

BACHARELADO EM ENGENHARIA CIVIL

**AVALIAÇÃO DOS MÉTODOS DE ESPECIFICAÇÃO DE
CARGA E CINÉTICO-HIDRODINÂMICO NO
DIMENSIONAMENTO DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE
ÁGUAS RESIDUÁRIAS**

HENRIQUE CARVALHO FERREIRA

Rio Verde, GO

2022

**INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E
TECNOLOGIA GOIANO – CAMPUS RIO VERDE
BACHARELADO EM ENGENHARIA CIVIL**

**AVALIAÇÃO DOS MÉTODOS DE ESPECIFICAÇÃO DE CARGA
E CINÉTICO-HIDRODINÂMICO NO DIMENSIONAMENTO DE
SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS**

HENRIQUE CARVALHO FERREIRA

Trabalho de Curso apresentado ao Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde, como requisito parcial para obtenção do Grau de Bacharel em Engenharia Civil.

Orientador: Prof.Dr. Édio Damásio da Silva Júnior

Rio Verde - GO

ABRIL, 2022

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

FF383a Ferreira, Henrique Carvalho
Avaliação dos métodos de especificação de carga e cinético-hidrodinâmico no dimensionamento de sistemas de tratamento de águas residuárias / Henrique Carvalho Ferreira; orientador Édio Damásio da Silva Júnior. -- Rio Verde, 2022.
65 p.

TCC (Graduação em Engenharia Civil) -- Instituto Federal Goiano, Campus Rio Verde, 2022.

1. Esgoto doméstico. 2. Dimensionamento. 3. Modelagem. I. Silva Júnior, Édio Damásio da , 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 9.610/98, AUTORIZO o Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano, a disponibilizar gratuitamente o documento no Repositório Institucional do IF Goiano (RIIF Goiano), sem ressarcimento de direitos autorais, conforme permissão assinada abaixo, em formato digital para fins de leitura, download e impressão, a título de divulgação da produção técnico-científica no IF Goiano.

Identificação da Produção Técnico-Científica

- | | |
|--|---|
| <input type="checkbox"/> Tese | <input type="checkbox"/> Artigo Científico |
| <input type="checkbox"/> Dissertação | <input type="checkbox"/> Capítulo de Livro |
| <input type="checkbox"/> Monografia – Especialização | <input type="checkbox"/> Livro |
| <input checked="" type="checkbox"/> TCC - Graduação | <input type="checkbox"/> Trabalho Apresentado em Evento |
| <input type="checkbox"/> Produto Técnico e Educacional - Tipo: _____ | |

Nome Completo do Autor: Henrique Carvalho Ferreira

Matrícula: 2017102200840194

Título do Trabalho: Avaliação dos métodos de especificação de carga e cinético-hidrodinâmico no dimensionamento de sistemas de tratamento de águas residuárias

Restrições de Acesso ao Documento

Documento confidencial: Não Sim, justifique: _____

Informe a data que poderá ser disponibilizado no RIIF Goiano: 23/04/2022

O documento está sujeito a registro de patente? Sim Não

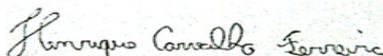
O documento pode vir a ser publicado como livro? Sim Não

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;
- obteve autorização de quaisquer materiais inclusos no documento do qual não detém os direitos de autor/a, 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;
- 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.

Rio Verde - GO, 20/04/2022.



Assinatura do Autor e/ou Detentor dos Direitos Autorais

Ciente e de acordo:



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 36/2022 - DPGPI-RV/CMPRV/IFGOIANO

ATA DE DEFESA DE TRABALHO DE CURSO

Aos 18 dias do mês de abril de 2022, às 17:00 horas e 00 minutos, reuniu-se a banca examinadora composta pelos docentes Édio Damásio da Silva Júnior (orientador), Michell Macedo Alves (membro) e Philippe Barbosa Silva (membro), para examinar o Trabalho de Curso intitulado “Avaliação dos métodos de especificação de carga e cinético-hidrodinâmico no dimensionamento de sistemas de tratamento de águas residuárias” do estudante Henrique Carvalho Ferreira, matrícula nº 2017102200840194, do curso de engenharia civil do IF Goiano – Campus Rio Verde. A palavra foi concedida ao estudante para a apresentação oral do TC, houve arguição do candidato pelos membros da banca examinadora. Após tal etapa, a banca examinadora decidiu pela APROVAÇÃO do estudante. Ao final da sessão pública de defesa foi lavrada a presente ata que segue assinada pelos membros da Banca Examinadora.

