas descentralizados.

**Figura 1.1 - Tecnologias e locais de implementação de sistemas descentralizados.**



Fonte: Fechine (2019).

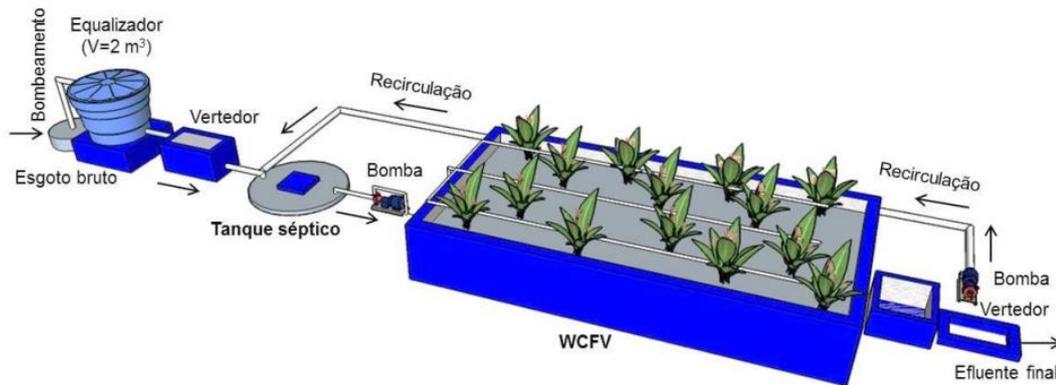
As normas brasileiras NBR 7229 (ABNT, 1993) e NBR 13969 (ABNT, 1997) trazem algumas tecnologias passíveis de serem utilizadas no sistema descentralizado de tratamento de esgoto, o que inclui os tanques sépticos, filtros anaeróbios submersos, filtros de areia, filtros aeróbios, valas de infiltração, lodo ativado por batelada e lagoas com plantas.

Segundo Marchesi (2020), entre os principais tipos de tecnologias aplicáveis ao sistema descentralizado de tratamento de esgoto, tem-se as WCs que são uma tendência muito sustentável, principalmente para pequenas comunidades que estejam situadas distantes das redes públicas de coleta de esgoto.

As WCs são alternativas eco tecnológicas para o tratamento de esgotos domésticos, industriais e agrícolas. Quando bem projetados, estes sistemas apresentam eficiência, adaptabilidade e baixos custos operacionais e construtivos (PELISSARI *et al.*, 2019; MARCHESI, 2020).

A Figura 1.2 mostra exemplo de aplicação de WCs como sistema de tratamento descentralizado de esgoto.

**Figura 1.2 - Aplicação de wetlands em tratamento descentralizado.**



Fonte: Decezaro (2018).

### **1.2.2 Classificação das wetlands construídas (WCs)**

Pelissari (2017) destaca que os sistemas de wetlands podem ser: naturais ou construídos. As wetlands naturais podem ser entendidas como áreas de transição entre ambientes aquáticos e terrestres que estão inundados por água.

Também conhecidos por brejos, manguezais, pântanos ou terras úmidas, estes sistemas são considerados de fundamental importância para a preservação da biodiversidade, auxiliando na degradação da matéria orgânica e estão presentes na maioria dos ecossistemas naturais responsáveis pela reciclagem do nitrogênio, fósforo e carbono (MELLO, 2016; POÇAS, 2015).

A Figura 1.3 mostra um exemplo de wetland natural.

**Figura 1.3 - Wetland natural.**



Fonte: Bueno (2013).

Já as WCs consistem em ecotecnologia sustentável para viabilizar o tratamento de águas residuárias que vêm sendo amplamente utilizada e desenvolvida ao longo dos últimos anos.

Essa tecnologia vem sendo empregada, principalmente no tratamento de esgoto doméstico, porém, vários estudos já mostram a aplicabilidade das WCs no tratamento de águas residuárias industriais, agrícolas, lixiviados de aterros sanitários, dentre outros (DECEZARO, 2018).

A Figura 1.4 mostra um exemplo de wetlands construídas.

**Figura 1.4 - Wetlands construídas.**



Fonte: Barszcz *et al* (2019).

As WCs são completamente projetadas, o que flexibiliza a seleção do local de instalação, o próprio dimensionamento e a escolha do regime hidráulico atuante. Tais sistemas são construídos para utilizar os processos naturais, que envolvem as macrófitas, o material filtrante e microrganismos, para auxiliar no tratamento de águas residuárias, a fim de simular as condições naturais presentes em áreas naturalmente alagadas (PELLISSARI, 2017; TREIN *et al.*, 2015).

O Quadro 1.1 mostra as principais vantagens e desvantagens da utilização dos sistemas de WCs.

**Quadro 1.1 - Vantagens e desvantagens da utilização de wetlands construídas.**

Vantagens	Desvantagens
Baixo custo de instalação e operação; Fácil manutenção;	Possíveis problemas com pragas e vetores; Efeitos sazonais;
Fornecem tratamento seguro e efetivo para água residuárias;	Colmatação pode ocorrer com alguma frequência;
Remoção satisfatória de matéria orgânica, sólidos suspensos;	Requer um período de início até a vegetação estar bem estabelecida;
Alta produção de biomassa que pode ser utilizada como ração animal ou biofertilizante;	Alguns compostos orgânicos removidos pelo sistema podem estar ligados aos sedimentos e se acumularem ao longo do tempo;
São tolerantes a variações hidráulicas e de cargas contaminantes;	Necessidade de caracterização precisa dos sólidos do efluente a ser tratado, do ciclo hidrológico e do tipo de enchimento.

---

Não requer produtos químicos ou equipamentos mecânicos.

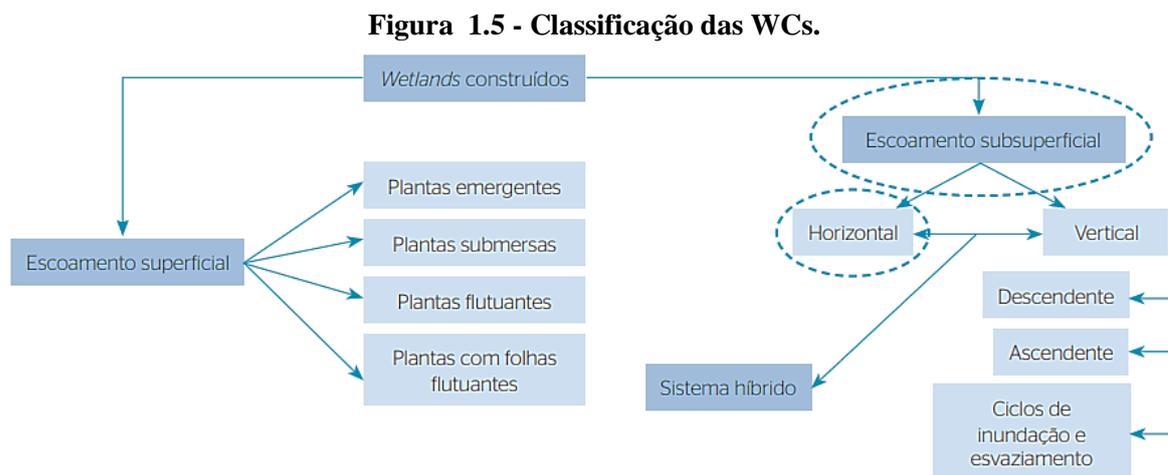
---

Fonte: Adaptado de Lima (2016) e Paoli (2010).

De acordo com Sezerino *et al.* (2015), as WCs podem ser classificadas em dois grupos, em função do tipo de escoamento:

- Sistema de escoamento superficial (também chamado de lâmina livre, é classificado em função do tipo de planta);
- Sistema de escoamento subsuperficial (classificado em função da direção do líquido, em sentido vertical ou horizontal).

A Figura 1.5 mostra a subdivisão da classificação das WCs.



Fonte: Sezerino *et al* (2015).

Segundo Silva (2020), quanto ao tipo de escoamento, as WCs podem ser classificadas em:

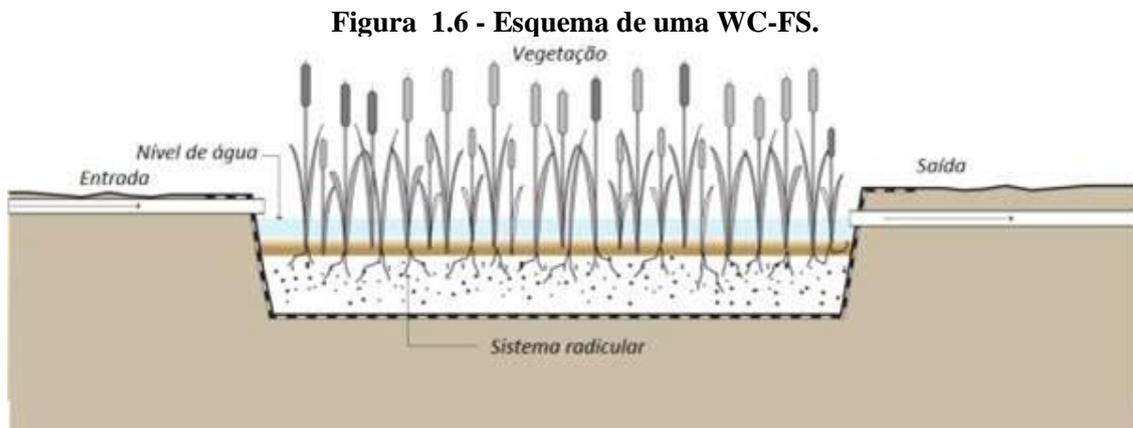
- Wetlands construídas de escoamento superficial (WC-FS);
- Wetlands construídas de escoamento subsuperficial horizontal (WC-FSSH) ou vertical (WC-FSSV);
- Sistemas híbridos de wetlands construídas (em que há a combinação dos sistemas horizontal e vertical de fluxo subsuperficial).

### 1.2.2.1 Wetlands construídas de escoamento superficial (FS)

É o tipo de WC que mais se assemelha com as wetlands naturais, em que a água flui sobre a superfície do meio filtrante, passando por entre a vegetação e os caules de plantas flutuantes, submersas e emergentes (SILVA, 2020; LIMA, 2016).

Os sistemas de WC-FS são caracterizados, principalmente por constituírem ambientes em que o líquido está sempre em contato com a atmosfera e por apresentarem escoamento formado por uma coluna de líquido acima do substrato, porém, em alguns sistemas o substrato de fundo pode não existir, contendo apenas as macrófitas e a coluna de líquido (SILVA JÚNIOR, 2018; FONDER, HEADLEY, 2013).

A Figura 1.6 mostra o esquema de uma WC-FS.



Fonte: Adaptado de Tilley *et al.* (2014) apud Silva Júnior (2018).

Nestes sistemas, o esgoto é tratado principalmente pelos processos de sedimentação, filtração, oxidação, redução, adsorção e precipitação de poluentes, sendo um de seus aspectos mais importantes a capacidade de incorporar oxigênio atmosférico na massa líquida (SILVA JÚNIOR, 2018; KADLEC; WALLACE, 2009).

Segundo Patel (2018), um dos principais problemas desse tipo de sistema está relacionado ao fato de que a lâmina líquida acima do nível do substrato pode propiciar ambiente adequado para a proliferação de animais e insetos vetores, além da possível proliferação de odores.

### 1.2.2.2 Wetlands construídas de escoamento subsuperficial horizontal (WC-FSSH)

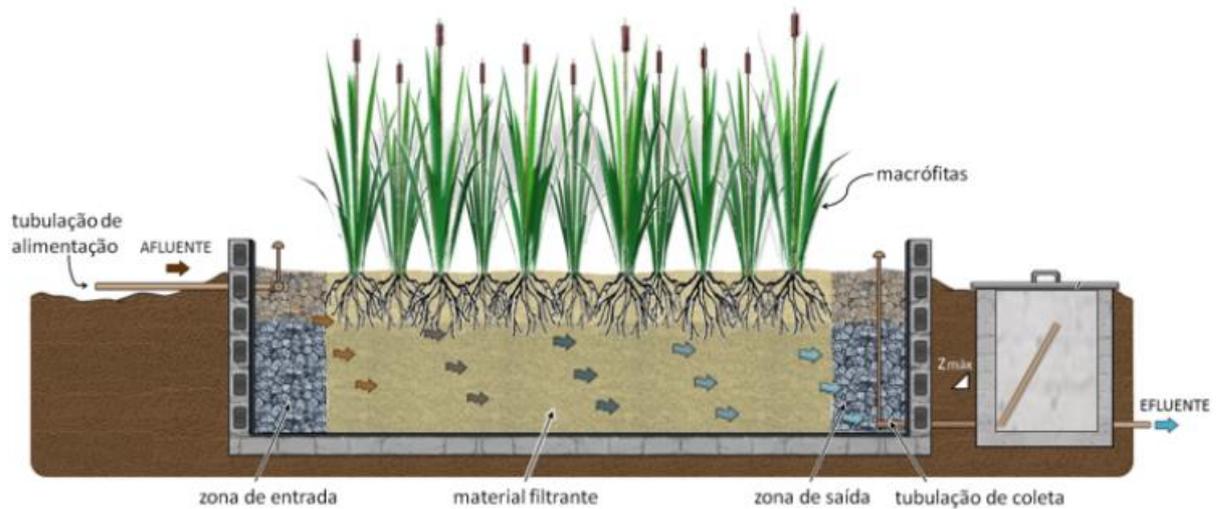
Nos sistemas de WC-FSS não existe uma lâmina líquida em contato com a atmosfera sobre a superfície do terreno, visto que, neste caso, o esgoto é tratado ao passar por leitos preenchidos com brita ou areia como meio suporte e as raízes das macrófitas se desenvolvem.

Neste sistema, o esgoto passa pelo meio suporte e entra em contato com bactérias facultativas. Além disso, o esgoto não aparece na superfície do sistema, ou seja, o escoamento ocorre abaixo da primeira camada dos materiais filtrantes (POÇAS, 2015; LOURENÇO, 2017).

Nos sistemas de WC-FSSH, o afluente é disposto na zona de entrada da célula, geralmente composta por brita, que percolará através do material filtrante até atingir a saída da célula de tratamento. Vale ressaltar que, para que o esgoto se movimente, é necessário que a célula de tratamento apresente declividade de fundo.

A Figura 1.7 mostra o esquema de uma WC-FSSH.

**Figura 1.7 - Esquema de uma WC-FSSH.**



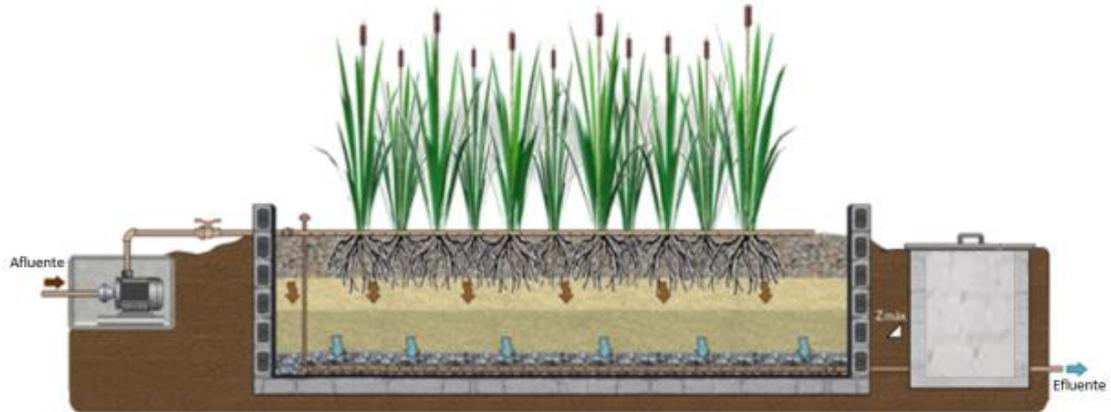
Fonte: Santos (2019).

### 1.2.2.3 Wetlands construídas de escoamento subsuperficial vertical (WC-FSSV)

Nas WC-FSSV, o afluente é lançado de maneira intermitente na superfície da célula, através de tubos perfurados para garantir a distribuição mais uniforme sobre toda a superfície de tratamento. Assim, o esgoto aplicado inunda a célula e percola verticalmente, por gravidade, até ser coletado pelo sistema de drenagem situado no fundo da célula. A superfície de fundo é plana, preenchida por um meio poroso, geralmente constituído de areia e brita. Assim que ocorre a drenagem do esgoto, o ar atmosférico entra no material filtrante e preenche os vazios possibilitando a ocorrência de processos de tratamento aeróbico (DECEZARO, 2018; SILVA, 2020).

A Figura 1.8 mostra o esquema de uma WC-FSSV.

**Figura 1.8 - Esquema de uma WC-FSSV.**



Fonte: Santos (2019).

#### 1.2.2.4 Sistema híbrido

Os sistemas híbridos, ou sistemas combinados, correspondem à associação dos sistemas de WC-FSSV e WC-FSSH, nesta ordem ou vice-versa, com o objetivo de buscar melhorias na eficiência do tratamento.

O tipo de configuração mais comum, e que vem sendo amplamente empregada, é a composta por uma WC-FSSV seguida de uma WC-FSSH, conseguindo obter boa remoção de matéria orgânica e sólidos (DOTRO *et al.*, 2017; SANTOS, 2019).

A Figura 1.9 apresenta um exemplo de sistema híbrido composto por uma unidade de WC-FSSV descendente, seguida de uma WC-FSSH.

**Figura 1.9 - Sistema híbrido em WCs.**



Fonte: Santos (2019).

#### 1.2.3 Elementos atuantes no tratamento de esgoto em wetlands construídas

As WCs adaptam-se à diferentes arranjos, proporcionando ótima eficiência no tratamento de esgoto. Muitas pesquisas estão sendo conduzidas para detalhar e aperfeiçoar o papel de cada

elemento atuante no processo de tratamento, como por exemplo o material filtrante, as macrófitas, as cinéticas de degradação da matéria orgânica, a transferência de oxigênio, os regimes hidráulicos e a vida útil do sistema (SANTOS, 2019).

Segundo Sezerino *et al.* (2018), a tecnologia de tratamento de esgoto por WCs replica processos químicos, físicos e biológicos que ocorrem na natureza. Nestes sistemas, os três tipos de processos ocorrem, como por exemplo na filtração dos sólidos suspensos presentes no esgoto realizadas pelo material filtrante (processo físico), adsorção na superfície dos grãos do material filtrante (processo químico) e transformação da matéria orgânica pelos microrganismos (processo biológico).

A remoção de poluentes nas WCs ocorre de maneira natural através da interação entre o esgoto aplicado, o material filtrante, os microrganismos e a espécie de planta (ARAÚJO, 2018).

Desta maneira, existe uma combinação de vários fatores que influenciam a eficiência de remoção de poluentes em sistema de WCs, dentre os quais destacam-se: material filtrante, macrófitas e microrganismos (SEZERINO *et al.*, 2018; DECEZARO, 2018).

### 1.2.3.1 Material filtrante

O material filtrante, ou meio suporte, é o elemento responsável pela filtração do esgoto e pela sustentação da vegetação presente nas WCs. Além de atuar de forma física, este elemento está envolvido na maioria das reações bioquímicas que ocorrem no interior do sistema, por servir como suporte para o desenvolvimento do biofilme microbiano (SEZERINO *et al.*, 2018).

Atualmente, a brita e a areia são os materiais filtrantes mais utilizados em WCs, sobretudo a utilização de brita é vantajosa pois proporciona boa permeabilidade e minimiza problemas de colmatação no sistema. Porém, a utilização de brita influencia em baixos tempos de percolação, e cabe ao projetista avaliar os prós e contras de cada material de acordo com o objetivo do tratamento que se deseja executar (SEZERINO *et al.*, 2018; SANTOS, 2019).

Sezerino *et al.* (2018) ressalta que o ideal é optar pela utilização de brita e areia como materiais filtrantes visando garantir maior longevidade do sistema e pela facilidade de caracterização dos materiais.

### 1.2.3.2 Macrófitas

A presença de macrófitas é uma das principais características que define o sistema de WCs. As macrófitas são definidas como as plantas que crescem em ambiente aquático, em solos saturados ou alagados, desde macroalgas até plantas aquáticas vasculares (LOURENÇO, 2017).

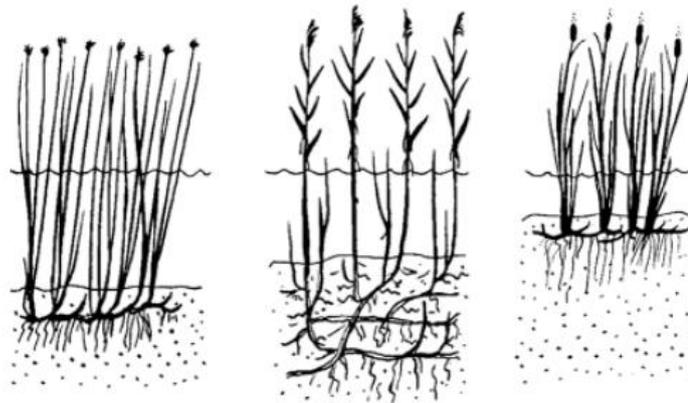
Grande variedade de macrófitas existentes em wetlands naturais são passíveis de utilização em WCs. Entretanto, existem mais de 150 espécies de plantas com potencial utilização em sistemas de tratamento de esgoto, porém, na prática, são poucas as espécies utilizadas (VYMAZAL, 2013).

De acordo com Sezerino *et al.* (2015), as plantas utilizadas em WCs são classificadas em: plantas com folhas flutuantes, emergentes, submersas e flutuantes.

Para fins de aplicação em WC-FSSV e WC-FSSH, as plantas aquáticas emergentes são as mais utilizadas, sobretudo no Brasil. As plantas emergentes são caracterizadas por apresentarem raízes fixadas no fundo do leito aquático, longos caules e folhas acima da superfície do esgoto em tratamento (VYMAZAL, 2013; MACHADO *et al.*, 2017).

A Figura 1.10 mostra exemplos de plantas macrófitas emergentes em WCs.

**Figura 1.10 - Representação de plantas aquáticas emergentes.**



Fonte: Kadlec e Wallace (2009).

Na escolha da macrófita aquática, deve-se dar preferência pelas espécies nativas locais e que suportam o estresse hídrico. Além disso, estas devem contribuir para a diminuição da colmatação, retirada de nutrientes do esgoto em tratamento, isolamento da superfície contra temperaturas muito baixas, possuir capacidade de transporte de oxigênio, embelezamento da paisagem e ainda serem resistentes às pragas (LIMA, 2016; SANTOS, 2019).

De acordo com Sezerino *et al.* (2018), outros fatores como o baixo custo, abundância de plantas na localidade, custo de transplante e poda devem ser levados em consideração no momento da escolha da macrófita adequada.

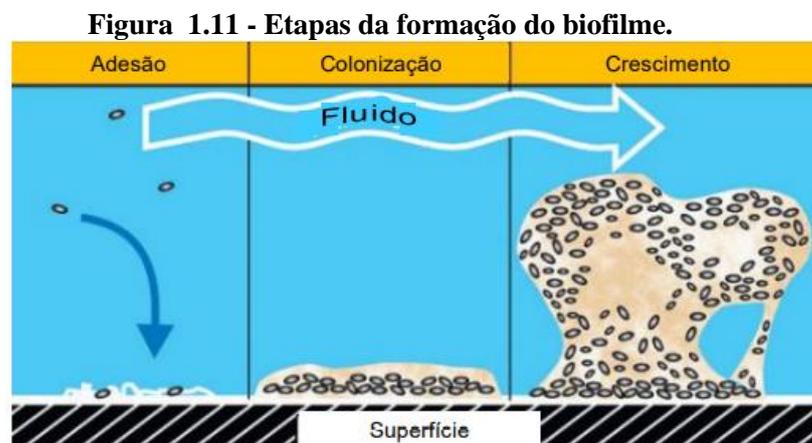
### 1.2.3.3 Microrganismos

Os microrganismos constituem o principal elemento atuante no tratamento de efluentes em WCs e são os principais responsáveis pela degradação dos poluentes presentes no esgoto (LIMA, 2016; DECEZARO, 2018; SANTOS, 2019).

De acordo com Santos (2019), são inúmeros os microrganismos presentes e envolvidos no processo de tratamento de esgoto em WCs, como é o caso das bactérias, fungos e algas. Dentre estes microrganismos, o grupo das bactérias é o mais representativo, atuando nos processos de transformação e remoção de poluentes.

Estes microrganismos desenvolvem-se, principalmente sobre a superfície do material filtrante e nas raízes das plantas, constituindo o biofilme microbiano. O biofilme pode ser definido como o conjunto de microrganismos que aderem sobre um meio suporte sólido, formando uma camada espessa, com superfície irregular e desuniforme (METCALF & EDDY, 2016; DECEZARO *et al.*, 2018).

O desenvolvimento do biofilme no sistema é um processo lento e progressivo e depende das condições ambientais e operacionais. Basicamente, a formação do biofilme ocorre nas seguintes etapas: adesão, colonização e crescimento (BUTLER; BOLTZ, 2014; DECEZARO, 2018), conforme mostra a Figura 111.



Fonte: Butler e Boltz (2014).

### 1.2.4 Modelos hidrodinâmicos

Segundo Von Sperling (1996), o modelo hidráulico do reator é função do tipo de alimentação (batelada ou contínuo) e do padrão de mistura utilizado.

É de fundamental importância o entendimento do modelo hidráulico que melhor representa o fluxo de esgoto destinado a uma WC, pois contribui para a otimização dos processos de remoção de poluentes possibilitando maior interação microrganismo-planta-meio suporte-polvente (KADLEC; WALLACE, 2009).

Em termos de padrão de mistura, Von Sperling (1996) classifica os principais modelos hidráulicos em: fluxo em pistão, mistura completa e tanques em série.

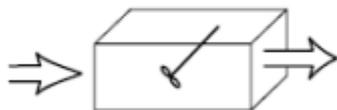
A Figura 1.12 esquematiza os principais modelos hidráulicos.

**Figura 1.12 - Representação dos principais modelos hidráulicos em reatores.**

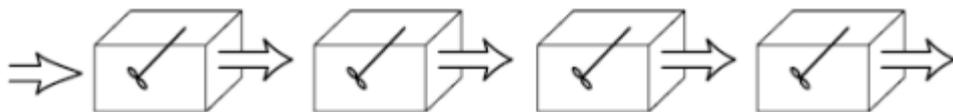
**A. Reator em fluxo pistão**



**B. Reator de mistura completa**



**C. Modelo de tanques-em-série**



Fonte: Kadlec e Wallace (2009) *apud* Arantes (2020).

O Quadro 1.2 traz as características dos principais tipos de reatores utilizados.

**Quadro 1.2 - Características dos principais modelos hidráulicos.**

Modelo hidráulico	Características
Fluxo em pistão (PFR – Plug Flow)	As partículas do esgoto entram de modo contínuo em uma extremidade do tanque, passam por ele e são descarregadas na saída, na mesma ordem em que entraram. O fluxo se comporta como um êmbolo ou pistão, sem misturas longitudinais. Este tipo de fluxo é reproduzido em tanques longos, com uma elevada relação comprimento/largura.
Mistura completa (CSTR – Continuous Stirred Tank Reactor)	As partículas do esgoto são dispersas imediatamente em todo o reator. O fluxo de entrada e saída do reator é contínuo.
Tanques em série	São usados para modelar o regime hidráulico existente entre os modelos ideais de fluxo em pistão e mistura completa. Apenas uma unidade reproduz o reator de mistura completa. O fluxo em pistão é reproduzido quando o sistema apresenta número infinito de reatores em série.

Fonte: Adaptado de Von Sperling (1996).

Segundo Silva Júnior (2018), o comportamento hidráulico de poluentes em reatores PFR pode ser descrito conforme a Equação 1.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{Q}{A} x \frac{\partial C}{\partial x} + r \quad (\text{Equação 1})$$

sendo,

$\frac{\partial C}{\partial t}$  = variação da concentração do poluente em função do tempo;

$Q$  = vazão de entrada no reator ( $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ );

$A$  = área superficial do reator ( $\text{m}^2$ );

$\frac{\partial C}{\partial x}$  = variação da concentração do poluente em função do comprimento do reator;

$r$  = taxa cinética de degradação do poluente ( $\text{m}^2$ ).

Pode-se expressar  $r$  em função da ordem de reação do modelo cinético (VON SPERLING, 1996), conforme descrito na Equação 2.

$$r = \pm k \cdot C^n \quad (\text{Equação 2})$$

sendo,

$k$  = constante de degradação do poluente ( $d^{-1}$ );

$C$  = concentração efluente ( $mg.L^{-1}$ );

$n$  = ordem da reação (0, 1, 2).

Os reatores PFR são adotados para representar o comportamento hidrodinâmico de WC-FSSH com longos comprimentos (SAEED; SUN, 2011; SEZERINO *et al.*, 2015).

Segundo Silva Júnior (2018), o comportamento hidráulico de poluentes em reatores CSTR em estado estacionário pode ser descrito conforme a Equação 3.

$$\frac{dC}{dt} = \frac{C_a}{\theta} - \frac{C_e}{\theta} \quad (\text{Equação 3})$$

sendo,

$\frac{dC}{dt}$  = variação da concentração do poluente em função do tempo;

$C_a$  = concentração afluente ( $mg.L^{-1}$ );

$C_e$  = concentração efluente ( $mg.L^{-1}$ );

$\theta$  = tempo de detenção hidráulica (d).

Os reatores de mistura completa (CSTR – Continuous Stirred Tank Reactor) são adotados para representar o comportamento hidrodinâmico de WC-FSSV (KADLEC; WALLACE, 2009; SEZERINO *et al.*, 2015).

### ***1.2.5 Modelos cinéticos de remoção de poluentes***

Grande parte das reações que ocorrem no tratamento de esgoto são lentas, sendo assim, a consideração de sua cinética é fator de fundamental importância. A partir da abordagem de modelos cinéticos, torna-se possível prever em projeto o desempenho de remoção dos poluentes de interesse em um sistema de WCs (VON SPERLING, 1996; JÁCOME *et al.*, 2016).

Alguns dos modelos cinéticos mais utilizados no estudo do comportamento de poluentes em sistemas de WCs são: cinética de 1ª Ordem, cinética de Monod e cinética de Monod Multi.

### 1.2.5.1 Cinética de 1ª ordem

Na cinética de 1ª ordem, a taxa de reação bioquímica em reator é diretamente proporcional à concentração do poluente no reator (VON SPERLING, 1996), conforme mostra a Equação 4.

$$\frac{dC}{dt} = \frac{-k_v \cdot C_e}{1} \quad (\text{Equação 4})$$

sendo,

$k_v$  = constante de degradação volumétrica do poluente ( $d^{-1}$ ).

No Brasil, modelos que combinam a cinética de 1ª Ordem de remoção de matéria orgânica com reator PFR são os mais utilizados no dimensionamento de WC-FSSH. Já no caso de WC-FSSV, também podem ser dimensionadas segundo o mesmo modelo cinético, porém, considerando outro tipo de fluxo hidrodinâmico, como por exemplo o CSTR (SEZERINO *et al.*, 2015).

### 1.2.5.2 Cinética de Monod

A modelação de um sistema de tratamento de águas residuárias requer conhecimentos sobre a obtenção de variáveis cinéticas intrínsecas aos microrganismos que atuam diretamente na degradação da matéria orgânica presente no esgoto. Uma das equações mais utilizadas quando se trata deste assunto é a equação desenvolvida por Monod (SILVA, 2009).

A cinética de Monod fornece uma estreita relação entre a disponibilidade de substrato presente no meio e a velocidade de crescimento da biomassa, conforme mostra a Equação 5 (SILVA JÚNIOR, 2018).

$$r = k_{\max} \cdot \frac{S}{k_s + S} \quad (\text{Equação 5})$$

Em que,

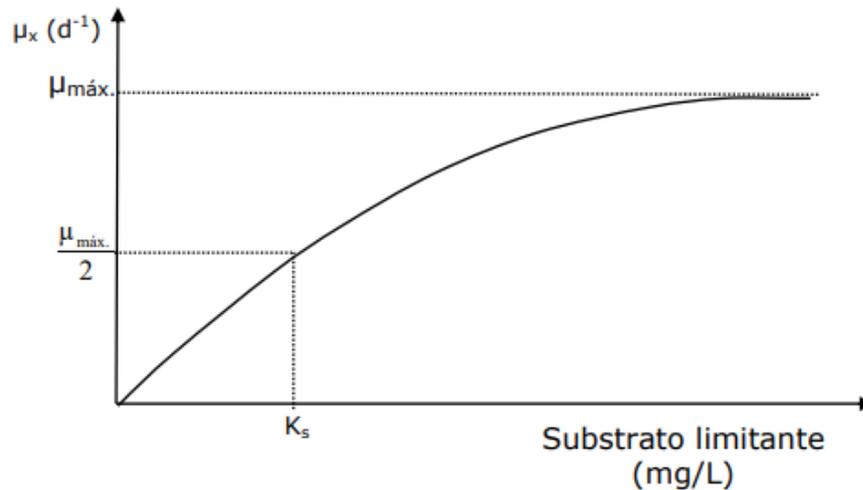
$k_{\max}$  = taxa máxima da reação ( $mg.L^{-1}.d^{-1}$ );

$S$  = concentração do substrato limitante ( $mg.L^{-1}$ );

$k_s$  = constante de saturação ( $mg.L^{-1}$ ).

A Figura 1.13 representa o comportamento da cinética do crescimento bacteriano, segundo Monod.

**Figura 1.13 - Taxa de crescimento específico em função do substrato limitante.**



Fonte: Silva (2009).

Na Equação 5, a variável  $S$  representa o substrato limitante, ou seja, aquele cuja redução implicará na redução da taxa de crescimento.

No caso de aumento na concentração do substrato disponível no meio, a taxa de crescimento bacteriano também aumenta, mas até a taxa de crescimento máxima, conforme mostra a Figura 13. Caso a concentração de substrato continue a aumentar, ela deixará de ser fator limitante e passará a supersaturar o meio, e provavelmente fará com que outro nutriente passe a controlar o crescimento tornando-se o novo fator limitante (SILVA, 2009).

Segundo Silva (2009), o valor da constante de saturação ( $k_s$ ) representa a velocidade pela qual a matéria orgânica presente no sistema é degradada. Quanto maior o valor de  $k_s$ , significa que menor é a afinidade dos microrganismos com o substrato presente no meio.

Estudos desenvolvidos por Saeed e Sun (2011) mostraram que o modelo cinético de Monod foi o mais representativo na remoção de matéria orgânica e nitrogênio do que a cinética de 1ª Ordem em WC-FSSV e WC-FSSH.

Esse modelo cinético assume que apenas um único substrato é fator limitante no processo de remoção de poluentes, como por exemplo a matéria orgânica (expressa em termos de DQO ou DBO) ou algum outro nutriente (SAEED; SUN, 2011).

### 1.2.5.3 Cinética de Monod Multi

A cinética de Monod Multi é a extensão da cinética de Monod, pois assume que mais de um substrato (poluente) pode limitar a taxa de degradação de poluentes do esgoto nas WCs, conforme mostra a Equação 6.

$$r = r_{max} \cdot \frac{C_1}{k_{s1} + C_1} \cdot \frac{C_2}{k_{s2} + C_2} \quad (\text{Equação 6})$$

Em que,

$r_{max}$  = taxa máxima da reação ( $\text{mg.L}^{-1}\text{d}^{-1}$ );

$C_1$  = concentração do substrato 1 ( $\text{mg.L}^{-1}$ );

$k_{s1}$  = constante de saturação do substrato 1 ( $\text{mg.L}^{-1}$ );

$C_2$  = concentração do substrato 2 ( $\text{mg.L}^{-1}$ );

$k_{s2}$  = constante de saturação do substrato 2 ( $\text{mg.L}^{-1}$ ).

No caso do modelo cinético de Monod Multi, mais que dois substratos também podem ser utilizados como limitantes. Neste sentido, por considerar mais dados, teoricamente apresenta melhores resultados do que a cinética de Monod convencional (ARANTES, 2020).

Segundo Saeed e Sun (2011), a cinética de Monod Multi na degradação de matéria orgânica em WCs considera a DBO (ou DQO) e OD como substratos limitantes.

### 1.2.6 Recirculação de água residuária tratada

A recirculação de águas residuárias é uma modificação operacional que vem sendo estudada como forma de melhorar ainda mais a eficácia do tratamento. Apesar de ser um tema ainda pouco abordado em pesquisas no Brasil, sobretudo em WCs, algumas pesquisas realizadas já mostram a aplicabilidade e funcionalidade da recirculação.

Para apresentação deste item, foram selecionados artigos nas bases de dados do portal de Periódicos CAPES e pelo Science Direct, com o acesso gratuito obtido através do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano.

Após aplicados os filtros de pesquisa, utilizando as palavras chaves “wetlands”, “recirculation” e “wastewater”, e em qualquer idioma, foram selecionados artigos que

abordavam sobre tratamento de águas residuárias em recirculação, no período compreendido entre os anos de 2012 e 2022.

A partir desta busca, foram selecionados 15 artigos, dos quais foram extraídas as seguintes informações: país que a pesquisa foi realizada, configuração do sistema, presença/tipo de vegetação utilizada, área superficial, taxas de recirculação, tipo de água residuária, parâmetros avaliados e eficiência de remoção.

Os artigos selecionados estão apresentados na Tabela 1.1.

**Tabela 1.1 - Descrição das configurações e principais resultados obtidos em trabalhos selecionados para fins de comparação.**

Autores	País	Tipo de SAC	Planta	As (m <sup>2</sup> )	Origem do efluente	Tipo de operação	TR	Parâmetros avaliados	Eficiência de Remoção	Concentração ou carga do efluente						
Prost-Boucle e Molle (2012)	França	WC-FV	Sem planta	NI	Doméstico	Recirculação	200%	DBO	93%	37 mg.L <sup>-1</sup>						
								DQO	89%	125 mg.L <sup>-1</sup>						
							100%	DBO	96%	14 mg.L <sup>-1</sup>						
								DQO	92%	73 mg.L <sup>-1</sup>						
							50%	DBO	93%	42 mg.L <sup>-1</sup>						
								DQO	90%	146 mg.L <sup>-1</sup>						
Kapellakis <i>et al</i> (2012)	Grécia	WC-SAL (duas em série)	<i>Phragmites australis</i>	91	Moinho de azeitona	Linear	-	DQO	80%	1330 mg.L <sup>-1</sup>						
								SST	83%	396,2 mg.L <sup>-1</sup>						
						Recirculação	50%	DQO	90%	685,5 mg.L <sup>-1</sup>						
								SST	98%	46,59 mg.L <sup>-1</sup>						
								NTK	87%	17,73 mg.L <sup>-1</sup>						
								DBO	91%	-						
						Linear (verão)	-	DQO	89%	-						
								SST	82%	-						
Ayaz <i>et al</i> (2015)	Turquia	Híbrido	<i>Phragmites australis</i>	31,7	Doméstico	Linear (inverno)	-	DBO	70%	-						
								DQO	79%	-						
								SST	71%	-						
													100%	DBO	87%	-
														DQO	91%	-
						Recirculação		SST	98%	-						
								DBO	86%	-						
								DQO	92%	-						
							200%	SST	97%	-						

Torrijos <i>et al</i> (2016)	Espanha	WC-FV + WC-FH <sub>1:2</sub>	Sem planta	0,03	Doméstico sintético	Linear	-	DQO	98,5%	-			
								NT	41,2%	-			
		WC-FV + WC-FH <sub>2:1</sub>						200%	DQO	98,2%	-		
		NT							19,9%	-			
		WC-FH + WC-FV <sub>2:1</sub>						Recirculação	300%	DQO	97,4%	-	
										NT	71,4%	-	
		400%							DQO	97,6%	-		
									NT	80,2%	-		
WC-FV + WC-FV <sub>2:1</sub>	400%	DQO	98,8%	-									
		NT	83,7%	-									
							DQO	98,9%	-				
							NT	89,9%	-				
Ávila <i>et al</i> (2017)	Espanha	WC-FV + WC-FH + WC-SAL	<i>Phragmites australis</i>	7	Doméstico	Recirculação	50%	DBO	85,2%	20 mg.L <sup>-1</sup>			
								SST	70,5%	10 mg.L <sup>-1</sup>			
Sharma <i>et al</i> (2018)	Índia	WC-FSSV <sup>1</sup>	<i>Arundo donax</i>	4	Laticínio	Linear		DBO <sub>3</sub>	91,0%	30,5 mg.L <sup>-1</sup>			
								SST	94,2%	21,3 mg.L <sup>-1</sup>			
								DBO <sub>3</sub>	93,3%	25,0 mg.L <sup>-1</sup>			
		WC-FSSV <sup>2</sup>						Recirculação	25%	SST	93,8%	22,6 mg.L <sup>-1</sup>	
										DBO <sub>3</sub>	SST	92,3%	32,0 mg.L <sup>-1</sup>
											SST	99,1%	13,4 mg.L <sup>-1</sup>
		WC-FSSV <sup>3</sup>						50%	DBO <sub>3</sub>	94,3%	20,4 mg.L <sup>-1</sup>		
SST	97,9%		7,7 mg.L <sup>-1</sup>										
WC-FSSV <sup>1</sup>	75%	DBO <sub>3</sub>	97,2%	11,3 mg.L <sup>-1</sup>									
		SST	98,6%	5,1 mg.L <sup>-1</sup>									
WC-FSSV <sup>2</sup>		DBO <sub>3</sub>	97,8%	9,0 mg.L <sup>-1</sup>									
		SST	99,3%	2,6 mg.L <sup>-1</sup>									
WC-FSSV <sup>3</sup>		DBO <sub>3</sub>	97,8%	9,0 mg.L <sup>-1</sup>									
		SST	99,3%	2,6 mg.L <sup>-1</sup>									

Decezaró (2019)	Brasil	WC-FV	<i>Canna spp.</i>	24,5	Doméstico	Linear	-	DQO	65%	-
								NTK	65%	-
						Recirculação	50%	DQO	49%	-
								NTK	39%	-
		Recirculação	100%	DQO	30%	-				
				NTK	33%	-				
Cano <i>et al</i> (2019)	Brasil	WC-FSSH	<i>Heliconia psittacorum</i>	0,22	Lixiviado de aterro	Recirculação	100%	DQO	39%	-
								NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	63%	-
			<i>Cyperus papyrus</i>					DQO	40%	-
								NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	81%	-
			Sem planta					DQO	29%	458 mg.L <sup>-1</sup>
		NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	72%	-						
Decezaró <i>et al</i> (2021)	Brasil	WC-FV	<i>Canna spp.</i>	24,5	Doméstico	Recirculação	50%	DBO	82%	-
								DQO	80%	-
								SST	85%	-
De Lille <i>et al</i> (2021)	México	WC-FH	<i>Sagittaria lancifolia</i>	0,6	Doméstico	Linear	-	DBO	89,93%	-
								DQO	87,21%	-
						Recirculação	100%	DBO	94,39%	-
								DQO	76,25%	-
		WC-FV	<i>Sagittaria lancifolia</i>	0,24	Doméstico	Linear	-	DBO	96,55%	-
								DQO	95,84%	-
						Recirculação	100%	DBO	97,29%	-
								DQO	93,43%	-
		WC-FH	<i>Thypha dominguensis</i>	0,6	Doméstico	Linear	-	DBO	88,08%	-
								DQO	69,88%	-
						Recirculação	100%	DBO	94,61%	-
								DQO	62,55%	-
WC-FV	<i>Thypha dominguensis</i>	0,24	Doméstico	Linear	-	DBO	96,28%	-		
						DQO	95,07%	-		
				Recirculação	100%	DBO	97,59%	-		
						DQO	82,90%	-		

Al-Wahaibi <i>et al</i> (2021)	Omã	WC-FV	<i>Phragmites australis</i>	995	Doméstico	Recirculação	100%	DBO	98,68%	3,94 mg.L <sup>-1</sup>
								DQO	97,84%	18,83 mg.L <sup>-1</sup>
								SST	99,57%	1,86 mg.L <sup>-1</sup>
								NT	82,98%	24,97 mg.L <sup>-1</sup>
								NTK	98,57%	1,23 mg.L <sup>-1</sup>
Yang <i>et al</i> (2021)	China	WC-FSSV	<i>Canna indica</i> , <i>Phragmites australis</i> e <i>Cyperus involucratus</i>	0,66	Lixiviado de aterro sanitário	Recirculação	25%	DQO	86,3%	139 mg.L <sup>-1</sup>
Saeed <i>et al</i> (2021)	Bangladesh	Híbrido	<i>Phragmites australis</i> e <i>Capim vetiver</i>	0,29	Lixiviado de aterro sanitário	Linear	-	DQO	55%	-
								DBO	34%	-
								NT	50%	-
						Recirculação	25%	DQO	76%	-
								DBO	89%	-
Koli e Munavalli (2021)	Índia	Híbrido	<i>Thypha augustifolia</i> e <i>Canna indica</i>	30	Doméstico	Linear	-	NTK	19%	-
								DQO	40%	-
						Recirculação	33,3%	NTK	23%	-
								DQO	50%	-
							50%	NTK	26%	-
Guedes-Alonso <i>et al</i> (2022)	Espanha	Lagoa de macrófitas	<i>Phragmites</i> , <i>Cyperus</i> , <i>Pontederia</i> , <i>Canna</i> e <i>Typha</i> .	292	Doméstico	Linear	-	DBO	90%	278 mg.L <sup>-1</sup>
							DQO	59%	438 mg.L <sup>-1</sup>	
							SST	94%	186 mg.L <sup>-1</sup>	
		Recirculação				50%	DBO	96%	333 mg.L <sup>-1</sup>	
							DQO	61%	480 mg.L <sup>-1</sup>	
	WC-FH					SST	93%	91 mg.L <sup>-1</sup>		

Fonte: Autor (2022).

Nos estudos realizados por Prost-Boucle e Molle (2012), foi realizado o tratamento de águas residuárias domésticas considerando o equivalente de 800 pessoas, em sistema composto por três WC-FV preenchidas com cascalho ( $D = 2-6\text{mm}$ ) como meio suporte. O monitoramento foi realizado durante 18 meses e sob diferentes taxas de recirculação: 50, 100 e 200%. Os parâmetros avaliados foram a DQO, DBO, SS e  $\text{NH}_4^+$ . Conforme mostra a Tabela 1, as melhores taxas de remoção para DBO e DQO foram de 96% e 92%, respectivamente, quando o sistema operava sob taxa de recirculação de 100%. Segundo os autores, para cargas orgânicas aplicadas de até  $450 \text{ gDQO.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ , não foram observados impactos da recirculação na eficiência de tratamento de cada reator. Porém, para cargas mais elevadas como  $600 \text{ gDQO.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ , notou-se leve impacto negativo que culminaram na redução da eficiência de remoção.

Kapellakis *et al.* (2012) estudaram águas residuárias de um moinho de azeitonas. O afluente bruto era armazenado em uma lagoa e transferido para um tanque de mistura de forma a diluir a água residuária de azeitona com água doce na proporção de 1:10. Foram dispostas duas WC-SAL em série, uma sem (WC1) e outra com recirculação (WC2), preenchidas com cascalho atuando como meio suporte. As duas WCs foram operadas sob regime de alimentação em lote/dia, e a cada 24 horas a água residuária era disposta em reator diferente. Os resultados obtidos mostram que a aplicação das águas residuárias de azeitona em WCs resultou em redução significativa na concentração de todos os parâmetros avaliados. A recirculação na WC2 proporcionou os melhores resultados na remoção de DQO (90%), SST (98%) e NTK (87%), se comparado aos resultados obtidos durante o tratamento em fluxo linear na WC1 (80%, 83% e 78% para DQO, SST e NTK, respectivamente). Segundo os autores, a melhor eficiência de remoção na WC2 está ligada à inserção de OD provocada pelo efeito de recirculação no reator. Apesar das altas taxas de remoção, verificou-se que as concentrações de poluentes no efluente final permaneceram acima dos limites aceitos para o despejo do efluente. A taxa de remoção em massa correspondente para a DQO foi de 117,7 e 131,8  $\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$  para WC1 e WC2, respectivamente. Contudo, os autores afirmam que a remoção de DQO e NTK não é necessariamente atribuída à degradação de matéria orgânica, uma vez que se espera que a sedimentação dos sólidos em suspensão também tenha importante contribuição neste processo de remoção de matéria orgânica.