(Assinado Eletronicamente)

Édio Damásio da Silva Júnior

Orientador

(Assinado Eletronicamente)

Michell Macedo Alves

Membro

(Assinado Eletronicamente)

Philippe Barbosa Silva

Membro

Documento assinado eletronicamente por:

- **Michell Macedo Alves**, PROFESSOR ENS BASICO TECN TECNOLOGICO, em 20/04/2022 10:09:03.
- **Philippe Barbosa Silva**, PROFESSOR ENS BASICO TECN TECNOLOGICO, em 19/04/2022 13:27:16.
- **Edio Damasio da Silva Junior**, PROFESSOR ENS BASICO TECN TECNOLOGICO, em 19/04/2022 12:13:55.

Este documento foi emitido pelo SUAP em 19/04/2022. 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: 380178

Código de Autenticação: fda1d4a11a



INSTITUTO FEDERAL GOIANO
Campus Rio Verde
Rodovia Sul Goiana, Km 01, Zona Rural, None, RIO VERDE / GO, CEP 75901-970
(64) 3620-5600

HENRIQUE CARVALHO FERREIRA

**AVALIAÇÃO DOS MÉTODOS DE ESPECIFICAÇÃO DE CARGA
E CINÉTICO-HIDRODINÂMICO NO DIMENSIONAMENTO DE
SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS**

Trabalho de Curso DEFENDIDO e APROVADO em 18 de abril de 2022, pela Banca Examinadora constituída pelos membros:

Prof. Dr. Michell Macedo Alves
Instituto Federal Goiano -
campus Rio Verde

Prof. Dr. Philippe Barbosa Silva
Instituto Federal Goiano -
campus Rio Verde

Prof. Dr. Édio Damásio da Silva Júnior
Instituto Federal Goiano -
campus Rio Verde

Rio Verde – GO
Abril, 2022

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus por ter me proporcionado saúde, coragem e força durante toda a minha graduação.

Aos meus pais, Darci Ribeiro de Carvalho e Hireny Ferreira Santos Carvalho por todo apoio, pelos valores compartilhados, amor, incentivo nos estudos e todo o suporte recebido na minha jornada.

Aos meus amigos de faculdade: Amanda Grotto, César Filho, Eduardo Eugênio, Gisele Vilalba, Lara Louise e Vanessa. Com vocês a faculdade foi mais fácil e especial.

Ao meu orientador, Édio Damásio da Silva Júnior por toda paciência, auxílio e orientações no desenvolvimento desse trabalho. Aos professores Philippe Barbosa e Michell Macedo por terem aceitado a participar da avaliação desse trabalho.

RESUMO

FERREIRA, Henrique Carvalho Ferreira. **Avaliação dos métodos de especificação de carga e cinético-hidrodinâmico no dimensionamento de sistemas de tratamento de águas residuárias**. 2022. 65p. Monografia (Curso Bacharelado em Engenharia Civil). Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano – *campus* Rio Verde, Rio Verde, GO, 2022.