Ayaz *et al.* (2015) trataram águas residuárias domésticas de uma pequena comunidade de cerca de 30 pessoas em sistema híbrido de WCs. O pré-tratamento foi realizado em um reator UASB e um reator anaeróbio defletor com TDH de 12 horas. A água residuária foi introduzida

por gravidade na WC-FSSH e bombeada em lotes para a WC-FSSV, e desta o efluente era recirculado para a entrada da WC-FSSH nas devidas fases de estudo. Cascalho, areia, pedras de mármore e calcária foram usados como meio suporte na WC-FSSV, enquanto a WC-FSSH foi preenchida apenas com cascalho. O sistema foi monitorado durante 5 fases com duração de 4 meses cada e sob diferentes modos de operação: sem recirculação (inverno e verão) e com recirculação (taxas de 100 e 200%). Comparando os resultados obtidos durante o tratamento linear nas WCs (verão e inverno), verifica-se que as eficiências de remoção de DBO, DQO e SST foram maiores no período de verão (91%, 89% e 82%, respectivamente) que no período de inverno (70%, 79% e 81%, respectivamente). Esses resultados indicam que a temperatura deve ser considerada como fator determinante no tratamento de águas residuárias domésticas. Conforme mostra a Tabela 1, a recirculação melhorou a eficiência de remoção para DQO e SST em comparação aos períodos sem recirculação, e proporcionou taxas médias de remoção de 28,59 gDQO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>, 6,25 gDBO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> e 9,29 gSST.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>. Segundo os autores, a eficiência de remoção de matéria orgânica foi ligeiramente maior na WC-FSSV do que na WC-FSSH. No entanto, em termos de taxas de remoção de massa por área, os resultados mostram que a matéria orgânica foi removida principalmente na WC-FSSH (28,93 gDQO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> e 7,21 gDBO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>), em vez da WC-FSSV (10,96 gDQO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> e 3,43 gDBO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>), o que mostra que a matéria orgânica é removida, principalmente no estágio inicial em sistema híbrido de WCs.

Torrijos *et al.* (2016) estudaram várias configurações de sistemas híbridos, em razões de áreas superficiais de 1:1 e 1:2, tratando águas residuárias domésticas sintéticas em sistema linear e em recirculação. As WCs consistiam em colunas cilíndricas preenchidas com cascalho e areia, apresentavam diâmetros de 10 ou 15 cm e altura de 60 cm. Considerando o sistema de tratamento linear, ambas as configurações de sistema, (WC-FV + WC-FH)<sub>1:2</sub> e (WC-FV + WC-FH)<sub>2:1</sub>, apresentaram excelentes resultados na remoção de matéria orgânica, 98,5% e 98,2%, respectivamente. Entretanto, ambas as configurações apresentaram baixas eficiências na remoção de NT. A recirculação de efluentes melhorou consideravelmente a eficiência e a taxa de remoção de NT. Utilizando a configuração (WC-FH + WC-FV)<sub>2:1</sub>, verifica-se que a medida que aumentavam as taxas de recirculação, maiores eram as eficiências de remoção de DQO e NT (Tabela 1), alcançando eficiências de 98,8% para DQO e 83,7% para NT, respectivamente, sob taxa de recirculação de 400%. Segundo os autores, as remoções de partículas e matéria orgânica sempre estiveram superiores a 94% (TSS), 95% (DQO) e 98% (DBO). Já na configuração (WC-FV + WC-FV)<sub>2:1</sub>, tratando água residuária sintética industrial sob taxa de recirculação de 400% e 24 pulsos por dia, foram obtidos os melhores resultados na remoção de

DQO (98,9%) e NT (89,9%). Contudo, apesar dos excelentes resultados, cabe destacar que a primeira unidade se encontrou próxima de seu limite hidráulico.

Ávila *et al.* (2017) trataram águas residuárias domésticas em sistema composto por três unidades de tratamento em série: duas WC-FV (operando de forma alternada), uma WC-FH e uma WC-SAL. Os materiais utilizados como meio suporte na WC-FV foram areia ( $D = 1-2\text{mm}$ ) e cascalho ( $D = 3-8\text{mm}$ ), já na WC-FH foram cascalho ( $D = 4-12\text{mm}$ ) e pedra ( $D = 3-5\text{ cm}$ ). O monitoramento foi realizado durante 9 meses, sob taxa de recirculação de 50% do efluente da WC-SAL para o tanque de Imhoff. Conforme mostra a Tabela 1, o sistema híbrido foi capaz de alcançar eficiências de 85,2% e 70,5% na remoção de DBO e SST, respectivamente. Segundo os autores, o desempenho de tratamento no sistema híbrido variou consideravelmente durante a pesquisa, sobretudo porque ocorreu a senescência da vegetação presente na WC-SAL durante o outono e que resultou na liberação de carbono, nitrogênio e sólidos, causando a redução drástica na eficiência global do sistema. Para reverter esta situação, os autores realizaram a poda das plantas da WC-SAL. Como resultado disso, o desempenho melhorou significativamente, e infere que a colheita da biomassa da vegetação resultou em melhora do desempenho do sistema, sendo recomendada como medida adequada para maximizar o sequestro de nutrientes das macrófitas antes da fase de senescência e evitar a redução no desempenho do tratamento.

Sharma *et al.* (2018) estudaram o tratamento de águas residuárias de laticínios em 3 diferentes sistemas de WC-FSSV, cada um com uma área de  $4\text{m}^2$ . Cada sistema consistia em dois reatores: o primeiro possuía  $2,5\text{m}^2$  e o segundo  $1,5\text{m}^2$ . Todas as WCs foram preenchidas com areia ( $D = 0,25\text{mm}$ ) como material filtrante e plantadas com *Arundo donax*. Inicialmente, o sistema foi operado sem recirculação durante 3 semanas, e logo após, cada sistema começou a recircular em taxas de 25%, 50% e 75%, respectivamente. Os resultados alcançados mostram que a recirculação em cada sistema melhorou as taxas de remoção de todos os parâmetros avaliados, alcançando eficiências máximas de remoção de  $\text{DBO}_3$  (97,8%), SST (99,3%) e NT (50,5%) no sistema de WC-FSSV com taxa de recirculação de 75% (Tabela 1). Antes da recirculação, as concentrações médias de  $\text{DBO}_3$  no efluente final foram de 30,5, 25,0 e 32,0  $\text{mg.L}^{-1}$  e as taxas de carregamento de 1,7, 1,4 e 1,7  $\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ , nos três sistemas, respectivamente. Já durante a recirculação, as concentrações de  $\text{DBO}_3$  no efluente final foram novamente reduzidas e alcançaram 20,4, 11,3 e 9,0  $\text{mg.L}^{-1}$  e as taxas de carregamento de 1,1, 0,4 e 0,5  $\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ , nos três sistemas, respectivamente. Os autores reforçam que o principal processo de remoção acontece dentro do reator em que ocorre a interação do biofilme microbiano com as águas residuárias e resulta na degradação da  $\text{DBO}_3$ .

Decezaró *et al.* (2019) estudaram o tratamento de águas residuárias domésticas em sistema composto por fossa séptica, funcionando como tratamento primário, seguido de WC-FV com 0,75m de profundidade e preenchida com cascalho ( $D = 19-25\text{mm}$ ) como meio suporte. O sistema foi operado durante 2 anos divididos em três períodos: sem recirculação (I), 50% (II) e 100 de recirculação (III). De acordo com os resultados da Tabela 1, as eficiências de remoção de DQO foram de 65%, 49% e 30% nos períodos I, II e III, respectivamente. De modo similar, as eficiências de remoção de NTK foram de 65%, 39% e 33% nos períodos I, II e III. Em termos de remoção de carga, a recirculação de 50% do efluente proporcionou os melhores resultados na remoção de DQO ( $22,8 \text{ gDQO.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ ), porém, isso coincide justamente com as maiores cargas orgânicas aplicadas na WC-FV ( $47,0 \text{ gDQO.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ ), e não trouxe melhoras em termos de eficiência de remoção (49%). De acordo com os autores, altas taxas de cargas hidráulicas podem interferir negativamente na remoção de matéria orgânica por proporcionarem menor tempo de contato entre o efluente e os microrganismos, podendo ser justificado pela redução das eficiências de remoção dos parâmetros avaliados nesta pesquisa à medida que aumentavam as taxas de recirculação. Os autores também reforçam que, elevadas cargas orgânicas podem prejudicar a nitrificação em WC-FV pela competição por oxigênio entre as bactérias autotróficas (responsáveis pela nitrificação) e heterotróficas (responsáveis pela degradação da matéria orgânica).

Cano *et al.* (2019) avaliaram o tratamento de lixiviado de aterro sanitário em sistema em escala laboratorial, composto por três WC-FSSH paralelas operando durante 21 dias sob taxa de recirculação de 100%. Duas células foram plantadas com *Heliconia psittacorum* e *Cyperus papyrus* e uma delas não recebeu vegetação (controle). O material utilizado como meio suporte em todas as WC-FSSH foi o cascalho ( $D = 5\text{mm}$ ). Antes do tratamento, o lixiviado foi mantido durante três dias em um tanque com aeração, posteriormente foi diluído com água de torneira (proporção de volume 1:5) e seu pH ajustado (7,5-8,0) para propiciar ambiente capaz de oferecer condições para o adequado crescimento de plantas e microrganismos. Os resultados obtidos mostram que houve influência da recirculação e da presença de planta no desempenho do tratamento no sistema. Com 21 dias de recirculação, as WC-FSSH plantadas removeram cerca de 40% de DQO, enquanto a célula de controle removeu apenas 29%. Segundo os autores, todas as WCs apresentaram tendência de redução linear da concentração de DQO após 7 dias de tratamento, com maior destaque para as duas WC-FSSH plantadas, pois o aumento da eficiência destas pode ser resultado da maior atividade microbiana nas zonas das raízes das plantas. No entanto, os autores também destacaram que as eficiências de remoção de DQO do

lixiviado foram baixas, se comparadas aos resultados de WC-FSSH tratando diferentes tipos de águas residuárias biodegradáveis, sobretudo por conta da recalitrância de alguns contaminantes orgânicos que limitaram a remoção de DQO. O sistema alcançou ótimos resultados na eficiência de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , tanto nas células plantadas (63% e 81%) como na célula não plantada (72%), sugerindo que foram alcançados bons índices de nitrificação, sendo esta apontada como o principal processo de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  neste estudo.

Decezaró *et al.* (2021) estudaram o tratamento de águas residuárias domésticas em um sistema composto por TS seguido de WC-FSSV. Os materiais escolhidos como meio suporte para a WC-FSSV foram a brita nº 1 ( $D = 19\text{mm}$ ) e brita nº 2 ( $D = 25\text{mm}$ ). O monitoramento foi realizado durante 9 meses, utilizando taxa de recirculação de 50%, taxa de aplicação hidráulica no WC-FV de  $85 \text{ mm}\cdot\text{d}^{-1}$  e carga aplicada de  $47,0 \text{ gDQO}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ . Conforme mostra a Tabela 1, foram obtidos ótimos resultados na remoção global de DBO (82%), DQO (80%) e SST (85%), mesmo com elevadas cargas orgânicas aplicadas. Avaliando apenas a WC-FV, as eficiências de remoção para DBO, DQO e SST foram de 44%, 49% e 61%, respectivamente. Nesse sistema, a matéria orgânica particulada é removida principalmente pelos processos de sedimentação e filtração. Para os autores, a eficiência de remoção de matéria orgânica por esses processos depende muito do meio suporte utilizado, sendo que comumente menores remoções de matéria orgânica são observadas em sistemas de WC-FV preenchidas com brita, como é o caso deste estudo. Já a remoção de SST no sistema, ocorreu em razão dos processos de sedimentação no TS e de sedimentação e filtração na WC-FV. O TS alcançou boa remoção de SST (46%) assim como a WC-FV (61%), segundo a carga aplicada. De acordo com os autores, o sistema atendeu em todas as amostragens realizadas, a eficiência de remoção mínima de 60% de  $\text{DBO}_5$ , estipulada pela Resolução nº 430 do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA (BRASIL, 2011).

De Lille *et al.* (2021) avaliaram o tratamento de águas residuárias domésticas em um sistema composto por um TS que abastecia três sistemas híbridos. Cada sistema híbrido consistia em uma WC-FS seguida de uma WC-FV. A brita foi o meio suporte utilizado na WC-FH, já na WC-FV foram utilizados o cascalho e a areia. O primeiro sistema híbrido foi plantado com *Sagittaria lancifolia*, o segundo foi plantado com *Thypha dominguensis* e o terceiro ficou sem vegetação para controle. O desempenho do sistema foi avaliado em tratamento linear e em recirculação de 100%, considerando TDH de 2 e 4 dias. Considerando um TDH de 2 dias para ambas as WCs e tipos de operação, os resultados obtidos mostram que os dois sistemas híbridos plantados foram muito eficientes na remoção de DBO e DQO (Tabela 1). Durante o sistema de

tratamento linear, as WC-FH apresentaram eficiências de remoção variando entre 88-90% para DBO e 69-87% para DQO. Já as WC-FV apresentaram eficiências de remoção próximas a 96% para DBO e 95% para DQO. Os autores citam que os resultados obtidos foram muito superiores aos de outros estudos que utilizaram a mesma configuração (WC-FSH + WC-FV), provavelmente pelas altas temperaturas incidentes na região de estudo. Já durante a fase de recirculação do sistema, em que o efluente da saída da WC-FV era recirculado para a entrada da WC-FH, os resultados obtidos produziram eficiências de remoção semelhantes as obtidas durante a operação linear. Os resultados mostram que o sistema foi novamente altamente eficiente na remoção de DQO e DBO, com eficiências globais que variaram entre 83 e 98%. As WC-FH apresentaram eficiências de 94% para remoção de DBO e variando entre 62-76% para DQO. Já as WC-FV apresentaram eficiências de remoção próximas a 97% para DBO e variando entre 82-93% para DQO. Os autores relataram também que, em consequência desses resultados, o efluente final conseguiu cumprir todos os limites estabelecidos para sua destinação final conforme legislação vigente.

Al-Wahaibi *et al.* (2021) trataram águas residuárias domésticas através de uma WC-FSSV em escala real (dividida em dois tanques, VF<sub>1</sub> e VF<sub>2</sub>) sob taxa de recirculação de 100%. A areia e o cascalho foram os materiais utilizados como meio suporte. O efluente da WC-FSSV era recirculado para um tanque anóxico que distribuía a água residuária na entrada VF<sub>1</sub>. Vale ressaltar que a taxa de recirculação do efluente foi aumentada gradativamente de 50% para 100% durante os dois primeiros meses de operação. A WC-FSSV foi alimentada continuamente durante 1 ano e meio, por meio de caminhões-tanque que descarregavam as águas residuárias em um tanque tampão. Conforme mostram os resultados contidos na Tabela 1, a matéria orgânica em termos de DBO e DQO foi reduzida em 98,68% (22,62 g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>) e 97,84% (65,61 g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>), respectivamente, com concentrações médias efluentes de 3,94 e 18,83 mg.L<sup>-1</sup>. Os níveis médios de NTK foram reduzidos para 1,23 mg.L<sup>-1</sup> (98,57%), indicando a forte nitrificação no sistema. A menor eficiência de remoção foi registrada para o NT (82,98%), que ocorreu principalmente pelo aumento dos níveis de nitrogênio inorgânico. A remoção de SST foi quase completa (99,57%) e em termos de carga foram removidos 35,63 gSST.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>. Os autores afirmam que o sistema proporcionou biodegradação e nitrificação da matéria orgânica completa, atingindo os limites exigidos para os padrões de irrigação em Omã.

Yang *et al.* (2021) avaliaram o tratamento de lixiviado de aterro sanitário em sistema sob taxa de recirculação de 25%. O sistema de tratamento foi composto por três WC-FSSV em série, precedidas de um tanque de alimentação em que o lixiviado coletado era introduzido,

diluído e bombeado para alimentação no sistema de WCs. Cada reator foi construído a partir de um recipiente de polipropileno e preenchido com concreto aerado poroso. As espécies *Canna indica*, *Phragmites australis* e *Cyperus involucratus* foram plantadas em todas as WCs na proporção de 3:2:1. Segundo os autores, a combinação de plantas de raízes longas e curtas pode proporcionar melhores efeitos no tratamento. De acordo com a Tabela 1, a eficiência média de remoção de DQO no sistema foi de 86,3%, que resultou em concentração média efluente de 139 mg.L<sup>-1</sup> (a DQO afluente foi de 1.063 mg.L<sup>-1</sup>). Os resultados obtidos indicam que o sistema composto pelas WC-FSSV alcançou alta eficiência de remoção de DQO e que o processo de remoção foi relativamente estável. De acordo com os autores, a maior parte da matéria orgânica foi degradada pelos processos físicos de sedimentação e filtração, bem como pela degradação microbiana em condições anaeróbicas, facultativas e aeróbicas, sendo a eficiência de degradação dependendo da biodegradabilidade de matéria orgânica e das condições do processo, como por exemplo a temperatura e vazão.

Saeed *et al.* (2021) avaliaram o desempenho de quatro sistemas híbridos no tratamento de lixiviado de aterro sanitário. Os materiais utilizados como meio suporte foram: areia (D = 0,075mm), tijolo (D = 5-10mm), carvão (D = 5-10mm), turfa de coco e bloco de concreto (D = 5-10mm). As quatro unidades experimentais foram arranjadas em série para formar quatro sistemas híbridos, em que cada um incluiu uma WC-FV seguida por uma WC-FH. Conforme a Tabela 1, os resultados obtidos mostram que o sistema em recirculação de 25% trouxe excelentes resultados na remoção de matéria orgânica. As eficiências de remoção para DBO, DQO e NT foram de 34%, 55% e 50%, respectivamente, durante a fase de tratamento linear. Com recirculação de 25% do efluente, o sistema alcançou eficiências de 89%, 76% e 93% na remoção de DBO, DQO e NT, respectivamente.

Koli e Munavalli (2021) estudaram o desempenho de um sistema híbrido de WCs tratando águas residuárias domésticas com e sem recirculação. O tratamento primário foi realizado através de um reator anaeróbio, e posteriormente, as águas residuárias foram introduzidas em um sistema híbrido de WCs com vegetação mista de *Thypha augustifolia* e *Canna indica*. O tijolo (D = 40-100mm) foi o material utilizado como meio suporte. O sistema foi monitorado em três fases distintas: sem recirculação e com recirculação sob taxas de 33,33% e 50%, respectivamente. Comparando os resultados obtidos no sistema de tratamento linear, verificou-se remoções médias de 35% e 19% para DQO e NTK, respectivamente. Quando a recirculação foi iniciada notou-se melhora nas taxas de remoção, apresentando eficiências de 50% e 26% nas remoções de DQO e NTK, respectivamente, quando o sistema operava sob recirculação de

50%. Em vistas dos resultados, nota-se que a recirculação aumentou progressivamente a eficiência de remoção de DQO, no entanto, a remoção de NTK não foi significativa em ambos os tipos de operação do sistema. Segundo os autores, neste estudo, a remoção de DQO aumentou justamente quando houve aumento nas taxas de recirculação mesmo para taxas de carregamento hidráulico constantes. Já sobre o NTK, a pequena melhora em sua remoção está ligada à parcial aeração e nitrificação do efluente.

Guedes-Alonso *et al.* (2022) avaliaram o tratamento de águas residuárias domésticas de 150 habitantes em sistema composto por uma lagoa de estabilização seguida de um conjunto de WC-FH em série. O esgoto bruto coletado é destinado a um tanque séptico, e posteriormente bombeado a um tanque de entrada, que destinava por gravidade o afluente para a lagoa de estabilização e posteriormente para o conjunto de WC-FH. Pedras basálticas ( $D = 10\text{cm}$ ) foram utilizadas como meio suporte nas WC-FH. O monitoramento do sistema foi realizado considerando dois tipos de operação: sem recirculação (fevereiro a junho de 2018) e sob taxa de recirculação de 50% (fevereiro a junho de 2019). Conforme os resultados descritos na Tabela 1, a remoção de matéria orgânica em termos de DBO, atingiram valores acima de 80% em ambas as fases de operação. Durante a fase de recirculação houve melhora na eficiência de remoção de DBO (de 90% para 96%) e DQO (de 51% para 60%). Já para SST, a eficiência de remoção foi reduzida de 94% (sem recirculação) para 93% (com recirculação de 50%), apesar do efluente final apresentar concentração média inferior durante o período de recirculação ( $91\text{ mg.L}^{-1}$ ). Segundo os autores, não houve diferença significativa entre as remoções para qualquer variável entre as duas etapas de operação.

Nas análises realizadas no presente estudo, ficou comprovado que a presença de vegetação é importante para a remoção de poluentes em WCs, sobretudo de matéria orgânica, e as eficiências de remoção foram mais altas nos sistemas com vegetação. A influência das plantas neste processo está diretamente associada à liberação de oxigênio por meio das raízes, aumentando a biodegradabilidade na rizosfera. Na escolha das espécies a serem plantadas devem ser consideradas a taxa de crescimento e a adaptação da espécie no meio.

Com relação ao substrato, deve-se optar pela escolha daquele que apresente melhor adesão ao biofilme, sendo o cascalho boa opção, pois é mais resistente ao entupimento, além de facilitar a transferência de oxigênio para as camadas inferiores do sistema. Considerado os 15 artigos analisados, em 60% deles os autores utilizaram o cascalho como substrato.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo geral**

Avaliar o comportamento da matéria orgânica sob o efeito da recirculação de esgoto doméstico tratado em sistema híbrido de wetlands construídas.

### **2.2 Objetivos específicos**

- Avaliar o comportamento hidráulico do sistema de tratamento considerando a recirculação do esgoto tratado;
- Analisar a variação da matéria orgânica do esgoto doméstico em sistemas de fluxo linear e com recirculação;
- Avaliar a adequação de modelos cinéticos-hidrodinâmicos para representar a degradação de matéria orgânica do esgoto tratado considerando sua recirculação.

### 3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AL-WAHAIBI, B. M.; JAFARY, T.; AL-MAMUN, A.; BAAWAIN, M. S.; AGHBASHLO, M.; TABATABAEI, M.; STEFANAKIS, A. I. Operational modifications of a full-scale experimental vertical flow constructed wetland with effluent recirculation to optimize total nitrogen removal. **Journal of Cleaner Production**, v. 296, pp. 126558, 2021.

ARAÚJO, R. K. **Redução de micropoluentes por sistema de tanque séptico e wetland construído vertical com recirculação**. 2018. 163 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 13969**: Tanques sépticos: unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, 1997. 60 p.

\_\_\_\_\_. **NBR 7229**: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro, 1993. 15 p.

ÁVILA, C.; PELISSARI, C.; SEZERINO, P. H.; SGROI, M.; ROCCARO, P.; GARCÍA, J. Enhancement of total nitrogen removal through effluent recirculation and fate of PPCPs in a hybrid constructed wetland system treating urban wastewater. **Science of the Total Environment**, v. 5484-585, p. 414-425, 2017.

AYAZ, S. Ç.; AKTAS, O.; AKÇA, L.; FINDIK, N. Effluent quality and reuse potential of domestic wastewater treated in a pilot-scale hybrid constructed wetland system. **Journal of Environmental Management**, v. 156, p. 115-120, 2015.

BARSZCZ, L. B.; BELLATO, F. C.; BENASSI, R. F.; MATHEUS, D. R. Avaliação ecotoxicológica de efluentes tratados por alagados construídos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Santo André, v. 24, n. 6, p. 1147-1156, 2019.

BRASIL. **Lei nº 11.445, de 05 de janeiro de 2007**. Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico; cria o Comitê Interministerial de Saneamento Básico; altera as Leis nºs 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.666, de 21 de junho de 1993, e 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; e revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2007/lei/111445.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/111445.htm). Acesso em: 23 mai. 2021.

BUENO, R. F. **Aplicação de Wetlands Construídos como Sistemas Descentralizados no Tratamento de Esgoto**. 2013. Acesso em: 01 mai 2021. <http://www.abes-sp.org.br/arquivos/evento210613/02.pdf>

BUTLER, C. S.; BOLTZ, J. P. Biofilm processes and control in water and wastewater treatment. **Comprehensive Water Quality and Purification**, [S. l.], v. 3, p. 90-107, 2014.

- CANO, V.; VICH, D. V.; ROUSSEAU, D. P. L.; LENS, P. N. L.; NOLASCO, M. A. Influence of recirculation over COD and N-NH<sub>4</sub> removals from landfill leachate by horizontal flow constructed treatment wetland. **International Journal of Phytoremediation**, v. 21, n. 10, p. 998-1004, 2019.
- DE LILLE, M. I. V.; CARDONA, M. A. H.; XICUM, Y. A. T.; VALLEJOS, G. G.; FRANCO, C. A. Q. Hybrid constructed wetlands system for domestic wastewater treatment under tropical climate: Effect of recirculation strategies on nitrogen removal. **Ecological Engineering**, v. 166, p. 106243-106253, 2021.
- DECEZARO, S. T. **Sistema de tanque séptico e wetland construído vertical com recirculação para remoção de matéria orgânica e nitrogênio de esgoto doméstico**. 2018. 215 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.
- DECEZARO, S. T.; WOLFF, D. B.; PELISSARI, C.; RAMÍREZ, R. J. M. G.; FORMENTINI, T. A.; GOERCK, J.; RODRIGUES, L. F.; SEZERINO, P. H. Influence of hydraulic loading rate and recirculation on oxygen transfer in a vertical flow constructed wetland. **Science of the Total Environment**, v. 668, p. 988-995, 2019.
- DECEZARO, S. T.; WOLFF, D. B.; ARAUJO, R. K.; CARVALHO JUNIOR, O.; SEZERINO, P. H. Potencial de nitrificação/desnitrificação de tanque séptico e wetland construído com recirculação no tratamento descentralizado de esgoto de empreendimento habitacional. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 26, n. 4, p. 721-730, 2021.
- DOTRO, G.; MANDER, U.; ROUSSEAU, D. WETPOL 2015: Closing the gap between natural and constructed wetlands research. **Ecological Engineering**, [S.l.], v. 98, p. 286–289, 2017.
- FECHINE, V. Y. **Avaliação do desempenho e da rotina operacional em wetlands construídos verticais empregados no tratamento de esgoto sanitário**. 2019. 160 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- FOLADORI, P.; RUABEN, J.; ORTIGARA, A. R. C. Recirculation of artificial aeration in vertical flow constructed wetlands: A comparative study for treating high load Wastewater. **Bioresource Technology**, v. 149, p. 398-405, 2013.
- FONDER, N.; HEADLEY, T. The taxonomy of treatment wetlands: A proposed classification and nomenclature system. **Ecological Engineering**, v. 51, p. 203 – 211, 2013.
- GUEDES-ALONSO, R.; HERRERA-MELÍAN, J. A.; SÁNCHEZ-SUÁREZ, F.; DÍAZ-MENDOZA, V.; SOSA-FERRERA, Z.; SANTANA-RODRÍGUEZ, J. J. Removal of Pharmaceuticals in a Macrophyte Pond-Constructed Wetland System and the Effect of a Low Effluent Recirculation. **Water Research**, v. 14, n. 15, pp. 2340, 2022.
- HUANG, X.; LIU, C.; GAO, C.; WANG, Z.; ZHU, G.; LIU, L.; LIN, G. Comparison of nutrient removal and bacterial communities between natural zeolite-based and volcanic rock-based vertical flow constructed wetlands treating piggyery wastewater. **Desalination Water Treatment**, [S. l.], v. 51, p. 4379-4389, 2013.

- JÁCOME, J. A.; MOLINA, J.; SUÁREZ, J.; MOSQUEIRA, G.; TORRES, D. Performance of constructed wetlands Applied to the treatment of domestic wastewater: a case study in Boimorto (Galicia, Spain). **Ecological Engineering**, v. 95, p. 324-329, 2016.
- KADLEC, R. H.; WALLACE, R. D. **Treatment Wetlands**. 2. ed. Florida: CRC Press. 2009. 1016 p.
- KAPELLAKIS, I. E.; PARANYCHIANAKIS, N. V.; TSAGARAKIS, K. P.; ANGELAKIS, A. N. Treatment of Olive Mill Wastewater with Constructed Wetlands. **Water Research**, v. 4, n. 1, p. 260-271, 2012.
- KOLI, M. M.; MUNAVALLI, G. R. Field-scale baffled and biorack hybrid constructed wetland: effect of fluctuating loading rates and recirculation for domestic wastewater treatment. **International Journal of Phytoremediation**, v. 23, n. 13, p. 1342-1355, 2021.
- LIAN-SHENG, H.; HONG-LIANG, L.; BEI-DOU, X.; YING-BO, Z. Effects of effluent recirculation in vertical-flow constructed wetland on treatment efficiency of livestock wastewater. **Water Science & Technology**, v. 54, n. 11-12, p. 137-146, 2006.
- LIMA, R. F. S. **Potencialidades dos wetlands construídos empregados no pós-tratamento de esgotos: experiências brasileiras**. 2016. 81 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- LORENÇO, L. S. **Remoção de matéria orgânica e nutrientes de esgoto doméstico por wetland na estação de tratamento Aparecida – Campos Novos**. 2017. 88 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages.
- MACHADO, A. I.; BERETTA, M.; FRAGOSO, R.; DUARTE, E. Overview of the state of the art of constructed wetlands for decentralized wastewater management in Brazil. **Journal of Environmental Management**, [S. l.], v. 187, p. 560–570, 2017.
- MARCHESI, M. D. T. **Remoção de matéria orgânica, nutrientes e antibióticos em esgotos domésticos por wetlands construídas de fluxo vertical**. 2020. 81 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira.
- MELLO, D. **Avaliação do uso de sistemas de wetlands construídas no tratamento de esgotos sanitários**. 2016. 164 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba.
- METCALF & EDDY. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**. Tradução: Ivanildo Hespagnol, José Carlos Mierzwa; 5. ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.
- PAOLI, A. C. **Análise de desempenho e comportamento de wetlands horizontais de fluxo subsuperficial baseado em modelos hidráulicos e cinéticos**. 2010, 148 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- PATEL, A. G. **Sistema híbrido de wetlands construídos no tratamento de esgotos sanitários**. 2018. 116 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba.

PELISSARI, C. **Dinâmica microbiana nitrificante e desnitrificante em wetland construído vertical**. 2017. 213 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

PELISSARI, C. Incorporação de nitrogênio e fósforo no tecido foliar da macrófita *Typha domingensis* Pers. durante o tratamento de efluente da bovinocultura leiteira em wetlands construídos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 24, n. 3, p. 585-590, 2019.

POÇAS, C. D. **Utilização da tecnologia de wetlands para tratamento terciário: controle de nutrientes**. 2015. 93 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade de São Paulo, São Paulo.

PROST-BOUCLE, S.; MOLLE, P. Recirculation on a single stage of vertical flow constructed wetland: Treatment limits and operation modes. **Ecological Engineering**, v. 43, p. 81- 84, 2012.

SAEED, T.; SUN, G. Kinetic modeling of nitrogen and organic removal in areas wets of vertical and horizontal flow. **Water Research**, v. 45, n. 10, p. 3137-3152, 2011.

SAEED, T.; MIAH, M. J.; MAJED, N.; ALAM, M. K.; KHAN, T. Effect of effluent recirculation on nutrients and organics removal performance of hybrid constructed wetlands: Landfill leachate treatment. **Journal of Cleaner Production**, v. 282, pp. 125427, 2021.

SANTOS, M. O. **Otimização de wetland construído vertical empregado no tratamento de esgoto sanitário**. 2019. 150 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

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**, Jundiaí, n. 16, p. 35-44, 2015.

SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; DECEZARO, S. T.; MAGRI, M. E.; PHILIPPI, L. S. Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Florianópolis, v. 20, n. 1, p. 151-158, 2015.

SEZERINO, P. H.; ROUSSO, B. Z.; PELISSARI, C.; SANTOS, M. O.; FREITAS, M. N.; FECHINE, V. Y.; LOPES, A. M. B. **Wetlands construídos aplicados no tratamento de esgoto sanitário: Recomendações para implantação e boas práticas de operação e manutenção**. Florianópolis: GESAD, 2018.

SHARMA, P. K.; MINAKSHI, D.; RANI, A.; MALAVIYA, P. Treatment efficiency of vertical flow constructed wetland systems operated under different recirculation rates. **Ecological Engineering**, n. 120, p. 474-480, 2018.

SHINGARE, R. P.; THAWALE, P. R.; RAGHUNATHAN, K.; MISHRA, A.; KUMAR, S. Constructed wetland for wastewater reuse: Role and efficiency in removing enteric pathogens. **Journal of Environmental Management**, v. 246, p. 444–461, 2019. doi: 10.1016/j.jenvman.2019.05.157.

SILVA, G. **Interferências pluviométrica e temporal na hidrodinâmica de wetland construído de fluxo subsuperficial vertical no tratamento de esgoto doméstico**. 2020. 91 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade) – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano, Rio Verde.

SILVA JÚNIOR, E. D. **Influência climática em modelos cinético-hidrodinâmicos para dimensionamento de wetlands construídas no tratamento de esgoto doméstico**. 2018. 201 f. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Universidade de Brasília, Brasília.

SILVA, W. G. **Estudo cinético do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos vegetais**. 2009. 175 f. Tese (Doutorado em Química) – Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO – SNIS.

**Diagnóstico dos serviços de água e esgotos**. 2020. Disponível em:

[http://appsnis.mdr.gov.br/indicadores/web/agua\\_esgoto/mapa-esgoto](http://appsnis.mdr.gov.br/indicadores/web/agua_esgoto/mapa-esgoto). Acesso em: 18 mai. 2021.

SOARES, B. S. **Comparação de modelos de degradação de matéria orgânica em sistemas alagados construídos tratando esgoto sanitário**. 2016. 64 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

SUTIL, E. L.; SANCHEZ, A. A.; CAVALHERO, A. Sistemas descentralizados de tratamento de esgoto e reuso da água. **Ciência e Tecnologia Ambiental**, p. 201-220, 2016.

TILLEY, E. A.; ULRICH, L.; LUTHI, C.; REYMOND, P.; ZURBRUGG, C. **Compendium of Sanitation Systems and Technologies**. 2nd revised edition. International Water Association, 2014.

TORRIJOS, V.; GONZALO, O. G.; TRUEBA-SANTISO, A.; RUIZ, I.; SOTO, M. Effect of by-pass and effluent recirculation on nitrogen removal in hybrid constructed wetlands for domestic and industrial wastewater treatment. **Water Reserach**, v. 103, p. 92-100, 2016.

TREIN, C. M.; PELISSARI, C.; HOFFMANN, H.; PLATZER, C. J.; SEZERINO, P. H. Tratamento descentralizado de esgotos de empreendimentos commercial e residencial empregando a ecotecnologia dos wetlands construídos. **Ambiente Construído**, Porto Alegre, v. 15, n. 4, p. 351-367, 2015.

VYMAZAL, J. The use of hybrid constructed wetlands for wastewater treatment with special attention to nitrogen removal: a review of a recent development. **Water Resource**, Moscou, v. 47, n. 14, p. 4795-4811, 2013.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas Residuárias: Princípios básicos do tratamento de esgotos**. v.2. Belo Horizonte: Editora UFMG, 1996.

YANG, C.; FU, T.; WANG, H.; CHEN, R.; WANG, B.; HE, T.; PI, Y.; ZHOU, J.; LIANG, T.; CHEN, M. Removal of organic pollutants by effluent recirculation constructed wetlands system treating landfill leachate. **Environmental Technology & Innovation**, v. 24, pp. 101843, 2021.

**4 CAPÍTULO 1 – ARTIGO 1**

**INFLUÊNCIA DA RECIRCULAÇÃO DE ESGOTO DOMÉSTICO NA CINÉTICA  
DE DEGRADAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA EM UM SISTEMA HÍBRIDO DE  
WETLANDS CONSTRUÍDAS**

(Artigo a ser submetido à Revista Acta Scientiarum Technology – Qualis B1)

## RESUMO

O objetivo deste estudo foi avaliar o comportamento da matéria orgânica sob o efeito da recirculação de esgoto doméstico tratado em sistema híbrido de wetlands construídas. Este estudo foi realizado na estação de tratamento de esgoto do Instituto Federal Goiano, em Rio Verde/GO. O sistema de tratamento é composto por um tanque séptico seguido de um sistema híbrido de wetlands construídas. O monitoramento foi realizado em 3 pontos: EPT e ET1 (entrada e saída da WC-FSSV) e ET2 (saída da WC-FSSH). As análises foram realizadas semanalmente entre maio e dezembro de 2021, em dois tipos de operação: sem recirculação (10 semanas) e com 100% de recirculação (17 semanas). Nesta pesquisa avaliaram-se três modelos cinéticos (1ª Ordem, Monod e Monod Multi) combinados com dois tipos de fluxo hidrodinâmico idealizados (PFR e CSTR). Os parâmetros avaliados individualmente em cada modelo foram DBO e DQO. Os resultados mostram que a recirculação modificou o comportamento hídrico do sistema, aumentando em 33,55% e 59,25% as vazões de entrada e saída da WC-FSSV. A eficiência global na remoção de DBO foi de 89,26% no sistema linear (77,39, 23,1 e 8,31 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente) e de 83,95% no sistema em recirculação (25,0, 9,06 e 4,01 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente). No caso da DQO, a eficiência global de remoção foi de 69,7% no sistema linear (418,4, 172,55 e 126,73 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente) e de 25,7% no sistema em recirculação (247,0, 162,86 e 183,51 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente). O modelo cinético de Monod foi o mais representativo na descrição da remoção de DBO no sistema linear ( $R^2 = 0,80$ ) e na recirculação ( $R^2 = 0,61$ ). Nenhum dos modelos avaliados foi representativo na descrição dos processos de remoção de DQO no sistema linear. No sistema em recirculação, o modelo cinético de Monod ( $R^2 = 0,81$ ) foi o mais representativo, em termos de concentração de matéria orgânica.

**Palavras-chave:** Alagados construídos; Evapotranspiração; Taxa de recirculação; DBO.

## ABSTRACT

The objective of this study was to evaluate the organic matter behavior under the effect of the recirculation of treated domestic sewage in a hybrid system of constructed wetlands. This study was carried out at the sewage treatment plant of Instituto Federal Goiano, in Rio Verde/GO. The treatment system consists of a septic tank followed by a hybrid system of built-in wetlands. Monitoring was performed at 3 points: EPT and ET1 (WC-FSSV input and output) and ET2 (WC-FSSH output). Magazines were published weekly between May and December 2021, in two types of operation: no recirculation (10 weeks) and 100% operation (17 weeks). In this research, three scientific models were evaluated (1st Order, Monod and Monod Multi) combined with two types of idealized dynamic flow (PFR). The unique parameters in each model were BOD and COD. The results show that the water behavior of the recirculation system, increasing by 335% and 59.25% as inlet and outlet flows from the WC-FSSV. The overall efficiency in removing BOD was 8.26% in the recirculating system (77.39, 23.1 and 8.31 mg.L<sup>-1</sup>, respectively) and 83.95% in the recirculating system (25.0, 9.06 and 4.01 mg.L<sup>-1</sup>, respectively). In the case of COD, an overall removal system was 69.7% in the linear (418.4, 172 and 126.73 mg.L<sup>-1</sup>, respectively) and 25.7% in the recirculating system (247.0, 162.86 and 183.51 mg.L<sup>-1</sup>, respectively). The Monod kinetic model was the most representative to describe the BOD removal in the linear system ( $R^2 = 0.80$ ) and in the recirculation ( $R^2 = 0.61$ ). None of the models were included in the description of the linear COD removal processes in the system. In the recirculating system, the Monod kinetic model ( $R^2 = 0.81$ ) was the most representative in terms of organic matter concentration.

**Keywords:** Constructed wetlands; Evapotranspiration; Recirculation rate; BOD.

## 4.1 Introdução

A eficiência das wetlands construídas (WCs) no tratamento de águas residuárias já é conhecida mundialmente há pelo menos 30 anos. Entretanto, novos estudos, visando otimizar os processos de remoção de poluentes, estão em curso. Uma das vertentes é a recirculação de águas residuárias que pode ser proposta com o intuito de intensificar a ocorrência de processos de remoção e/ou transformação da matéria orgânica. No entanto, a recirculação é um procedimento operacional que possui muitas lacunas no conhecimento, por depender de um conjunto de fatores que vão além das taxas de recirculação, como é o caso do regime hidráulico, carregamento orgânico, tipo de vegetação e as condições climáticas do local (STEFANAKIS; AKRATOS; TSIHRINTZIS, 2014; DOTRO; MANDER; ROUSSEAU, 2017; DECEZARO *et al.*, 2019).

Estudos realizados nos últimos anos, mostram que a recirculação é capaz de melhorar o nível de oxigênio dissolvido (OD) da água residuária, proporcionando condições aos microrganismos para aumentar a biodegradação e a eficiência de remoção de matéria orgânica no sistema (FOLADORI; RUABEN; ORTIGARA, 2013; WU *et al.*, 2015; ILYAS; MAHSI, 2017; SHARMA *et al.*, 2018; SAEED *et al.*, 2021). Outra vantagem, é que a recirculação propicia maior tempo de contato entre o esgoto tratado e os microrganismos, possibilitando a redução das concentrações de matéria orgânica do efluente final (DECEZARO *et al.*, 2021).

O balanço hídrico do sistema é outro fator importante a ser considerado na recirculação de águas residuárias em WCs, sobretudo porque ocorre a elevação da vazão presente no sistema e as perdas ocorrem por evapotranspiração (ET). Ainda são escassos os estudos que abordam o comportamento do balanço hídrico em sistemas de WCs em recirculação, sobretudo em localidades de clima tropical subúmido, como é o caso do sudoeste goiano. De fato, as elevadas temperaturas que são características da região, aliadas ao tipo de vegetação e meio suporte utilizados poderão contribuir para que o sistema se mantenha em equilíbrio hídrico a partir da recirculação (DECEZARO, 2018).

Diferentes critérios operacionais e de dimensionamento podem ser empregados em sistemas de WCs, com destaque para o carregamento orgânico e o regime hidráulico adotado (FECHINE *et al.*, 2020; SEZERINO *et al.*, 2015; DECEZARO *et al.*, 2021; AL-WAHAIBI *et al.*, 2021). Algumas pesquisas têm sido propostas com o intuito de avaliar a aplicabilidade de equações cinético-hidrodinâmicas para explicar o comportamento da degradação de matéria

orgânica em sistemas de WCs em fluxo linear e/ou recirculação (SAEED; SUN, 2011; GHOLIZADEH *et al.*, 2015; ZHAO *et al.*, 2018; NGUYEN *et al.*, 2018), bem como também para fins de dimensionamento de WCs, como é o caso da cinética de 1ª Ordem.

Neste contexto, o objetivo deste estudo foi avaliar o comportamento da matéria orgânica sob o efeito da recirculação de esgoto doméstico tratado em sistema híbrido de wetlands construídas.

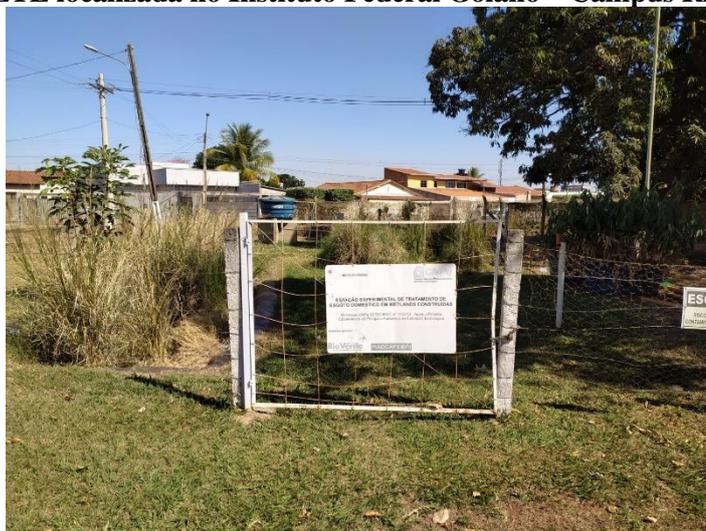
## 4.2 Material e métodos

### 4.2.1 Caracterização da área de estudo

O presente estudo foi realizado na estação de tratamento de esgoto (ETE) que está em operação desde julho de 2016 nas dependências do Instituto Federal Goiano - Campus Rio Verde, conforme mostra a Figura 4.1.

Esta estação é responsável por realizar o tratamento do esgoto doméstico de cinco residências de servidores da instituição, fato este que justifica a proximidade da ETE com essas residências.

**Figura 4.1 - ETE localizada no Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde.**



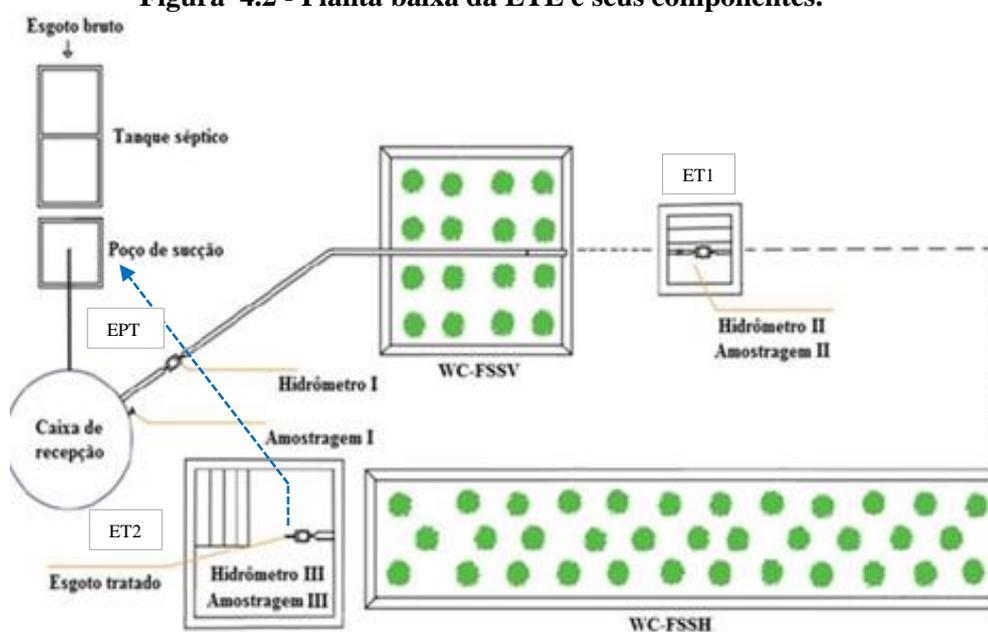
Fonte: Autor (2022).

A ETE abrange uma área de 500 m<sup>2</sup> em que está inserido um sistema composto ordenadamente pelas seguintes unidades de tratamento: tanque séptico (TS), poço de sucção, caixa de recepção de esgoto, wetland construída de fluxo subsuperficial vertical (WC-FSSV) e

wetland construída de fluxo subsuperficial horizontal (WC-FSSH). Após o tratamento, o efluente tratado é disposto no solo.

A Figura 4.2 mostra a configuração esquemática da ETE em planta baixa.

**Figura 4.2 - Planta baixa da ETE e seus componentes.**



Fonte: Adaptado de Silva Júnior (2018).

#### 4.2.2 Disposição do sistema e unidades de tratamento

Esta estação experimental foi projetada considerando a contribuição per capita de 100 L.hab<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup> e uma vazão diária de 1200 L.d<sup>-1</sup>. Porém, a vazão de esgoto tem sofrido muita variação desde o início das operações.

Esta ETE dispõe de dois níveis de tratamento: primário e secundário (SILVA JÚNIOR, 2018; SILVA, 2020).

O tratamento primário é realizado por um tanque séptico de alvenaria (2,2 x 1,2 x 1,2 m) com volume de 3,432 m<sup>3</sup> e tempo de detenção hidráulico (TDH) de 1 dia. O principal objetivo deste componente é realizar a remoção de sólidos grosseiros, inertes e sedimentáveis presente no esgoto.

Após o tanque séptico, o esgoto é destinado ao poço de sucção que possui volume útil de 500 L e apresenta TDH próximo a 1 dia. Após o poço de sucção, o esgoto é bombeado para uma caixa de recepção de polietileno, com volume de 1000 L com a sua base disposta a 1m acima do nível do solo. A partir desta, o esgoto flui por gravidade para a continuidade do tratamento na WC-FSSV. A Figura 4.3 mostra a disposição deste sistema.