O acesso a um saneamento básico eficiente é direito de todo cidadão brasileiro e a universalização desse serviço deve ser alcançada de forma mais breve possível. Neste sentido, a escolha de sistemas de tratamento de esgoto eficientes e menos onerosos é essencial para que mais municípios tenham acesso a esse direito. Nesse contexto, o método de dimensionamento das unidades de tratamento de esgoto é uma variável importante que pode influenciar diretamente no custo de instalação dessas unidades. Contudo, esse fator nem sempre é estudado, e isso pode prejudicar o dimensionamento dessas unidades, dificultando assim a disseminação de estações de tratamento no Brasil. Desse modo, o presente estudo visa comparar a modelagem cinética-hidrodinâmica e modelo de especificação de carga aplicada no dimensionamento de *wetlands* construídas e lagoas de estabilização. Nesse contexto, com o uso de estimadores estatísticos, foi avaliado a adequação dos modelos estudados na remoção de matéria orgânica. Para a modelagem cinética-hidrodinâmica, o modelo que apresentou melhor adequabilidade para todos os cenários estudados foi o que associa a cinética de Monod com a hidrodinâmica de mistura completa (CSTR). Já o método de especificação de carga aplicada apresentou baixa correlação na remoção dos poluentes em todas as unidades estudadas. Além disso, visando comparar os métodos, foi realizado o dimensionamento das unidades de tratamento de acordo com modelos mais adequados de cada método. Nesse contexto, esse estudo verificou que o dimensionamento das *wetland* construídas foi mais eficiente utilizando a modelagem cinética-hidrodinâmica. Já para as lagoas de estabilização, o dimensionamento pelo método da especificação de carga garantiu unidades com menores dimensões.

Palavras-chave: Esgoto doméstico, Dimensionamento, Modelagem;

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Classificação dos sistemas de <i>wetlands</i> construídos.....	14
Figura 2: Representação esquemática de um sistema de fluxo superficial	15
Figura 3: Representação esquemática de um sistema de fluxo subsuperficial.....	15
Figura 4: Representação esquemática de um sistema de fluxo subsuperficial horizontal.....	16
Figura 5: Representação esquemática de uma wetland híbrida.....	17
Figura 6: Transformações bioquímicas em lagoas anaeróbias	19
Figura 7: Transformações bioquímicas em lagoas facultativas.....	20
Figura 8: Principais modelos de escoamento em reatores.....	21
Figura 9: Processos de digestão anaeróbia da matéria orgânica.....	24
Figura 10: Fluxograma dos métodos da pesquisa	28
Figura 11: Área de estudo referente a estação de tratamento experimental	29
Figura 12: Fluxo do esgoto na ETE-WC.....	30
Figura 13: Perfil longitudinal do tanque séptico e poço de sucção	31
Figura 14: Planta Baixa e perfil longitudinal (vista lateral – em seção média) da célula WC-FSSV.....	32
Figura 15: Planta-baixa da célula de tratamento de esgoto WC-FSSH.....	32
Figura 16: Perfil longitudinal (em seção média) da célula de tratamento de esgoto WC-FSSH.	32
Figura 17: Área de estudo referente a ETE Sapo	33
Figura 18: Fluxo de esgoto na ETE sapo	34
Figura 19: Detalhe do gradeamento do tratamento preliminar.....	34
Figura 20: Detalhes da planta baixa e seção longitudinal das lagoas anaeróbias.....	35
Figura 21: Detalhes da planta baixa e seção longitudinal das lagoas facultativas	36
Figura 22: Detalhes da planta baixa e seção longitudinal das lagoas de maturação	37
Figura 23: Pontos de amostragem no sistema WC-H.....	38
Figura 24: Pontos de amostragem no sistema de lagoas de estabilização.....	39
Figura 25: Relação entre eficiência de remoção de DBO e a taxa orgânica na WC-FSSV	47
Figura 26: Relação entre eficiência de remoção de DBO e a taxa orgânica na WC-FSSH ...	48
Figura 27: Relação entre eficiência de remoção de DBO e a taxa de aplicação superficial no sistema de lagoas	49
Figura D1: Modelagem 1º Ordem – CSTR da WC-FSSV.....	62
Figura D2: Modelagem Monod – CSTR da WC-FSSV.....	62