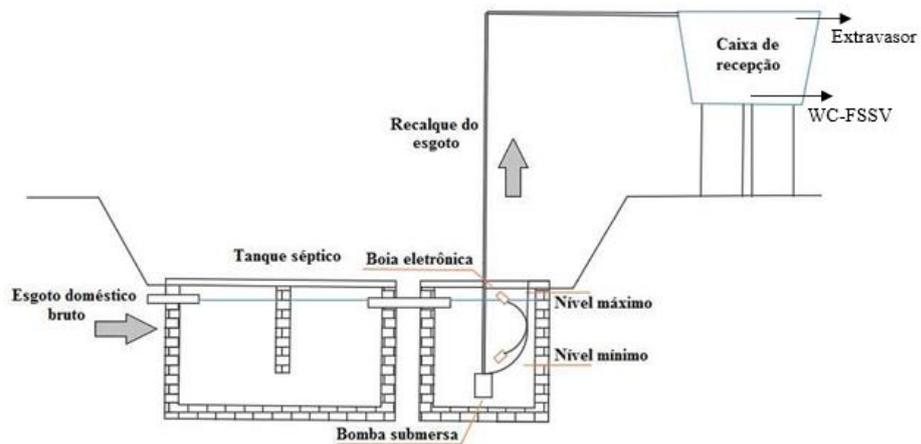
**Figura 4.3 - Tanque séptico, poço de sucção e caixa de recepção.**



Fonte: Autor (2022).

A Figura 4.4 mostra o esquema ilustrativo da configuração do funcionamento do sistema de tratamento primário.

**Figura 4.4 - Planta em corte longitudinal do tanque séptico, poço e caixa de recepção.**



Fonte: Silva Júnior (2018).

O tratamento secundário é realizado pelas duas WCs implantadas em série para tratar o esgoto proveniente do TS: uma WC-FSSV seguida de uma WC-FSSH.

O esgoto previamente tratado (EPT) advindo da caixa de recepção é direcionado para a WC-FSSV, como mostra a Figura 4.5.

**Figura 4.5 - Direcionamento do esgoto para a WC-FSSV.**



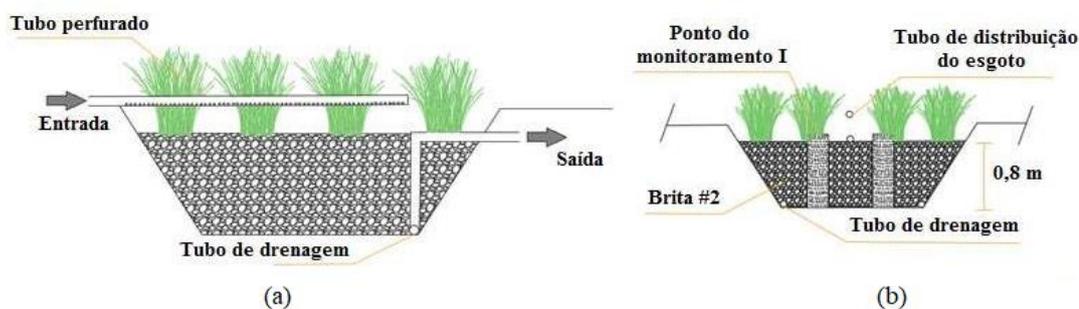
Fonte: Autor (2022).

Ambas as WCs possuem formato de tronco de pirâmide invertida, foram escavadas no solo e impermeabilizadas com manta geotêxtil de PEAD de 1,5mm de espessura. Elas estão preenchidas com brita nº 2 como camada de meio suporte. A vegetação utilizada em ambas as células é o Capim-Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*).

A WC-FSSV possui dimensões de 2,8 x 2,8 x 0,8m, com 0,2m de borda livre e inclinação dos taludes de 60°. O TDH nominal médio nesta célula é de 2 dias.

A Figuras 4.6 apresenta, respectivamente, o perfil longitudinal (a) e a seção transversal média (b) da WC-FSSV.

**Figura 4.6 - Perfil longitudinal (a) e seção transversal média (b) da WC-FSSV.**

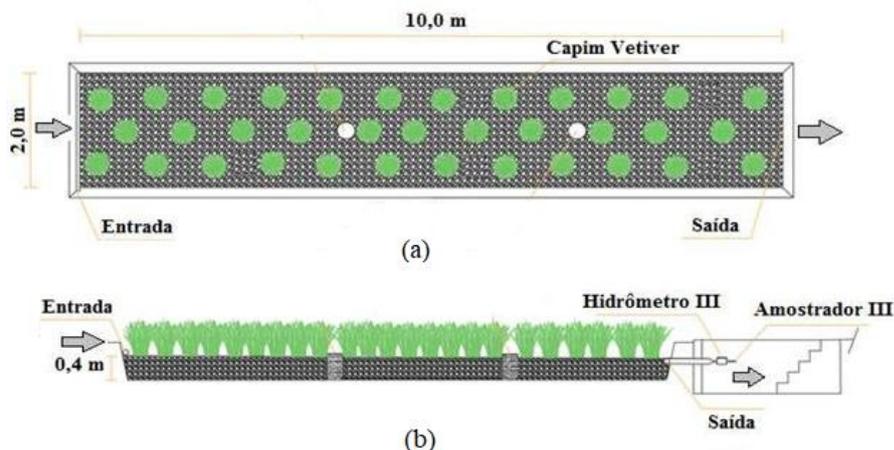


Fonte: Adaptado de Silva Júnior (2018).

Conforme a Figura 4.6, a distribuição do esgoto na WC-FSSV é feita através de uma tubulação de PVC perfurada na longitudinal. No fundo da célula foi implantado um sistema de saída que destina o esgoto tratado da WC-FSSV para a WC-FSSH.

A WC-FSSH possui dimensões de 10 x 2 x 0,4m, com 0,2m de borda livre e inclinação dos taludes de 60°, conforme mostra a Figura 4.7. O TDH médio é de 3 dias.

**Figura 4.7 - Planta baixa (a) e perfil longitudinal (b) da WC-FSSH.**



Fonte: Adaptado de Silva Júnior (2018).

O esgoto proveniente da WC-FSSH, é distribuído em uma das extremidades da WC-FSSH através de tubulação de PVC perfurada. A tubulação de saída do esgoto tratado pela WC-FSSH (ET2) está situada na outra extremidade da célula, nivelada de forma a manter o fluxo subsuperficial.

Após saída da WC-FSSH, o efluente tratado era disposto no solo para infiltração.

#### **4.2.3 Recirculação do esgoto tratado**

Para a recirculação do efluente em tratamento, conectou-se uma tubulação que redireciona o esgoto do ponto de amostragem III (que era disposto no solo) até o poço de sucção. Com isso, o esgoto retorna novamente ao tratamento misturando com o esgoto que está adentrando ao sistema.

Foi definido no início da pesquisa que o esgoto seria recirculado a taxa de 100%, o que permite avaliar se a ET das plantas é suficiente para manter o balanço hídrico do sistema sem que ele entre em colapso.

A Figura 4.2 faz referência à configuração esquemática da ETE (em planta baixa) com a inserção da tubulação que promove a recirculação do esgoto (linha azul pontilhada).

#### 4.2.4 Pontos de amostragem e monitoramento

As análises foram realizadas semanalmente no período compreendido entre maio e dezembro de 2021, totalizando 10 semanas de análise do sistema em fluxo linear e 17 semanas em fluxo recirculado (sob taxa de recirculação de 100%).

Vale ressaltar que a partir do momento em que o sistema começou a recircular, houve pausa de 4 semanas nas análises (24/07 à 20/08/2021) para ambientação da nova dinâmica de tratamento do sistema.

Nesta estação experimental existem 3 pontos de amostragem de alíquotas de esgoto que foram definidos por: EPT, ET1 e ET2.

O primeiro ponto de amostragem (EPT) está situado na caixa de recepção de esgoto, no intuito de coletar amostrar para caracterizar o esgoto previamente tratado pelo tanque séptico. O segundo ponto de amostragem (ET1) está situado em um tanque escavado de alvenaria, na tubulação de saída da WC-FSSV, com o intuito de caracterizar o esgoto tratado pela primeira célula. E, por último, o terceiro ponto de amostragem (ET2) também está situado em um tanque escavado de alvenaria, na tubulação de saída da WC-FSSH, com o intuito de caracterizar o esgoto ao final do tratamento.

Juntamente aos dados do sistema linear obtidos nesta pesquisa, foram adicionados outros 22 dados de DBO e 30 dados de DQO referentes às análises de uma pesquisa desenvolvida nesta mesma ETE entre os anos de 2016 e 2018 (SILVA JÚNIOR, 2018), com resultados de eficiências de remoção de DBO e DQO bem similares.

Os parâmetros de qualidade do esgoto escolhidos para fins de mensuração da degradação da matéria orgânica, foram avaliados conforme a periodicidade descrita no Quadro 4.1.

**Quadro 4.1 - Plano de amostragem.**

Parâmetro	Pontos de amostragem	Periodicidade	Quantidade de amostras ensaiadas em cada ponto	Código Standard Methods
OD	EPT, ET1 e ET2	Semanal	3	4.500-G
DBO	EPT, ET1 e ET2	Semanal	4	5.210-B
DQO	EPT, ET1 e ET2	Semanal	3	5.220-D

Fonte: Autor (2022).

A leitura do OD nas amostras foi feita por meio de um oxímetro.

O valor de OD, DBO e DQO em cada ponto de amostragem é dado através da média aritmética dos valores obtidos nas amostras ensaiadas em cada semana.

#### 4.2.5 Avaliação hídrica do sistema

O balanço hídrico foi realizado considerando a medição do volume de esgoto que fluiu semanalmente por cada WC. O volume de esgoto que fluiu por cada reator foi quantificado através da leitura dos hidrômetros instalados no sistema. A análise do balanço hídrico foi realizada nos dois cenários de estudo (linear e com recirculação), comparando os resultados obtidos.

Basicamente, o balanço hídrico em cada WC é baseado no princípio da conservação de massa em estado dinâmico, conforme a Equação 1.

$$EA + PPT = EE + EVT \quad (\text{Equação 1})$$

Em que:

EA: Esgoto afluente ( $\text{mm.d}^{-1}$ );

PPT: Precipitação ( $\text{mm.d}^{-1}$ );

EE: Esgoto efluente ( $\text{mm.d}^{-1}$ );

EVT: Evapotranspiração diária ( $\text{mm.d}^{-1}$ ).

A precipitação semanal (PPT) foi mensurada através de um pluviômetro de acrílico. Assim, tendo conhecimento da área de cada WC, foi possível estimar o volume de água da chuva que adentrou em cada reator semanalmente.

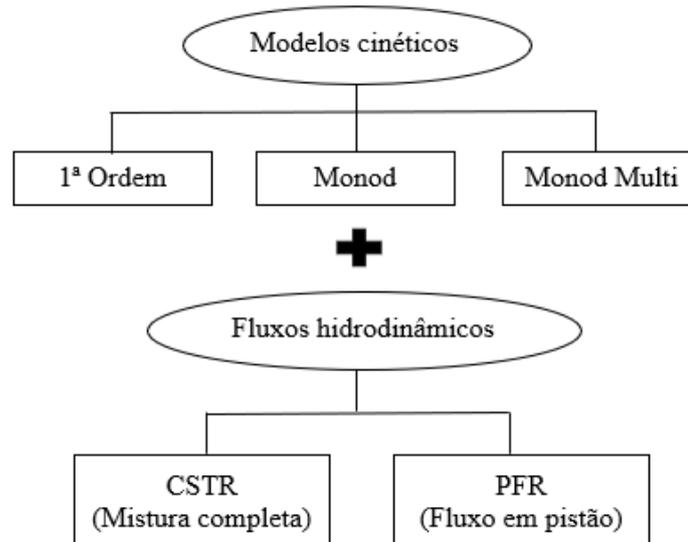
Para fins de cálculo de mensuração da ET, vale ressaltar que foram desprezadas as possíveis perdas nas tubulações.

Como não foram realizadas as medições semanais do nível de esgoto nas WCs, pressupõe-se que não houve variação do nível de esgoto nos reatores, desprezando a influência desse fenômeno na obtenção dos resultados de ET.

#### 4.2.6 Modelos cinético-hidrodinâmicos avaliados

Nesta pesquisa foram avaliados 3 modelos cinéticos (1ª Ordem, Monod e Monod Multi) combinados com 2 tipos de fluxo hidrodinâmico idealizados (PFR e CSTR), conforme mostra a Figura 4.8.

**Figura 4.8 - Modelos cinéticos e fluxos hidrodinâmicos avaliados.**



Fonte: Autor (2022).

A combinação entre os modelos cinéticos e fluxos totaliza 6 modelos cinético-hidrodinâmicos, contudo a cinética de Monod Multi só foi estudada em combinação ao fluxo CSTR, pois esta cinética associada ao fluxo PFR gerou equações de difícil solução analítica. Logo, avaliaram-se apenas 5 modelos cinéticos-hidrodinâmicos.

Para a WC-FSSV, considerou-se apenas o fluxo CSTR em combinação aos modelos cinéticos. Logo, avaliaram 3 modelos cinéticos-hidrodinâmicos neste reator.

No caso da WC-FSSH, foram avaliados os modelos cinéticos combinados com os fluxos CSTR e PFR. Logo, neste reator foram avaliados os cinco modelos cinéticos-hidrodinâmicos

Os substratos avaliados individualmente em cada modelo foram a DBO e a DQO. Já no caso do modelo de Monod Multi, o segundo substrato limitante foi o OD, conforme já adotado em algumas pesquisas (SAEED; SUN, 2011, SILVA JÚNIOR, 2018).

Os modelos cinético-hidrodinâmicos foram avaliados em cada uma das WCs (considerando os sistemas de tratamento em fluxo linear e recirculado) em termos de concentração e de carga orgânica, conforme equações apresentadas a seguir.

#### *4.2.6.1 Modelos cinético-hidrodinâmicos segundo a concentração de matéria orgânica*

O Quadro 4.2 apresenta os modelos cinético-hidrodinâmicos avaliados nesta pesquisa em termos de concentração de matéria orgânica (C), a partir da combinação do tipo de fluxo hidrodinâmico com as cinéticas de remoção de poluentes.

**Quadro 4.2 - Modelos cinético-hidrodinâmicos em termos de concentração.**

Hidrodinâmica	Cinética	Modelo cinético-hidrodinâmico
PFR	1ª Ordem	$C_e = C_a \cdot e^{-k_a \cdot \theta}$
PFR	Monod	$C_a - C_e + k_s \cdot \ln\left(\frac{C_a}{C_e}\right) = -k_{\max} \cdot \theta$
CSTR	1ª Ordem	$\frac{k_v \cdot C_e}{1} = \frac{(C_a - C_e)}{\theta}$
CSTR	Monod	$\frac{k_{\max} \cdot C_e}{(k_s + C_e)} = \frac{(C_a - C_e)}{\theta}$
CSTR	Monod Multi	$k_{\max} \cdot \frac{C_{e1}}{(k_{s1} + C_{e1})} \cdot \frac{C_{e2}}{(k_{s2} + C_{e2})} = \frac{(C_a - C_e)}{\theta}$

$C_e$ : concentração efluente ( $\text{mg.L}^{-1}$ );  $C_a$ : concentração afluente ( $\text{mg.L}^{-1}$ );  $C_{e1}$ : concentração efluente do substrato limitante 1 ( $\text{mg.L}^{-1}$ );  $C_{e2}$ : concentração efluente do substrato limitante 2 ( $\text{mg.L}^{-1}$ );  $\theta$ : tempo de detenção hidráulica ( $\text{d}^{-1}$ );  $k_a$ : constante de degradação superficial ( $\text{d}^{-1}$ );  $k_v$ : constante de degradação volumétrica ( $\text{m.d}^{-1}$ );  $k_{\max}$ : taxa máxima de reação ( $\text{mg.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$ );  $k_s$ : constante de saturação ( $\text{mg.L}^{-1}$ );  $k_{s1}$ : constante de saturação do substrato limitante 1 ( $\text{mg.L}^{-1}$ );  $k_{s2}$ : constante de saturação do substrato limitante 2 ( $\text{mg.L}^{-1}$ ).

Fonte: Adaptado de Silva Júnior (2018).

#### 4.2.6.2 Modelos cinético-hidrodinâmicos segundo a concentração de matéria orgânica

O Quadro 4.3 apresenta os modelos cinéticos-hidrodinâmicos avaliados nesta pesquisa em termos de carga orgânica poluente (L), em substituição à concentração (C).

**Quadro 4.3 - Modelos cinético-hidrodinâmicos em termos de carga.**

Hidrodinâmica	Cinética	Modelo cinético-hidrodinâmico
PFR	1ª Ordem	$L_e = L_a \cdot e^{-k_a \cdot \theta}$
PFR	Monod	$L_a - L_e + L_s \cdot \ln\left(\frac{L_a}{L_e}\right) = -k_{\max} \cdot \theta$
CSTR	1ª Ordem	$\frac{k_v \cdot L_e}{1} = \frac{(L_a - L_e)}{\theta}$
CSTR	Monod	$\frac{k_{\max} \cdot L_e}{(L_s + L_e)} = \frac{(L_a - L_e)}{\theta}$
CSTR	Monod Multi	$k_{\max} \cdot \frac{L_{e1}}{(L_{s1} + L_{e1})} \cdot \frac{L_{e2}}{(L_{s2} + L_{e2})} = \frac{(L_a - L_e)}{\theta}$

$L_e$ : carga efluente ( $\text{g.d}^{-1}$ );  $L_a$ : carga afluente ( $\text{g.d}^{-1}$ );  $L_{e1}$ : carga efluente do substrato limitante 1 ( $\text{g.d}^{-1}$ );  $L_{e2}$ : carga efluente do substrato limitante 2 ( $\text{g.d}^{-1}$ );  $\theta$ : tempo de detenção hidráulica ( $\text{d}^{-1}$ );  $k_a$ : constante de degradação superficial ( $\text{d}^{-1}$ );  $k_v$ : constante de degradação volumétrica ( $\text{m.d}^{-1}$ );  $k_{\max}$ : taxa máxima de reação ( $\text{g.d}^{-1}$ );  $L_s$ : constante de saturação em carga ( $\text{g.d}^{-1}$ );  $L_{s1}$ : constante de saturação do substrato limitante 1 ( $\text{g.d}^{-1}$ );  $L_{s2}$ : constante de saturação do substrato limitante 2 ( $\text{g.d}^{-1}$ ).

Fonte: Adaptado de Silva Júnior (2018).

Esta avaliação em termos de carga orgânica pressupõe a participação das vazões afluente e efluente no equacionamento.

#### 4.2.7 Análise estatística

Com o intuito de descrever e sintetizar o conjunto de dados obtidos nas análises, foi utilizada a estatística descritiva para cada variável em estudo. Para a apresentação dos resultados foram utilizados gráficos.

As equações cinéticas-hidrodinâmicas foram linearizadas para fins de obtenção do melhor valor do  $R^2$ . O teste t-student, com nível de significância  $p=0,05$ , foi utilizado para avaliar a significância estatística entre os modelos cinéticos nos cenários estudados (com e sem recirculação) em termos de concentração e/ou carga orgânica.

O software GraphPad Prism 8.0.1® foi utilizado para fins de avaliação da significância estatística dos dados e para apresentação gráfica dos resultados.

As constantes cinéticas de transformação da matéria orgânica ( $k$ ) dos modelos cinético-hidrodinâmicos foram ajustadas até a obtenção do maior valor de  $R^2$  a partir da função SOLVER do Microsoft Office Excel 2019.

### 4.3 Resultados e Discussões

#### 4.3.1 Balanço hídrico do sistema

A Tabela 4.1 fornece os dados referentes aos valores estatísticos de vazão do esgoto doméstico nas WCs em 2021, considerando o sistema em fluxo linear e em recirculação.

**Tabela 4.1 – Estatística descritiva referente à vazão de esgoto aplicada nas WCs.**

Parâmetro estatístico	Vazão (L.d <sup>-1</sup> )					
	Sistema linear			Recirculação		
	EPT	ET1	ET2	EPT	ET1	ET2
Média	1.807,0	1.337,9	996,5	2.413,28	2.130,58	600,64
Máximo	3.496,6	2.180,3	1.783,1	3.470,71	3.102,86	1.098,43
Mínimo	12,0	310,0	176,7	295,20	692,20	73,6
Mediana	2.021,4	1.503,9	1.142,8	2.478,8	2.353,14	689,71
CV (%)	67,5	45,1	52,0	48,1	41,7	54,5
nº de semanas	10	10	10	17	17	17

Fonte: Autor (2022).

Considerando o sistema de tratamento em fluxo linear, é possível verificar que a vazão média de esgoto aplicada na entrada da WC-FSSV foi de 1.807,0 L.d<sup>-1</sup>, valor superior aos 644,8 e 688,0 L.d<sup>-1</sup> encontrados por Silva Júnior (2018) e Silva (2020), respectivamente, nesta mesma estação de tratamento.

A vazão média de esgoto na entrada e saída da WC-FSSH, foi de 1.337,9 e 996,5 L.d<sup>-1</sup>, respectivamente. Os valores também são superiores aos 568,0 e 545,9 L.d<sup>-1</sup> encontrados por Silva Júnior (2018), respectivamente nos mesmos pontos.

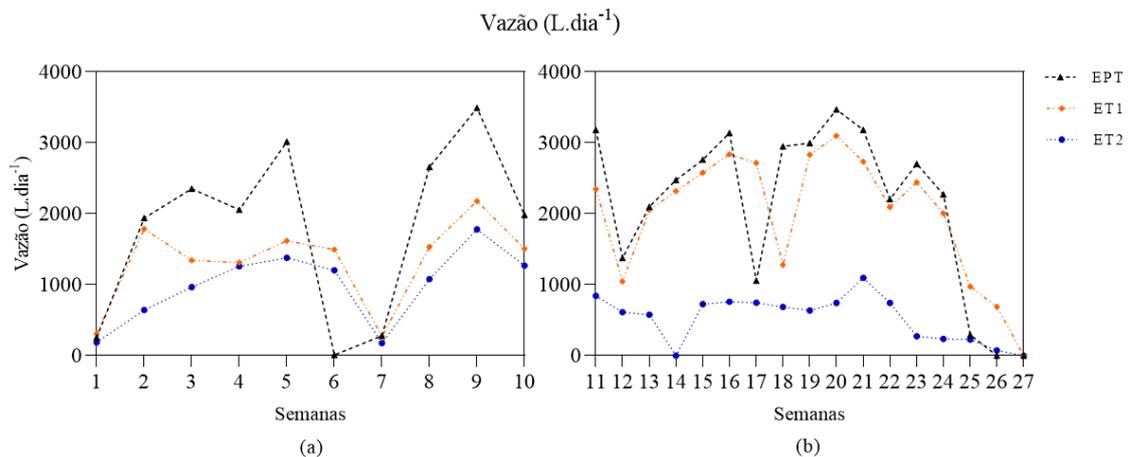
Os valores de vazão desta pesquisa foram bem superiores aos encontrados em 2018, pois ela foi realizada no período de pandemia da COVID-19, e as atividades na instituição ocorriam de maneira remota. Assim, os servidores ocupantes passavam integralmente o dia em suas residências, o que possivelmente contribuiu para o aumento do consumo de água e consequentemente para a geração de esgoto doméstico.

Já considerando o sistema de tratamento em recirculação, verifica-se vazão média de esgoto aplicada na entrada da WC-FSSV de 2.413,28 L.d<sup>-1</sup>. Já a vazão média de esgoto na entrada e saída da WC-FSSH, foi de 2.130,58 e 600,64 L.d<sup>-1</sup>, respectivamente.

Através dos dados também se nota a ocorrência esporádica de baixos valores de vazões na pesquisa. Estes problemas foram ocasionados por problemas de obstrução por sólidos nos hidrômetros.

A Figura 4.9 ilustra a variação da vazão do esgoto tratado nas WCs durante as semanas de análise.

**Figura 4.9 - Variação da vazão do esgoto tratado nos sistemas de fluxo linear (a) e recirculado (b).**



Fonte: Autor (2022).

Percebe-se que a vazão nas WCs aumentou quando a recirculação do esgoto no sistema foi iniciada, sobretudo nos pontos de entrada e saída da WC-FSSV, havendo redução do volume de esgoto devido a ET nas células de tratamento.

A Tabela 4.2 apresenta os dados referentes a PPT e ET nas WCs para os diferentes tipos de operação.

**Tabela 4.2 – Balanço hídrico do sistema em fluxo linear e em recirculação.**

Fluxo do sistema	Mês	PPT (mm)	Vazão e evapotranspiração média (L.d <sup>-1</sup> )					
			WC-FSSV			WC-FSSH		
			Q <sub>a</sub>	Q <sub>e</sub>	ET	Q <sub>a</sub>	Q <sub>e</sub>	ET
Linear	Mai	4,0	1.940,2	1.789,8	150,4	1.789,8	415,9	1.146,0
	Jun	6,0	2.477,1	1.427,4	1.052,8	1.445,2	1.204,7	246,5
	Jul	-	2.714,7	1.741,9	973,0	1.741,9	1.379,2	362,7
	CV (%)		67,5	45,1	51,2	45,1	52,0	80,2
Recirculação	Ago	-	2.281,8	1.700,3	581,5	1.700,3	730,0	970,2
	Set	9,0	2.621,6	2.449,4	175,6	2.449,4	517,2	1.813,6
	Out	319,0	3.151,5	2.489,6	751,3	2.535,6	783,92	1.968,5
	Nov	104,0	2.397,0	2.181,7	267,1	1.880,3	371,9	1.893,9
	Dez	62,0	-	346,1	-	346,1	36,8	-
	CV (%)		54,5	44,3	97,3	44,3	61,8	37,6

Fonte: Autor (2022).

Analisando os dados da Figura 4.9 e da Tabela 4.2, percebe-se que no geral, a vazão média na entrada da WC-FSSV foi superior à saída, que consequentemente foi superior à saída da WC-FSSH, indicando que houve perda de água por ET nas células de tratamento.

Considerando os dados da Tabela 4.2, fica claro que as vazões na entrada e saída das WCs foram muito influenciadas pelo tipo de operação do sistema (fluxo linear ou recirculação) e pela PPT.

De acordo com Silva Júnior (2018), as variações nos valores de ET são comuns para WCs, principalmente por serem afetadas por variáveis climáticas e pela fisiologia da vegetação do sistema.

No sistema linear, as maiores taxas de ET foram registradas na WC-FSSV, sobretudo nos meses de junho e julho. As médias dos valores de ET na WC-FSSV e WC-FSSH foram 889,7 e 375,8 L.d<sup>-1</sup> (ou 113,5 e 18,8 mm.d<sup>-1</sup>), respectivamente. Vale destacar que neste período, no estado de Goiás, as condições meteorológicas são muito favoráveis à ET, principalmente por conta das altas temperaturas e baixa umidade.

De Lille *et al.* (2021) obtiveram em seus estudos de operação de um sistema híbrido de WCs em sistema linear, taxas de ET de até 16,07 e 17,76 mm.d<sup>-1</sup>, na WC-FSSV e WC-FSSH, respectivamente. Cabe ressaltar que essas taxas de ET foram obtidas no mês de maio, o mais quente do ano, com temperaturas de até 38,9 °C.

Bialowiec, Albuquerque e Randerson (2014), observaram índices de ET de até 4,61 mm.d<sup>-1</sup> em uma WC-FSSV. Salienta-se que a diferença entre os resultados obtidos pelos autores com os resultados desta pesquisa é, principalmente pelas diferenças geométricas dos reatores, além das condições climáticas da região (tropical subúmido) em que praticamente não há estudos de abordagem sobre o tema.

Já no sistema em recirculação, a WC-FSSH registrou as maiores taxas de ET em todos os meses/semanas de tratamento, sobretudo no mês de outubro. As médias dos valores de ET diária na WC-FSSV e WC-FSSH foram 436,3 e 1.761,9 L.d<sup>-1</sup> (ou 55,6 e 88,1 mm.d<sup>-1</sup>), respectivamente.

Vale ressaltar que a recirculação do esgoto ocorreu nos meses em que são registradas as maiores temperaturas diárias, fator que possivelmente contribuiu para que a ET nas células de tratamento fosse maior, sobretudo na WC-FSSH (NIVALA *et al.*, 2019).

O percentual médio de perda de água por ET, em relação à vazão de entrada, foi de 33,9% e 27,5% para a WC-FSSV e WC-FSSH, respectivamente, no sistema de tratamento linear. Já no sistema em recirculação, o percentual médio de perda de água por ET foi de 15,9% e 73,4% para a WC-FSSV e WC-FSSH, respectivamente. Em comparação com a vazão de entrada, Bialowiec, Albuquerque e Randerson (2014) observaram perdas de até 92,2% de água por ET em uma WC-FSSV. Esses dados reforçam ainda mais a importância do processo de ET dentro das WCs.

Em linhas gerais, comparando o balanço hídrico do sistema em recirculação com o sistema linear, infere-se que a recirculação modificou o comportamento hidráulico do sistema em termos de vazão e ET. Em termos de vazões médias, houve aumento de 33,55% e 59,25% nas vazões dos pontos EPT e ET1, respectivamente. Ressalta-se que o maior acréscimo de vazão na saída da WC-FSSV tem relação com as chuvas que caíram mais abundantemente durante a fase de recirculação, que também influenciou no pico de vazão máxima obtida neste ponto.

Nota-se também que a recirculação afetou o comportamento hídrico do sistema em termos de ET. Durante a operação do sistema em fluxo linear, a WC-FSSV apresentou índices de ET maiores que os da WC-FSSH em grande parte das semanas de monitoramento. Já durante a fase de recirculação, o panorama se inverteu e a WC-FSSH apresentou os maiores índices de ET em todas as semanas de análise.

#### **4.3.2 Parâmetros de qualidade do esgoto**

As concentrações médias de OD avaliadas foram muito baixas em todos os pontos de monitoramento, conforme mostra a Tabela 4.3.

**Tabela 4.3 – Estatística referente aos valores de OD do esgoto.**

Parâmetro estatístico	OD (mg.L <sup>-1</sup> )					
	Fluxo linear			Recirculação		
	EPT	ET1	ET2	EPT	ET1	ET2
Média	0,79	0,81	0,94	1,02	1,16	1,39
Máximo	1,8	1,4	3,0	2,8	1,9	2,3
Mínimo	0,2	0,5	0,4	0,2	0,4	0,7
CV (%)	76,3	33,2	50,0	68,0	38,9	36,01
nº de semanas	32	32	32	17	17	17
Diferença estatística?				*	*	*

\* =  $p < 0,05$  – significativo ao nível de 5%.

\*\* =  $p > 0,05$  – não significativo ao nível de 5%.

Fonte: Autor (2022).

No monitoramento realizado no sistema em fluxo linear, o OD do esgoto advindo da caixa de recepção apresentou concentração média de 0,79 mg.L<sup>-1</sup>, a menor dentre os 3 pontos monitorados. Já nas saídas das WC-FSSV e WC-FSSH, as concentrações médias de OD foram de 0,81 e 0,94 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente.

Já considerando o sistema de tratamento em fluxo recirculado, nota-se que o OD do EPT também apresentou a menor concentração média dentre os 3 pontos monitorados, cerca de 1,02 mg.L<sup>-1</sup>. Já nas saídas das WC-FSSV e WC-FSSH, as concentrações médias de OD foram de 1,16 e 1,39 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente.

Considerando a concentração média de OD no sistema de WCs, infere-se que houve diferença estatística entre os valores obtidos em todos os pontos de monitoramento no sistema de tratamento linear e em recirculação.

Em vista dos valores obtidos, percebe-se que a recirculação do esgoto aumentou as concentrações de OD em todos os três pontos monitorados (cerca de 29,11%, 43,2% e 47,8%, respectivamente), e pode ser explicado pelo maior tempo de contato entre o esgoto e as raízes das plantas e também pela agitação hidráulica da recirculação que melhora a aeração do esgoto.

Apesar da recirculação contribuir para a entrada de oxigênio no sistema e para o aumento das concentrações de OD, nota-se que as WCs avaliadas apresentaram valores muito baixos de OD em todos os pontos monitorados, apontando para a predominância de características de um sistema anaeróbio de tratamento (DECEZARO, 2018; SILVA JUNIOR, 2018).

Segundo Araújo (2018), a recirculação possibilita novo contato entre o efluente e os micro-organismos responsáveis pelo tratamento e também propicia a maior entrada e transferência de oxigênio para o material filtrante do sistema, podendo contribuir para o aumento da concentração de OD.

#### 4.3.2.1 Demanda bioquímica de oxigênio - DBO

A DBO fornece estimativa acerca da demanda de OD que pode ocorrer pela estabilização da matéria orgânica biodegradável (SABESP, 1997).

A Tabela 4.4 fornece os dados referentes aos valores estatísticos de DBO do esgoto doméstico nas WCs, considerando o sistema em fluxo linear e em recirculação.

**Tabela 4.4 – Estatística descritiva referente à DBO do esgoto.**

Parâmetro estatístico	DBO (mg.L <sup>-1</sup> )					
	Fluxo linear			Recirculação		
	EPT	ET1	ET2	EPT	ET1	ET2
Média	77,39	23,10	8,31	25,0	9,06	4,01
Máximo	196,1	45,7	20	33,82	11,65	5,89
Mínimo	33,99	8,25	1,1	13,52	5,03	2,09
Mediana	72,1	21,6	7,04	26,84	8,95	4,27
Desvio padrão	36,92	10,46	5,62	7,06	1,80	1,03
CV (%)	47,71	45,28	67,59	28,24	19,89	25,76
Eficiência média (%)	-	70,15	64,03	-	63,76	55,71
Eficiência global (%)	-	-	89,26	-	-	83,95
nº de semanas <sup>a</sup>	28	28	28	17	17	17
Diferença estatística?				*	*	*

\* =  $p < 0,05$  – significativo ao nível de 5%.

\*\* =  $p > 0,05$  – não significativo ao nível de 5%.

<sup>a</sup> = parte dos dados das análises de DBO são dos anos de 2016 a 2018.

Fonte: Autor (2022).

Considerando o sistema de tratamento em fluxo linear, os dados apontam para uma eficiência média de remoção de DBO de 70,15% na WC-FSSV seguido por remoção média de 64,03% na WC-FSSH. A eficiência global média para remoção de DBO foi de 89,26%. Tais resultados são similares aos obtidos por Silva Júnior (2018) que obteve eficiência média de remoção de DBO de 69,1% na WC-FSSV, 59,6% na WC-FSSH e eficiência média global de 87,5%.

Já considerando o sistema recirculado, a eficiência média de remoção de DBO foi de 63,76% na WC-FSSV seguido pela remoção média de 55,71% na WC-FSSH. A eficiência global média para remoção de DBO foi de 83,95%.

Comparando-se os dois tipos de operação do sistema, percebe-se que a eficiência de remoção em ambas as WCs foram aproximadamente iguais, tendo a WC-FSSV sido mais eficiente em ambos os tipos de operação.

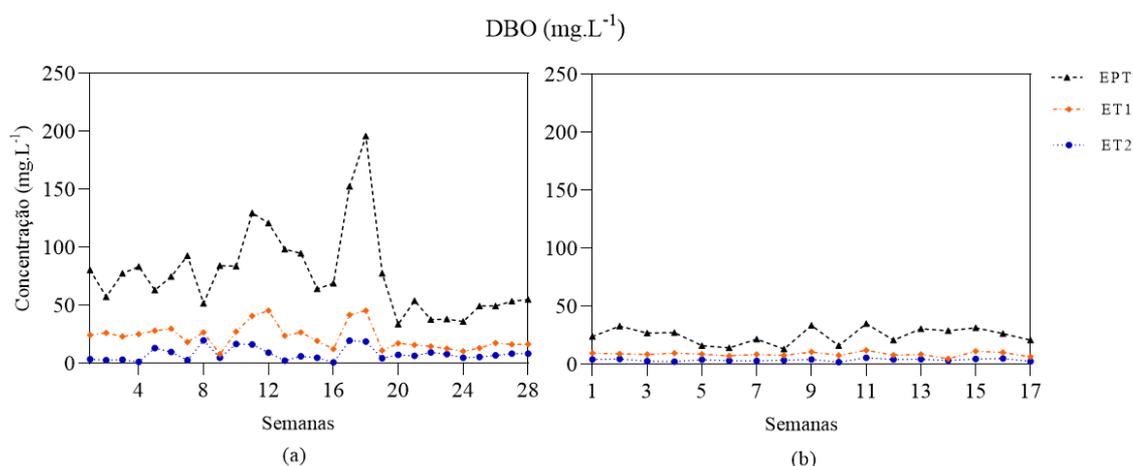
Em termos percentuais, o sistema com recirculação apresentou ligeira redução de eficiência em relação ao fluxo linear, sobretudo porque no sistema em recirculação a matéria orgânica facilmente biodegradável é menor que no sistema linear. Esse fato ocorreu pela

mistura entre o esgoto já tratado com o esgoto que estava adentrando no sistema, que propiciou redução da matéria orgânica facilmente biodegradável na entrada do sistema e consequentemente também nos demais pontos.

De Lille *et al.* (2021), em seus estudos sobre tratamento de águas residuárias domésticas em sistema híbrido de WCs, constataram que a eficiência de remoção de DBO no sistema em recirculação foi menor que no sistema linear. Os autores também verificaram que o aumento do TDH do sistema culminou na redução da eficiência de remoção.

A Figura 4.10 ilustra a variação da DBO do esgoto tratado nas WCs durante as semanas de análise.

**Figura 4.10 - Variação da DBO do esgoto tratado nos sistemas de (a) fluxo linear e (b) recirculado.**



Fonte: Autor (2022).

Através do gráfico acima, verifica-se que a concentração de DBO afluente é maior que a efluente em todas as semanas, e segundo Silva Júnior (2018) indica estabilidade das WCs no processo de remoção/transformação de poluentes biodegradáveis.

Nota-se que o sistema recirculado proporcionou valores médios de DBO bem inferiores aos obtidos através do sistema em fluxo linear nos 3 pontos analisados. Comparando-se a concentração média de DBO nos pontos analisados, em termos percentuais, houve redução de 68% no EPT, 60,8% no ET1 e 51,7% no ET2, e mostra que o sistema recirculado foi eficiente na redução da DBO em todos os pontos analisados.

De acordo com Zhao *et al.* (2018), a recirculação do esgoto pode melhorar expressivamente sua qualidade pelo maior tempo de interação junto aos microrganismos. Além disso, o bombeamento do esgoto no início do sistema pode melhorar a adição e transporte de oxigênio, aumentando a respiração e as atividades aeróbias de microrganismos.

A eficiência do tratamento na recirculação foi menor porque a concentração de matéria orgânica facilmente biodegradável foi reduzida. É preciso destacar que no período de recirculação do sistema houve precipitação, que contribuiu para a diluição do esgoto. Por outro lado, a ET também foi maior, ocasionando aumento da concentração de matéria orgânica através da redução do volume.

#### 4.3.2.2 Demanda química de oxigênio - DQO

A Tabela 4.5 fornece os dados referentes aos valores estatísticos de DQO do esgoto doméstico nas WCs, considerando o sistema em fluxo linear e em recirculação.

**Tabela 4.5 – Estatística descritiva referente à DQO do esgoto.**

Parâmetro estatístico	DQO (mg.L <sup>-1</sup> )					
	Sistema linear			Recirculação		
	EPT	ET1	ET2	EPT	ET1	ET2
Média	418,4	172,55	126,73	247,0	162,86	183,51
Máximo	773,3	360	273,37	352,69	191,91	228,35
Mínimo	212,27	52,3	5	147,96	106,16	139,38
Mediana	389,14	175,83	135,1	243,36	170,47	176,9
Desvio padrão	151,75	65,06	74,34	54,20	24,65	26,20
CV (%)	36,27	37,71	58,66	21,94	15,14	14,28
Eficiência média (%)	-	58,76	26,55	-	34,06	-12,68
Eficiência global (%)	-	-	69,71	-	-	25,70
nº de semanas <sup>a</sup>	33	33	33	15	15	15
Diferença estatística?				*	**	*

\* =  $p < 0,05$  – significativo ao nível de 5%.

\*\* =  $p > 0,05$  – não significativo ao nível de 5%.

<sup>a</sup> = parte dos dados das análises de DBO são dos anos de 2016 a 2018.

Fonte: Autor (2022).

Considerando o sistema de fluxo linear, os dados acima apontam para a eficiência média de remoção de DQO de 58,76% na WC-FSSV seguido pela remoção média de 26,55% na WC-FSSH. A eficiência global média para remoção de DQO foi de 69,71%. Em pesquisa similar, Silva Júnior (2018) obteve eficiência média de remoção de DQO de 52,0% na WC-FSSV, 52,7% na WC-FSSH e eficiência média global de 77,3%.

Já considerando o sistema recirculado, a eficiência média de remoção de DQO foi de 34,06% na WC-FSSV. Já na WC-FSSH, percebe-se que não houve remoção, mas sim aumento de DQO (12,68%). A eficiência global média para remoção de DQO foi de 25,7%.

Comparando-se os dois sistemas, percebe-se maior eficiência na remoção de DQO quando se opera o sistema de tratamento em fluxo linear. Porém, nota-se que o sistema recirculado proporcionou valores médios de DQO inferiores aos obtidos através do sistema de

fluxo linear em 2 dos 3 pontos analisados (entrada e saída da WC-FSSV). Em termos percentuais, a recirculação provocou redução na DQO média nesses pontos em 41% e 5,6%, respectivamente.

De acordo com os resultados obtidos por De Lille *et al.* (2021) no tratamento de águas residuárias domésticas em um sistema híbrido de WCs, a eficiência média de remoção de DQO no sistema em recirculação foi menor do que no sistema linear. Os autores também concluíram que o aumento do tempo de contato entre o esgoto e o sistema reduziram a eficiência de remoção em ambas as WCs.

Gatti (2017) constatou em sua pesquisa que quanto menor for a taxa de recirculação do esgoto, maior será a eficiência de remoção de matéria orgânica em termos de DQO.

Decezaró (2018) em estudos de tratamento de esgoto em sistema com e sem recirculação utilizando *Canna spp.* como vegetação, verificou que a eficiência da WC-FSSV na remoção de DQO diminuía à medida que as taxas de recirculação do esgoto eram aumentadas. A autora obteve 37% de eficiência de remoção de DQO no sistema sem recirculação (carga média final do efluente = 396 gDQO.d<sup>-1</sup>) e 30% de eficiência quando 60% do efluente era recirculado (carga média final do efluente = 429 gDQO.d<sup>-1</sup>)

As WCs são sistemas de tratamento biológico responsáveis, principalmente pela remoção da matéria orgânica facilmente biodegradável, que por sinal é mais facilmente removível/representada na DBO. Quando o sistema começou a ser recirculado, a fração facilmente biodegradável do esgoto diminuiu, fazendo com que a fração de difícil degradação (indicada pela DQO) estivesse mais abundante no sistema de tratamento. Por este motivo, a eficiência de remoção da DQO foi menor na recirculação que no sistema de tratamento linear, o que inclui o aumento na concentração média de DQO.

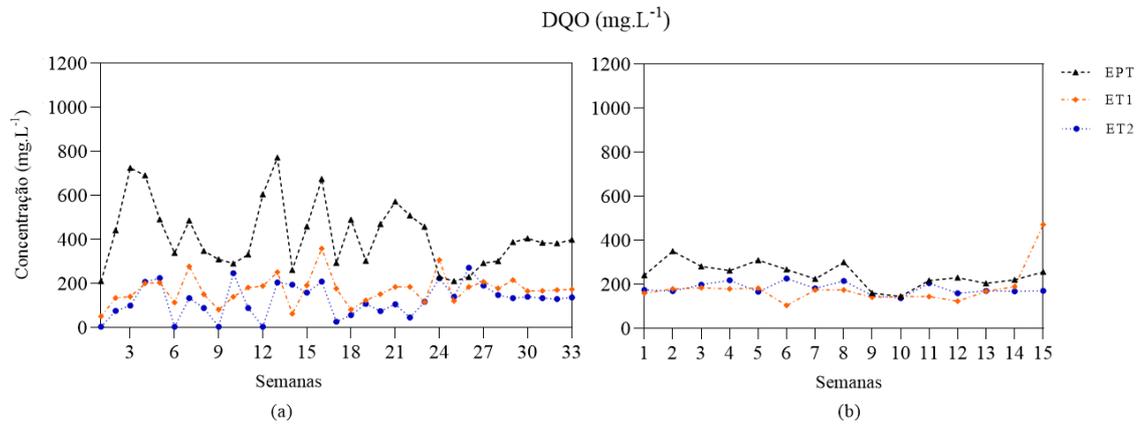
Durante o período de recirculação, notou-se que o esgoto coletado no ponto ET2 (saída da WC-FSSH) continha restos de vegetação em senescência e possuía coloração muito amarelada, se comparar aos demais pontos, o que possivelmente contribuiu para o aumento da DQO neste ponto de monitoramento.

Na pesquisa de Arantes (2020), os resíduos provenientes da vegetação de uma WC-FSSV provocaram incremento de carga de DQO dentro deste reator.

Guedes-Alonso (2022) também concluíram que a recirculação de 50% do efluente em sistema composto por lagoa de macrófitas seguida de uma WC-FSSH provocou incremento de DQO no efluente final.

A Figura 4.11 ilustra a variação da DQO do esgoto tratado nas WCs.

**Figura 4.11 - Variação da DQO do esgoto tratado nos sistemas de (a) fluxo linear e (b) recirculado.**



Fonte: Autor (2022).

Através da Figura 4.11, verifica-se que a DQO apresentou alta variabilidade dos dados, havendo semanas em que a concentração de DQO efluente foi maior que a afluenta em um reator analisado, sobretudo nas análises do sistema recirculado em que, na WC-FSSH, a DQO na saída do reator (efluente) foi maior que a de entrada (afluente) em grande parte das análises.

Bialowiec, Albuquerque e Randerson (2014) afirmam que existe forte correlação entre a ET e a eficiência de remoção de DQO, com base em sua concentração. Segundo os autores, maiores taxas de ET aumentam a concentração do poluente no esgoto pela perda de água, resultando em rápida diminuição da eficiência de remoção. Assim, em épocas em que as taxas de ET são muito altas (como é o caso da WC-FSSH, no período de recirculação do sistema deste estudo), as concentrações de DQO na saída de um reator podem ser maiores que na entrada.

Para água residuárias domésticas, normalmente as relações DQO/DBO variam entre 1,7 e 2,4 (VON SPERLING, 1996). A Tabela 4.6 fornece a relação DQO/DBO dos pontos analisados nas duas condições de operação.

**Tabela 4.6 – Relação média DQO/DBO dos pontos analisados.**

Parâmetro avaliado	Sistema linear			Recirculação		
	EPT	ET1	ET2	EPT	ET1	ET2
DQO/DBO	4,95	7,58	11,07	11,68	19,41	46,01

Fonte: Autor (2022).

Todas as relações dos pontos de amostragem, em sistema linear e em recirculação, indicam que a fração inerte (não biodegradável) presente no esgoto é elevada.

Naturalmente, em sistema de tratamento linear, a relação DQO/DBO varia conforme o esgoto passa pelas fases de tratamento, e a tendência é que esta relação aumente pela redução

da fração biodegradável do esgoto (DBO), fazendo com que a fração inerte esteja mais presente e permaneça aproximadamente inalterada (DQO). Por este motivo, a relação DQO/DBO foi maior na saída dos reatores, sucessivamente.

Nota-se que as relações médias de DQO/DBO nas WCs foram muito superiores quando o sistema de tratamento estava em recirculação. Como já mencionado anteriormente, a recirculação reduziu ainda mais a parcela da fração biodegradável, e proporcionou valores cada vez menores na concentração de DBO e acentuou ainda mais a relação DQO/DBO.

Vale ressaltar que durante a recirculação, houve consideráveis índices de precipitação que possivelmente contribuíram para a diluição do efluente e consequente redução da concentração de DBO.

### 4.3.3 Modelos cinético-hidrodinâmicos de carga e concentração de matéria orgânica

#### 4.3.3.1 Efeito na degradação de matéria orgânica - DBO

##### 4.3.3.1.1 Sistema linear – comparando concentração e carga orgânica

A partir dos modelos cinéticos avaliados, a Tabela 4.7 apresenta os resultados obtidos para as constantes cinéticas de transformação/remoção de DBO, em termos de concentração e carga de matéria orgânica, em um sistema híbrido de tratamento linear.

**Tabela 4.7 – Constantes cinéticas de remoção/transformação de DBO no sistema linear, em termos de concentração e de carga orgânica.**

Célula	Fluxo	Cinética	Concentração		Carga orgânica		Teste t	
			R <sup>2</sup>	k	R <sup>2</sup>	K		
WC-FSSV	CSTR	1 <sup>a</sup> Ordem	0,39	0,871 d <sup>-1</sup>	0,31	1,801 d <sup>-1</sup>	*	
		Monod	0,74	16,80 mg.L <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup>	0,15	28,88 g.d <sup>-1</sup>		
		Monod Multi	0,79	17,86 mg.L <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup>	0,01	28,88 g.d <sup>-1</sup>		
WC-FSSH	PFR	1 <sup>a</sup> Ordem	0,13	0,277 d <sup>-1</sup>	0,02	0,343 d <sup>-1</sup>		
		Monod	0,30	3,97 mg.L <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup>	0,27	4,10 g.d <sup>-1</sup>		
	CSTR	1 <sup>a</sup> Ordem	0,15	0,709 d <sup>-1</sup>	0,00	2,698 d <sup>-1</sup>		**
		Monod	0,80	3,42 mg.L <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup>	0,38	4,09 g.d <sup>-1</sup>		
		Monod Multi	0,61	3,417 mg.L <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup>	0,70	5,32 g.d <sup>-1</sup>		
Diferença estatística entre os ajustes aos métodos avaliados?							*	

\* = p < 0,05 – significativo ao nível de 5%.

\*\* = p > 0,05 – não significativo ao nível de 5%.

Fonte: Autor (2022).

O modelo cinético de Monod, na WC-FSSH em fluxo CSTR, foi o mais representativo na descrição dos processos de remoção de DBO (R<sup>2</sup> = 0,80 e k<sub>máx</sub> = 3,42 mg DBO.L<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>),

seguido pelo modelo cinético de Monod Multi na WC-FSSV em fluxo CSTR ( $R^2 = 0,79$ ), ambos em termos de concentração de matéria orgânica.

O modelo de 1ª Ordem mostrou-se inadequado para representar a remoção de DBO em ambas as WCs ( $R^2 < 0,40$ ), como na pesquisa realizada por Gholizadeh *et al* (2015), onde o modelo de 1ª Ordem também não foi representativo na descrição do comportamento da remoção de DBO em uma WC-FSSH ( $R^2 < 0,50$ ) em um sistema de tratamento em fluxo linear.

De acordo com Sezerino *et al.* (2015), a inadequação do modelo cinético de 1ª Ordem em ambas as WCs (sobretudo na WC-FSSH) é motivo de preocupação, pois os projetos de WC-FSSH são dimensionados com base na cinética de 1ª Ordem em reatores do tipo PFR.

Zhao *et al* (2018), observaram que o modelo cinético-hidrodinâmico de Monod Multi em fluxo CSTR apresentou intermediária correlação estatística para representação da remoção de DBO em uma WC-FSSV ( $R^2 = 0,68$  e  $k_{m\acute{a}x} = 303,67 \text{ g DBO.m}^2.\text{d}^{-1}$ ), ajuste similar ao obtido nesta pesquisa. Cabe ressaltar que a constante  $k$  obtida pelo autor foi maior porque a carga superficial orgânica aplicada na WC-FSSV foi muito superior a esta pesquisa.

Os modelos avaliados no sistema de tratamento linear, foram mais adequados à representação dos mecanismos de remoção de DBO em termos de concentração do que em termos de carga orgânica (maiores valores de  $R^2$ ). Apenas o modelo cinético de Monod Multi, em fluxo CSTR na WC-FSSH, foi favorável à representação da DBO em termos de carga orgânica, possivelmente pela inserção do balanço hídrico nas equações.

Na pesquisa realizada por Silva Junior (2018), a maioria dos modelos cinéticos avaliados também se mostraram mais adequados em descrever o comportamento de remoção de DBO em termos de concentração do que em termos de carga orgânica em sistema híbrido de WCs. O autor também constatou que na WC-FSSH, o modelo de Monod Multi foi mais favorável à representação da DBO em termos de carga orgânica, e presume a necessidade de utilização indireta da ET e PPT nas equações de dimensionamento de WCs, corroborando com os resultados obtidos nesta pesquisa.

Considerando o sistema linear de tratamento em ambas as WCs, houve diferença estatística entre os ajustes aos modelos avaliados em termos de carga e concentração de matéria orgânica.

Porém, fazendo uma análise estatística nas células de tratamento isoladas, percebe-se que os modelos avaliados na WC-FSSV foram estatisticamente diferentes entre si, em termos de concentração e de carga de orgânica. Já no caso da WC-FSSH, não houve diferença estatística entre os modelos avaliados.

Analisando os modelos cinéticos avaliados na WC-FSSH, percebe-se que o fluxo hidrodinâmico CSTR melhorou a descrição do comportamento da DBO nesta célula, sobretudo em termos de concentração de matéria orgânica. Na pesquisa realizada por Silva Júnior (2018), também houve melhora no ajuste dos modelos de 1ª Ordem e Monod ao se considerar o fluxo hidrodinâmico CSTR em substituição ao PFR ( $R^2 = 0,04$  e  $0,27$  para  $R^2 = 0,16$  e  $0,65$ , respectivamente).

#### 4.3.3.1.2 Recirculação – comparando concentração e carga orgânica

A partir dos modelos cinéticos avaliados, a Tabela 4.8 apresenta os resultados obtidos para as constantes cinéticas de transformação/remoção de DBO, em termos de concentração e carga de matéria orgânica, em sistema híbrido de tratamento em recirculação.

**Tabela 4.8 – Constantes cinéticas de remoção/transformação de DBO no sistema recirculado, em termos de concentração e de carga orgânica.**

Célula	Fluxo	Cinética	Concentração		Carga orgânica		Teste t
			R <sup>2</sup>	k	R <sup>2</sup>	K	
WC-FSSV	CSTR	1ª Ordem	0,03	1,264 d <sup>-1</sup>	0,14	1,582 d <sup>-1</sup>	**
		Monod	0,14	11,18 mg.L <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup>	0,02	29,35 g.d <sup>-1</sup>	
		Monod Multi	0,14	60,73 mg.L <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup>	0,34	29,35 g.d <sup>-1</sup>	
WC-FSSH	PFR	1ª Ordem	0,03	0,457 d <sup>-1</sup>	0,00	1,147 d <sup>-1</sup>	**
		Monod	0,03	11,90 mg.L <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup>	0,61	10,03 g.d <sup>-1</sup>	
	CSTR	1ª Ordem	0,01	0,847 d <sup>-1</sup>	0,02	4,857 d <sup>-1</sup>	
		Monod	0,08	2,63 mg.L <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup>	0,16	10,01 g.d <sup>-1</sup>	
		Monod Multi	0,24	2,645 mg.L <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup>	0,58	10,0 g.d <sup>-1</sup>	
Diferença estatística entre os ajustes aos métodos avaliados?							**

\* =  $p < 0,05$  – significativo ao nível de 5%.

\*\* =  $p > 0,05$  – não significativo ao nível de 5%.

Fonte: Autor (2022).

O modelo cinético de Monod, na WC-FSSH em fluxo PFR, foi o mais representativo na descrição dos processos de remoção de DBO ( $R^2 = 0,61$  e  $k_{m\acute{a}x} = 10,031$  gDBO.d<sup>-1</sup>), em termos de carga orgânica.

O modelo cinético de Monod Multi, na WC-FSSH em fluxo CSTR, apresentou intermediária correlação ( $R^2 = 0,58$ ), em termos de carga orgânica. Desta forma, percebe-se que houve contribuição do OD na degradação da matéria orgânica, apesar da baixa concentração de OD na saída desta célula de tratamento (0,81 mg.L<sup>-1</sup>). Os demais modelos cinéticos apresentaram intermediário abaixo ajuste linear ( $R^2 < 0,60$ ).

Ao contrário do sistema de tratamento linear, os modelos cinéticos avaliados no sistema em recirculação, em sua maioria, foram mais adequados à representação dos mecanismos de

remoção de DBO em termos de carga orgânica, indicando que a inserção da vazão nas equações elevou o ajuste aos modelos.

Considerando o sistema de tratamento em recirculação em ambas as WCs, infere-se que não houve diferença estatística entre os ajustes aos modelos avaliados em termos de concentração e carga orgânica.

Fazendo uma análise estatística nas células de tratamento isoladas, os modelos avaliados na WC-FSSV e WC-FSSH, em termos de concentração e carga orgânica, não apresentaram diferença estatística entre si, respectivamente.

#### 4.3.3.2 Efeito na degradação de matéria orgânica - DQO

##### 4.3.3.2.1 Sistema linear – comparando concentração e carga orgânica

A partir dos modelos cinéticos avaliados, a Tabela 4.9 apresenta os resultados obtidos para as constantes cinéticas de transformação/remoção de DQO, em termos de concentração e carga de matéria orgânica, em sistema híbrido de tratamento linear.

**Tabela 4.9 – Constantes cinéticas de remoção/transformação de DQO no sistema linear, em termos de concentração e de carga orgânica.**

Célula	Fluxo	Cinética	Concentração		Carga orgânica		Teste t
			R <sup>2</sup>	k	R <sup>2</sup>	k	
WC-FSSV	CSTR	1 <sup>a</sup> Ordem	0,03	0,482 d <sup>-1</sup>	0,22	2,128 d <sup>-1</sup>	**
		Monod	0,13	75,15 mg.L <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup>	0,04	152,98 g.d <sup>-1</sup>	
		Monod Multi	0,12	84,65 mg.L <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup>	0,02	152,99 g.d <sup>-1</sup>	
WC-FSSH	PFR	1 <sup>a</sup> Ordem	0,02	0,126 d <sup>-1</sup>	0,01	0,170 d <sup>-1</sup>	**
		Monod	0,02	22,33 mg.L <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup>	0,24	14,07 g.d <sup>-1</sup>	
	CSTR	1 <sup>a</sup> Ordem	0,18	0,600 d <sup>-1</sup>	0,01	0,819 d <sup>-1</sup>	
		Monod	0,06	81,74 mg.L <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup>	0,04	14,15 g.d <sup>-1</sup>	
		Monod Multi	0,09	10,09 mg.L <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup>	0,35	14,4 g.d <sup>-1</sup>	
Diferença estatística entre os ajustes aos métodos avaliados?							**

\* =  $p < 0,05$  – significativo ao nível de 5%.

\*\* =  $p > 0,05$  – não significativo ao nível de 5%.

Fonte: Autor (2022).

Nenhum dos modelos cinéticos avaliados foi representativo na descrição dos processos de remoção de DQO, tanto em termos de concentração quanto de carga orgânica ( $R^2 < 0,40$ ).

O modelo cinético de Monod Multi, na WC-FSSH em fluxo CSTR, foi o mais representativo na descrição dos processos de remoção de DQO em termos de carga orgânica, porém com baixa adequação ( $R^2 = 0,35$  e  $k_{\text{máx}} = 14,4 \text{ gDQO.d}^{-1}$ ).

Verifica-se que o modelo de 1ª Ordem também não foi adequado para representar os mecanismos de remoção de DQO nas WCs, no qual o melhor ajuste encontrado para este modelo cinético foi na WC-FSSV em fluxo CSTR ( $R^2 = 0,22$  e  $k_v = 2,128 \text{ d}^{-1}$ ).

Silva Júnior (2018) também constatou em sua pesquisa, que o modelo cinético de 1ª Ordem não foi representativo na descrição dos mecanismos de remoção de DQO em nenhuma das WCs desta mesma estação de tratamento ( $R^2 \leq 0,15$ ), obtendo a máxima taxa de degradação de  $k_v = 7,14 \text{ d}^{-1}$ , em termos de carga orgânica.

Saeed e Sun (2011) concluíram que os modelos cinéticos de 1ª Ordem ( $R^2 = 0,01$  e  $k_v = 0,5 \text{ m.d}^{-1}$ ) e Monod ( $R^2 = 0,1$  e  $k_v = 44,5 \text{ g.m}^2.\text{d}^{-1}$ ), em fluxo CSTR, não foram adequados para representar os mecanismos de remoção de carga de DQO.

Admitindo-se o sistema linear de tratamento nas WCs, não houve diferença estatística entre os ajustes aos modelos avaliados em termos de carga e concentração de matéria orgânica.

De maneira similar, avaliando estatisticamente as células de tratamento de forma isolada, os modelos avaliados na WC-FSSV e WC-FSSH em termos de concentração e carga orgânica também não apresentaram diferença estatística entre si, respectivamente.

#### 4.3.3.2.2 Recirculação – comparando concentração e carga orgânica

A partir dos modelos cinéticos avaliados, a Tabela 4.10 apresenta os resultados obtidos para as constantes cinéticas de transformação/remoção de DQO, em termos de concentração e carga de matéria orgânica, em sistema híbrido de tratamento em recirculação.

**Tabela 4.10 – Constantes cinéticas de remoção/transformação de DQO no sistema recirculado, em termos de concentração e de carga orgânica.**

Célula	Fluxo	Cinética	Concentração		Carga orgânica		Teste t	
			$R^2$	k	$R^2$	k		
WC-FSSV	CSTR	1ª Ordem	0,68	0,333 $\text{d}^{-1}$	0,20	0,522 $\text{d}^{-1}$	*	
		Monod	0,81	52,61 $\text{mg.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$	0,07	196,59 $\text{g.d}^{-1}$		
		Monod Multi	0,15	76,07 $\text{mg.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$	0,13	31,09 $\text{g.d}^{-1}$		
WC-FSSH	PFR	1ª Ordem	0,52	-0,066 $\text{d}^{-1}$	0,23	0,686 $\text{d}^{-1}$		
		Monod	0,58	-10,13 $\text{mg.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$	0,45	145,78 $\text{g.d}^{-1}$		
	CSTR	1ª Ordem	0,52	-0,043 $\text{d}^{-1}$	0,01	1,550 $\text{d}^{-1}$		**
		Monod	0,52	-53,24 $\text{mg.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$	0,25	146,55 $\text{g.d}^{-1}$		
		Monod Multi	0,47	-111,7 $\text{mg.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$	0,71	147,79 $\text{g.d}^{-1}$		
Diferença estatística entre os ajustes aos métodos avaliados?							*	

\* =  $p < 0,05$  – significativo ao nível de 5%.

\*\* =  $p > 0,05$  – não significativo ao nível de 5%.

Fonte: Autor (2022).

O modelo cinético de Monod em fluxo CSTR, na WC-FSSV, foi o mais representativo na descrição dos processos de remoção de DQO ( $R^2 = 0,81$  e  $k_{m\acute{a}x} = 52,61 \text{ mgDQO.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$ ) em termos de concentração de matéria orgânica. O modelo cinético de Monod Multi em fluxo CSTR, na WC-FSSH, também apresentou boa adequação ( $R^2 = 0,71$ ) em termos de carga orgânica.

A cinética de 1ª Ordem combinada ao fluxo CSTR na WC-FSSV, apresentou intermediária adequação em termos de concentração de matéria orgânica ( $R^2 = 0,68$ ). Esse fato pode ser explicado pela menor variância da concentração de DQO na entrada e saída deste reator, e pela constância da vazão semanal durante a recirculação que proporcionou valores baixos de TDH semanal.

Os demais modelos cinéticos apresentaram intermediário a baixo ajuste linear.

Os modelos avaliados no sistema de tratamento em recirculação, foram mais adequados à representação dos mecanismos de remoção de DQO em termos de concentração do que em termos de carga orgânica. Somente o modelo cinético de Monod Multi, em fluxo CSTR na WC-FSSH, foi favorável à representação da DQO em termos de carga orgânica.

Considerando o sistema de tratamento em recirculação em ambas as WCs, houve diferença estatística entre os ajustes aos modelos avaliados em termos de carga e concentração de matéria orgânica.

Durante o período de recirculação do esgoto foram registradas as maiores taxas de ET, sobretudo na WC-FSSH. De acordo com Bialowiec, Albuquerque e Randerson (2014), a ET afeta a eficiência de remoção de DQO, aumentando a concentração de compostos dissolvidos pela perda de água. Neste sentido, o ajuste aos modelos ( $R^2$ ) avaliados em termos de concentração na WC-FSSV foi melhor pelo fato deste reator ter sofrido menos impactos ocasionados pela ET (perda de 15,9% de água). Já no caso da WC-FSSH, os ajustes aos modelos foram possivelmente menores pelo fato deste reator ter sofrido maiores influências da ET.

Contudo, avaliando estatisticamente as células de tratamento de forma isolada, verifica-se que os modelos avaliados na WC-FSSV e WC-FSSH em termos de concentração e carga orgânica também não apresentaram diferença estatística entre si, respectivamente.

Avaliando os modelos cinéticos empregados na WC-FSSH, percebe-se que o fluxo hidrodinâmico PFR descreveu melhor o comportamento da DQO nesta célula, sobretudo em termos de concentração de matéria orgânica.

### 4.3.4 Modelos cinético-hidrodinâmicos de operação em sistema linear e recirculação

#### 4.3.4.1 Efeito na degradação de matéria orgânica - DBO

##### 4.3.4.1.1 Concentração – comparando sistema linear com recirculação

A Tabela 4.11 apresenta os resultados obtidos para as constantes cinéticas de transformação/remoção de DBO, em termos de concentração de matéria orgânica, considerando o sistema de tratamento em fluxo linear e em recirculação.

**Tabela 4.11 – Constantes cinéticas de remoção/transformação de DBO, em termos de concentração, no sistema de fluxo linear e em recirculação.**

Célula	Fluxo	Cinética	Sistema Linear		Recirculação		Teste t
			R <sup>2</sup>	k	R <sup>2</sup>	k	
WC-FSSV	CSTR	1ª Ordem	0,39	0,871 d <sup>-1</sup>	0,03	1,264 d <sup>-1</sup>	*
		Monod	0,74	16,80 mg.L <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup>	0,14	11,18 mg.L <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup>	
		Monod Multi	0,79	17,86 mg.L <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup>	0,14	60,73 mg.L <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup>	
WC-FSSH	PFR	1ª Ordem	0,13	0,277 d <sup>-1</sup>	0,03	0,457 d <sup>-1</sup>	*
		Monod	0,30	3,97 mg.L <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup>	0,03	11,90 mg.L <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup>	
	CSTR	1ª Ordem	0,15	0,709 d <sup>-1</sup>	0,01	0,847 d <sup>-1</sup>	
		Monod	0,80	3,42 mg.L <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup>	0,08	2,63 mg.L <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup>	
		Monod Multi	0,61	3,417 mg.L <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup>	0,24	2,645 mg.L <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup>	
Diferença estatística entre os ajustes aos sistemas avaliados?							*

\* =  $p < 0,05$  – significativo ao nível de 5%.

\*\* =  $p > 0,05$  – não significativo ao nível de 5%.

Fonte: Autor (2022).

O modelo cinético de Monod em fluxo CSTR, na WC-FSSH, foi o mais representativo na descrição dos processos de remoção de DBO ( $R^2 = 0,80$  e  $k_{\text{máx}} = 3,42 \text{ mg DBO.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$ ), seguido pelo modelo cinético de Monod Multi em fluxo CSTR na WC-FSSV ( $R^2 = 0,79$ ), ambos no sistema de tratamento em fluxo linear.

No sistema em recirculação, todos os modelos apresentaram baixo ajuste linear ( $R^2 < 0,25$ ).

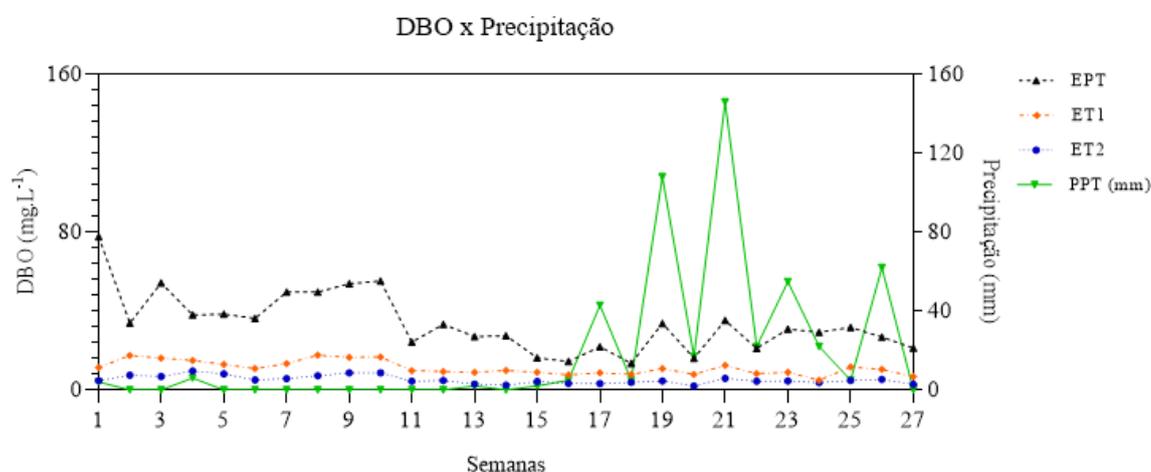
Considerando a remoção de DBO em termos de concentração de matéria orgânica no sistema de WCs, infere-se que houve diferença estatística entre os ajustes aos modelos avaliados no sistema de tratamento linear e em recirculação.

Os modelos avaliados em termos de concentração de DBO nas WCs, em sua totalidade, foram mais representativos em descrever os mecanismos de remoção de DBO no sistema linear, pelo fato dos modelos descreverem a fração biodegradável das amostras que é mais fácil de ser assimilada pelos microrganismos e pelas plantas.

A DBO sofreu mais variações durante a operação do sistema em fluxo linear do que em recirculação (Tabela 4.4). Entretanto, o expressivo aumento das vazões no sistema em recirculação influenciou na maior variação do TDH semanal em ambas as WCs (CV = 107% e 66,13% na WC-FSSV e WC-FSSH, respectivamente) que somada a menor variação dos dados de concentração nas entradas dos reatores (CV = 28,24% e 19,89% na WC-FSSV e WC-FSSH, respectivamente), reduziu muito o ajuste aos modelos ( $R^2$ ) durante o período de recirculação.

A Figura 4.12 mostra a relação entre a PPT e DBO nas semanas de análise em 2022.

**Figura 4.12 - Comparação entre a variação da precipitação semanal e a DBO do esgoto tratado nos sistemas de fluxo linear (1-10) e recirculado (11-27) em 2022.**



Fonte: Autor (2022).

Conforme apresentado pela Figura 4.12, podendo verificar que os maiores índices de precipitação foram registrados durante o período de recirculação.

A partir disso, nota-se que os maiores índices acumulados de precipitação registrados (semanas 17, 19, 21, 23 e 26, por exemplo) influenciaram, sobretudo, na redução da DBO quantificada na semana seguinte em ambas as WCs. Somado a este fenômeno, verificou-se também que as maiores vazões registradas na entrada e saída das WCs durante este período ocorreram exatamente nas semanas em que houve os maiores índices de precipitação. Com isso, o acúmulo do volume precipitado semanal elevou as vazões em cada reator, provocando a diluição direta do esgoto e reduzindo ainda mais a concentração de matéria orgânica facilmente biodegradável (representada pela DBO), e possivelmente reduziu os ajustes aos modelos.

Porém, realizando uma análise estatística nas células de tratamento de forma isolada, percebe-se que os modelos avaliados na WC-FSSH foram estatisticamente diferentes entre si, considerando o tipo de operação do sistema. Já no caso da WC-FSSV, não houve diferença estatística entre os modelos avaliados.

#### 4.3.4.1.2 Carga – comparando sistema linear com recirculação

A partir dos modelos cinéticos avaliados, a Tabela 4.12 apresenta os resultados obtidos para as constantes cinéticas de transformação/remoção de DBO, em termos de carga orgânica, considerando o sistema em fluxo linear e em recirculação.

**Tabela 4.12 – Constantes cinéticas de remoção/transformação de DBO, em termos de carga orgânica, no sistema de fluxo linear e em recirculação.**

Célula	Fluxo	Cinética	Sistema Linear		Recirculação		Teste t
			R <sup>2</sup>	k	R <sup>2</sup>	k	
WC-FSSV	CSTR	1ª Ordem	0,31	1,801 d <sup>-1</sup>	0,14	1,582 d <sup>-1</sup>	**
		Monod	0,15	28,88 g.d <sup>-1</sup>	0,02	29,35 g.d <sup>-1</sup>	
		Monod Multi	0,01	28,88 g.d <sup>-1</sup>	0,34	29,35 g.d <sup>-1</sup>	
WC-FSSH	PFR	1ª Ordem	0,02	0,343 d <sup>-1</sup>	0,00	1,147 d <sup>-1</sup>	**
		Monod	0,27	4,10 g.d <sup>-1</sup>	0,61	10,03 g.d <sup>-1</sup>	
	CSTR	1ª Ordem	0,00	2,698 d <sup>-1</sup>	0,02	4,857 d <sup>-1</sup>	
		Monod	0,38	4,09 g.d <sup>-1</sup>	0,16	10,01 g.d <sup>-1</sup>	
		Monod Multi	0,70	5,32 g.d <sup>-1</sup>	0,58	10,0 g.d <sup>-1</sup>	
Diferença estatística entre os ajustes aos sistemas avaliados?							**

\* =  $p < 0,05$  – significativo ao nível de 5%.

\*\* =  $p > 0,05$  – não significativo ao nível de 5%.

Fonte: Autor (2022).

O modelo cinético de Monod Multi em fluxo CSTR, na WC-FSSH, foi o mais representativo na descrição da remoção de DBO ( $R^2 = 0,70$  e  $k_{m\acute{a}x} = 5,32 \text{ gDBO.d}^{-1}$ ), no sistema de tratamento em fluxo linear, o que pressupõe que houve contribuição do OD na degradação da matéria orgânica.

Os demais modelos avaliados apresentaram intermediária a baixa correlação estatística.

Considerando a remoção de DBO em termos de carga orgânica no sistema de WCs, infere-se que os ajustes aos modelos avaliados no sistema de tratamento linear e em recirculação não apresentaram diferença estatística entre si.

Realizando uma análise estatística nas células de tratamento de forma isolada, percebe-se que os modelos avaliados na WC-FSSV e na WC-FSSH, respectivamente, também não apresentaram diferença estatística entre si.

#### 4.3.4.2 Efeito na degradação de matéria orgânica - DQO

##### 4.3.4.2.1 Concentração – comparando sistema linear com recirculação

A partir dos modelos cinéticos avaliados, a Tabela 4.13 apresenta os resultados obtidos para as constantes cinéticas de transformação/remoção de DQO, em termos de concentração de matéria orgânica.

**Tabela 4.13 – Constantes cinéticas de remoção/transformação de DQO, em termos de concentração, no sistema de fluxo linear e em recirculação.**

Célula	Fluxo	Cinética	Sistema Linear		Recirculação		Teste t
			R <sup>2</sup>	k	R <sup>2</sup>	k	
WC-FSSV	CSTR	1 <sup>a</sup> Ordem	0,03	0,482 d <sup>-1</sup>	0,68	0,333 d <sup>-1</sup>	
		Monod	0,13	75,15 mg.L <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup>	0,81	52,61 mg.L <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup>	*
		Monod Multi	0,12	84,65 mg.L <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup>	0,15	76,07 mg.L <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup>	
WC-FSSH	PFR	1 <sup>a</sup> Ordem	0,02	0,122 d <sup>-1</sup>	0,52	-0,066 d <sup>-1</sup>	
		Monod	0,02	22,23 mg.L <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup>	0,58	-10,13 mg.L <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup>	
	CSTR	1 <sup>a</sup> Ordem	0,18	0,600 d <sup>-1</sup>	0,52	-0,043 d <sup>-1</sup>	*
		Monod	0,06	81,74 mg.L <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup>	0,52	-53,24 mg.L <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup>	
		Monod Multi	0,09	10,09 mg.L <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup>	0,47	-111,7 mg.L <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup>	
Diferença estatística entre os ajustes aos sistemas avaliados?							*

\* = p < 0,05 – significativo ao nível de 5%.

\*\* = p > 0,05 – não significativo ao nível de 5%.

Fonte: Autor (2022).

O modelo cinético de Monod em fluxo CSTR, na WC-FSSV, foi o mais representativo na descrição dos processos de remoção de DQO ( $R^2 = 0,81$  e  $k_{m\acute{a}x} = 52,61$  mg DQO.L<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>), no sistema de tratamento em recirculação.

O modelo cinético de 1<sup>a</sup> Ordem, considerando um reator CSTR na WC-FSSV, também apresentou boa adequação no mesmo fluxo de tratamento ( $R^2 = 0,68$  e  $k_v = 0,333$  d<sup>-1</sup>). Os demais modelos cinéticos apresentaram intermediário a baixo ajuste linear ( $R^2 < 0,60$ ).

Considerando a remoção de DQO em termos de concentração de matéria orgânica no sistema de WCs, infere-se que os ajustes aos modelos avaliados no sistema de tratamento linear e em recirculação são estatisticamente diferentes entre si.

Ao contrário da representação dos mecanismos de remoção da DBO, todos os modelos avaliados em termos de concentração de DQO nas WCs foram mais representativos no sistema em recirculação do que no sistema linear.

Uma justificativa para tal feito é que a DQO também sofreu mais variações durante a operação do sistema em fluxo linear do que na recirculação. Conforme apresentado na Tabela 5, à medida que o efluente passava pelo sistema de tratamento linear, existia aumento na variação dos dados de concentração nos 3 pontos de monitoramento (expresso pelo CV).

Porém, quando o sistema começou a recircular o efluente, houve a mistura entre o esgoto pré-tratado que chegava no sistema com o efluente já tratado, assim o esgoto deixou de ser

facilmente biodegradável e tornou-se recalcitrante, o que trouxe menos impactos em termos de DQO e melhorou o ajuste dos dados ( $R^2$ ) aos modelos avaliados na recirculação.

Realizando uma análise estatística nas células de tratamento de forma isolada, percebe-se que os modelos avaliados na WC-FSSV e na WC-FSSH, respectivamente, foram estatisticamente diferentes entre si, considerando o tipo de operação do sistema.

#### 4.3.4.2.2 Carga – comparando sistema linear com recirculação

A partir dos modelos cinéticos avaliados, a Tabela 4.14 apresenta os resultados obtidos para as constantes cinéticas de transformação/remoção de DQO, em termos de carga orgânica, considerando o sistema de tratamento em fluxo linear e em recirculação.

**Tabela 4.14 – Constantes cinéticas de remoção/transformação de DQO, em termos de carga orgânica, no sistema de fluxo linear e em recirculação.**

Célula	Fluxo	Cinética	Sistema Linear		Recirculação		Teste t
			$R^2$	k	$R^2$	k	
WC-FSSV	CSTR	1ª Ordem	0,22	2,128 d <sup>-1</sup>	0,20	0,522 d <sup>-1</sup>	**
		Monod	0,04	152,98 g.d <sup>-1</sup>	0,07	196,59 g.d <sup>-1</sup>	
		Monod Multi	0,02	152,99 g.d <sup>-1</sup>	0,13	31,09 g.d <sup>-1</sup>	
WC-FSSH	PFR	1ª Ordem	0,01	0,170 d <sup>-1</sup>	0,23	0,686 d <sup>-1</sup>	**
		Monod	0,24	14,07 g.d <sup>-1</sup>	0,45	145,78 g.d <sup>-1</sup>	
	CSTR	1ª Ordem	0,01	0,819 d <sup>-1</sup>	0,01	1,550 d <sup>-1</sup>	
		Monod	0,04	14,15 g.d <sup>-1</sup>	0,25	146,55 g.d <sup>-1</sup>	
		Monod Multi	0,35	14,4 g.d <sup>-1</sup>	0,71	147,79 g.d <sup>-1</sup>	
Diferença estatística entre ajustes aos sistemas avaliados?							**

\* =  $p < 0,05$  – significativo ao nível de 5%.

\*\* =  $p > 0,05$  – não significativo ao nível de 5%.

Fonte: Autor (2022).

O modelo cinético de Monod Multi, na WC-FSSH em fluxo CSTR, foi o mais representativo na descrição dos processos de remoção de DQO ( $R^2 = 0,71$  e  $k_{\text{máx}} = 147,79$  gDQO.d<sup>-1</sup>), no sistema de tratamento em recirculação. Os demais modelos cinéticos apresentaram baixo ajuste linear ( $R^2 < 0,45$ ).

Considerando a remoção de DQO em termos de carga orgânica no sistema de WCs, infere-se que os ajustes aos modelos avaliados no sistema de tratamento linear e em recirculação não apresentaram diferença estatística entre si.

Os modelos avaliados em termos de carga orgânica de DQO nas WCs, foram mais representativos em descrever os mecanismos de remoção de DQO no sistema em recirculação do que no sistema linear.

A carga orgânica está diretamente relacionada à vazão do esgoto. Como já mencionado, durante o período de recirculação as vazões nas WCs aumentaram, e provocou redução no TDH do efluente.

Avaliando estatisticamente as células de tratamento de forma isolada, percebe-se que os modelos avaliados na WC-FSSV e WC-FSSH, respectivamente, também não apresentaram diferença estatística entre si, considerando o tipo de operação do sistema.

#### 4.4 Conclusões

Levando em consideração os resultados obtidos nesta pesquisa, a partir das análises de esgoto tratado no sistema híbrido de WCs, conclui-se que:

I. As vazões de entrada e saída das WCs foram muito influenciadas pelo tipo de operação do sistema e pela PPT, o que reforça que a recirculação provocou alterações no sistema em termos de vazão e EVT. Em termos de vazões médias, houve aumento de 33,55% e 59,25% nas vazões dos pontos EPT e ET1, respectivamente. Em termos de EVT, o percentual médio de perda de água em relação à vazão de entrada, foi de 33,9% e 27,5% para a WC-FSSV e WC-FSSH, respectivamente, no sistema de tratamento em fluxo linear. Já na recirculação, o percentual médio de perda de água por EVT foi de 15,9% e 73,4% para a WC-FSSV e WC-FSSH, respectivamente.

II. No sistema de tratamento em fluxo linear, a eficiência global média para remoção de DBO foi de 89,26% (concentrações médias de 77,39, 23,1 e 8,31 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente, nos 3 pontos de monitoramento). Já considerando o sistema em recirculação, a eficiência global média foi de 83,95% (com concentrações médias de 25,0, 9,06 e 4,01 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente). Em termos percentuais, a recirculação apresentou ligeira redução de eficiência em comparação ao sistema em fluxo linear, sobretudo porque a disponibilidade de matéria orgânica facilmente biodegradável é menor na recirculação. Porém, percebe-se que a DBO do sistema em recirculação foi bem inferior nos 3 pontos monitorados, havendo redução de 68% no EPT, 60,8% no ET1 e 51,7% no ET2, e mostra que o sistema recirculado foi eficiente na redução da DBO em todos os pontos analisados.

A eficiência global média para remoção de DQO foi de 69,71% no sistema em fluxo linear (concentrações médias de 418,4, 172,55 e 126,73 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente, nos 3 pontos de monitoramento). Na recirculação, a eficiência global média foi de 25,7% (com concentrações médias de 247,0, 162,86 e 183,51 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente). Durante a recirculação do sistema, a fração facilmente biodegradável do esgoto diminuiu, fazendo com que a fração de difícil degradação (indicada pela DQO) estivesse mais abundante no sistema, e provocou redução na eficiência de remoção da DQO na recirculação, incluindo até mesmo o aumento na concentração média de DQO na saída da WC-FSSH.

III. Os modelos cinéticos para descrever a remoção de DBO no sistema linear, foram mais representativos em termos de concentração de matéria orgânica. O modelo cinético de Monod, na WC-FSSH em fluxo CSTR, foi o mais representativo ( $R^2 = 0,80$ ). Já no sistema em recirculação, a maioria dos modelos avaliados foram mais representativos em termos de carga orgânica, e indica que a inserção da vazão nas equações elevou o ajuste aos modelos. O modelo cinético de Monod, na WC-FSSH também foi o mais representativo ( $R^2 = 0,61$ ), porém em fluxo PFR.

Nenhum dos modelos cinéticos avaliados foi representativo para descrever os mecanismos de remoção de DQO nas WCs no sistema linear, tanto em termos de concentração quanto de carga orgânica ( $R^2 < 0,40$ ), não diferindo estatisticamente entre si. Já na operação do sistema em recirculação, todos os modelos avaliados foram mais adequados à remoção de DQO em termos de concentração do que em termos de carga orgânica, diferindo estatisticamente entre si. O modelo cinético de Monod em fluxo CSTR, na WC-FSSV, foi o mais representativo ( $R^2 = 0,81$ ).

#### 4.5 Referências bibliográficas (Capítulo 1 - Artigo 1)

ALVES, S.; SCOPEL, I.; MARTINS, A. P.; ALVES, W. Análise Morfométrica da Bacia do Ribeirão das Abóboras – Rio Verde (GO). **Geociências**, v. 35, n. 4, p. 652–667, 2016.

AL-WAHAIBI, B. M.; JAFARY, T.; AL-MAMUN, A.; BAAWAIN, M. S.; AGHBASHLO, M.; TABATABAEI, M.; STEFANAKIS, A. I. Operational modifications of a full-scale experimental vertical flow constructed wetland with effluent recirculation to optimize total nitrogen removal. **Journal of Cleaner Production**, v. 296, pp. 126558, 2021.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA) - **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23. ed. New York, APHA, AWWA, WPCF, 2018.

ARANTES, J. O. **Avaliação da eficiência do tratamento de esgoto doméstico por meio de sistema adaptado de wetlands construídos**. 2020. 110 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade) – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano, Rio Verde.

ARAÚJO, R. K. **Redução de micropoluentes por sistema de tanque séptico e wetland construído vertical com recirculação**. 2018. 163 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

BIALOWIEC, A.; ALBUQUERQUE, A.; RANDERSON, P. F. The influence of evapotranspiration on vertical flow subsurface constructed wetland performance. **Ecological Engineering**, v. 67, p. 89-94, 2014.

COLARES, C. J. G.; SANDRI, D. Eficiência do tratamento de esgoto com tanques sépticos seguidos de leitos cultivados com diferentes meios de suporte. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 8, n. 1, p 172-185, 2013.

COSTA, R. A. **Fatores associados aos parâmetros ajustados na equação de cinética de primeira ordem de modificada utilizada em sistemas alagados construídos**. 2016. 111 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

COSTA, R. A.; MATOS, M. P.; MATOS, A. T.; VON SPERLING, M. Comportamento hidrodinâmico de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial de diferentes proporções geométricas e tempo de operação. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 24, n. 1, p. 83-91, 2019.

DE LILLE, M. I. V.; CARDONA, M. A. H.; XICUM, Y. A. T.; VALLEJOS, G. G.; FRANCO, C. A. Q. Hybrid constructed wetlands system for domestic wastewater treatment under tropical climate: Effect of recirculation strategies on nitrogen removal. **Ecological Engineering**, v. 166, p. 106243-106253, 2021.

DECEZARO, S. T. **Sistema de tanque séptico e wetland construído vertical com recirculação para remoção de matéria orgânica e nitrogênio de esgoto doméstico**. 2018. 215 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

DECEZARO, S. T.; WOLFF, D. B.; ARAUJO, R. K.; CARVALHO JUNIOR, O.; SEZERINO, P. H. Potencial de nitrificação/desnitrificação de tanque séptico e wetland construído com recirculação no tratamento descentralizado de esgoto de empreendimento habitacional. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 26, n. 4, p. 721-730, 2021.

DOTRO, G.; MANDER, U.; ROUSSEAU, D. WETPOL 2015: Closing the gap between natural and constructed wetlands research. **Ecological Engineering**, v. 98, p. 286-289, 2017.

FÉLIX, M. V. **Análise da eficiência do tratamento do efluente de tanque séptico por sistema alagado construído em escala piloto**. 2020. 72 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade) – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano, Rio Verde.

FOLADORI, P.; RUABEN, J.; ORTIGARA, A. R. C. Recirculation of artificial aeration in vertical flow constructed wetlands: A comparative study for treating high load Wastewater. **Bioresource Technology**, v. 149, p. 398-405, 2013.

FECHINE, V. Y.; BASSANI, L.; SCHROEDER, A. K.; CRUZ, A.; PELISSARI, C.; SEZERINO, P. H. Avaliação hidrodinâmica e de desempenho em wetland construído vertical de fundo saturado empregado no tratamento de esgoto sanitário. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales**, v. 13, n. 3, p. 791-805, 2020.

GATTI, R. A. F. **Influência da variação do TDH e da taxa de recirculação no comportamento de reatores anaeróbio e aeróbio de leito fixo seguidos de filtro percolador na remoção de nitrogênio e fósforo**. 2017. 116 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba.

GHOLIZADEH, A.; GHOLAMI, M.; DAVOUDI, R.; RASTEGAR, A.; MIRI, M. Efficiency and kinetic modeling of removal of nutrients and organic matter from a full-scale constructed wetland in Qasre-Shirin, Iran. **Environmental Health Engineering and Management Journal**, v. 2, n. 3, p. 107-116, 2015.

GUEDES-ALONSO, R.; HERRERA-MELIÁN, J. A.; SÁNCHEZ-SUÁREZ, F.; DÍAZ-MENDOZA, V.; SOSA-FERRERA, Z.; SANTANA-RODRÍGUEZ, J. J. Removal of Pharmaceuticals in a Macrophyte Pond-Constructed Wetland System and the Effect of a Low Effluent Recirculation. **Water Research**, v. 14, n. 15, pp. 2340, 2022.

ILYAS, H.; MASIH, I. The performance of the intensified constructed wetlands for organic matter and nitrogen removal: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 198, p. 372-383, 2017.

NGUYEN, I. C.; CHANG, S. W.; NGUYEN, T. L.; NGO, H. H.; KUMAR, G.; BANU, J. R.; VU, M. C.; LE, H. S.; NGUYEN, D. D. A hybrid constructed wetland for organic-material and nutrient removal from sewage: Process performance and multi-kinetic models. **Journal of Environmental Management**, v. 222, p. 378-384, 2018.

NIVALA, J.; ABDALLAT, G.; AUBRON, T.; AL-ZREIQAT, I.; ABBASSI, B.; WU, G. M.; VAN AFFERDEN, M.; MULLER, R. A. Vertical flow constructed wetlands for decentralized wastewater treatment in Jordan: Optimization of total nitrogen removal. **Science of the Total Environment**, v. 671, p. 495-504, 2019.

PAOLI, A. C.; VON SPERLING, M. Avaliação das condições hidrodinâmicas de wetlands construídos de escoamento horizontal subsuperficial (unidades plantada e não plantada). **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, v. 1, n. 2, p. 213-222, 2013.

SAEED, T.; SUN, G. The removal of nitrogen and organics in vertical flow wetland reactors: Predictive models. **Bioresource Technology**, v. 102, p. 1205-1213, 2011.

SAEED, T.; MIAH, M. J.; MAJED, N.; ALAM, M. K.; KHAN, T. Effect of effluent recirculation on nutrients and organics removal performance of hybrid constructed wetlands: Landfill leachate treatment. **Journal of Cleaner Production**, v. 282, pp. 125427, 2021.

SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; DECEZARO, S. T.; MAGRI, M. E.; PHILIPPI, L. S. Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Florianópolis, v. 20, n. 1, p. 151-158, 2015.

SHARMA, P. K.; MINAKSHI, D.; RANI, A.; MALAVIYA, P. Treatment efficiency of vertical flow constructed wetland systems operated under different recirculation rates. **Ecological Engineering**, n. 120, p. 474-480, 2018.

SILVA, G. **Interferências pluviométrica e temporal na hidrodinâmica de wetland construído de fluxo subsuperficial vertical no tratamento de esgoto doméstico**. 2020. 91 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade) – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano, Rio Verde.

SILVA JÚNIOR, E. D. **Influência climática em modelos cinético-hidrodinâmicos para dimensionamento de wetlands construídas no tratamento de esgoto doméstico**. 2018. 201 f. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Universidade de Brasília, Brasília.

SKLARZ, M. Y.; GROSS, A.; SOARES, M. I. M.; YAKIREVICH, A. Mathematical model for analysis of recirculating vertical flow constructed wetlands. **Water Research**, v. 44, n. 6, 2010-2020, 2010.

STEFANAKIS, A.; AKRATOS, C. S.; TSIHRINTZIS, V. A. **Vertical flow constructed wetlands – Eco-engineering systems for wastewater and sludge treatment**. Amsterdã: Elsevier, 2014. 332 p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto: princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 4 ed. Belo Horizonte: UFMG, 2002.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas Residuárias: Princípios básicos do tratamento de esgotos**. v.2. Belo Horizonte: Editora UFMG, 1996.

WU, H.; FAN, J.; ZHANG, J.; NGO, H. H.; GUO, W.; HU, Z.; LIANG, S. Decentralized domestic wastewater treatment using intermittently aerated vertical flow constructed wetlands: Impact of influent strengths. **Bioresource Technology**, n. 176, p. 163-168, 2015.

ZHANG, D. Q.; JONADASA, K. B. S.N.; GERSBERG, R. M.; LIU, Y.; NG, W. J.; TAN, S. K. Application of constructed wetlands for wastewater treatment in developing countries – A review of recent developments (2000-2013). **Journal of Environmental Management**, v. 141, p. 116-131, 2014.

ZHAO, X.; HU, Y.; ZHAO, Y.; KUMAR, L. Achieving an extraordinary high organic and hydraulic loadings with good performance via an alternative operation strategy in a multi-stage constructed wetland system. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, p. 11841-11853, 2018.

## 5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Tendo em vista os resultados obtidos, observou-se que as WCs apresentaram excelentes resultados na remoção dos parâmetros avaliados, considerando o sistema em tratamento linear e sem recirculação.

De maneira geral, observou-se que a recirculação trouxe alterações ao balanço hídrico do sistema, principalmente no que diz respeito ao acréscimo de vazões, em que se registraram elevações de até 60% na vazão de um mesmo reator, se comparado com a fase de tratamento linear. Contudo, apesar da expressiva elevação das vazões, ressalta-se que não houve transbordamentos em ambas as células, o que poderia configurar como critério de parada operacional. Ressalta-se também que, ambas as WCs não foram projetadas considerando a recirculação como parâmetro operacional, reforçando ainda mais a importância dos resultados obtidos.

Com relação à degradação de matéria orgânica, a recirculação do esgoto trouxe nova dinâmica de tratamento e foi eficiente na redução da DBO, em termos de concentração e de carga orgânica. É importante frisar que a eficiência de remoção de DBO e DQO foi menor na recirculação pela diluição do esgoto no poço de sucção, porém não devem deixar de destacar a importância da recirculação como instrumento para obtenção de efluentes com concentrações de poluentes cada vez menores de forma que seu despejo não acarrete em poluição ambiental.

Mediante ao que foi discutido em todo o trabalho, conclui-se que o sistema de híbrido de WCs tratando esgoto doméstico sob taxa de recirculação de 100% é viável, pois proporcionou resultados muito satisfatórios na remoção de poluentes, principalmente ao considerar as características climáticas da região do sudoeste goiano que possivelmente contribuíram positivamente na manutenção positiva do balanço hídrico do sistema.

Sugere-se para trabalhos futuros:

- Realizar o estudo com maior número de repetições a fim de avaliar a aplicabilidade do tratamento em diferentes condições operacionais;
- Testar diferentes taxas de recirculação (25%, 50% e 75%) com vistas a estimar o efeito de diferentes condições operacionais no processo de degradação de matéria orgânica;
- Estudar a eficiência de remoção de outros parâmetros, como a amônia, nitrato, fósforo e sólidos suspensos totais, sob diferentes condições operacionais;

- Avaliar o tratamento no sistema em diferenças épocas do ano e a influência das condições climáticas nos resultados obtidos;
- Avaliar a aplicabilidade de outros modelos matemático e que contenham variáveis climáticas que possibilitem melhor representação dos mecanismos de remoção de poluentes em WCs;
- A partir da recirculação do efluente, avaliar as possibilidades de reuso do efluente tratado para fins não potáveis, de acordo com a legislação vigente.