Figura E1: Modelagem 1° Ordem – CSTR da WC-FSSH.....	63
Figura E2: Modelagem Monod – CSTR da WC-FSSH.....	63
Figura E3: Modelagem 1° Ordem – PFR da WC-FSSH.....	64
Figura E4: Modelagem Monod – PFR da WC-FSSH.....	64
Figura F1: Modelagem 1° Ordem – CSTR das lagoas de estabilização	65
Figura F2: Modelagem Monod – CSTR das lagoas de estabilização	65

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Coleta de dados do sistema WC-H	38
Tabela 2: Modelos cinéticos-hidrodinâmicos avaliados	40
Tabela 3: Estatística das vazões afluentes e efluentes do sistema de <i>wetlands</i>	43
Tabela 4: Valores estatísticos de DBO	44
Tabela 5: Estimadores estatísticos e constantes cinéticas dos modelos avaliados na WC-FSSV	45
Tabela 6: Estimadores estatísticos e constantes cinéticas dos modelos avaliados na WC-FSSH	45
Tabela 7: Estimadores estatísticos e constantes cinéticas dos modelos avaliados nas lagoas.	46
Tabela 8: Modelos mais adequados para a representação da remoção de DBO.	50
Tabela 9: Dados do dimensionamento segundo os modelos de melhor eficiência.....	51
Tabela A: Dados das vazões das <i>wetlands</i>	58
Tabela B1: Dados da concentração de DBO na WC-FSSV	59
Tabela B2: Dados da concentração de DBO na WC-FSSH	60
Tabela B3: Dados da concentração de DBO nas lagoas de estabilização	61

LISTA DE ABREVIACOES E SÍMBOLOS

Ca	Concentração afluyente
Ce	Concentração efluente
CSTR	Mistura completa
DBO	Demanda Bioquímica de Oxignio
DQO	Demanda Química de Oxignio
FPR	Fluxo pistão
K _{máx}	Taxa máxima da reação
K _v	Constante de remoção de poluente
NH ₄ ⁺	íon amônio
NO ₂ ⁻	Nitrito
NO ₃ ⁻	Nitrato
OD	Oxignio dissolvido
Q	Vazão
R ²	Coefficiente de determinação
R	Taxa cinética de degradação do poluente
REQMR ²	Raiz do erro quadrático médio relativo
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
TAS	Taxa de aplicação orgânica superficial
TAV	Taxa de aplicação volumétrica
TDH	Tempo de detenao hidráulico
TDHr	Tempo de detenao hidráulica do reator
U _{max}	Máxima taxa de remoção o substrato
WC-FS	<i>Wetlands</i> construídas de escoamento superficial
WC-FSS	<i>Wetlands</i> de fluxo subsuperficial
WC-FSSH	<i>Wetlands</i> de fluxo subsuperficial horizontais
WC-FSSV:	<i>Wetlands</i> de fluxo subsuperficial verticais
WC-H	<i>Wetlands</i> construídas híbridas
WCs	<i>Wetlands</i> construídas

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	11
1.1 Objetivo Geral	12
1.2 Objetivo Específico.....	12
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	12
2.1 <i>Wetlands</i> Construídas.....	12
2.1.1.1 <i>Wetlands</i> construídas de escoamento superficial	14
2.1.1.2 <i>Wetlands</i> de fluxo subsuperficial	15
2.1.1.3 Sistemas híbridos de <i>wetlands</i> construídas.....	16
2.2 Lagoas de Estabilização	17
2.2.1 Lagoas anaeróbias	18
2.2.2 Lagoas facultativas	19
2.3 Regimes Hidráulicos.....	20
2.3.1 Fluxo pistão	21
2.3.2 Mistura completa.....	22
2.4 Cinética de Degradação dos Poluentes	23
2.5 Métodos de Dimensionamento de Sistemas Biológicos	26
2.5.1 Modelagem cinética-hidrodinâmica.....	26
2.5.2 Especificação de carga aplicada	26
2.5.3 Equações empíricas de regressão	27
3 MATERIAL E MÉTODOS	27
3.1 Apresentação Geral.....	28
3.2 Detalhes Construtivos dos Sistemas de Tratamento	29
3.2.1 Detalhes construtivos do sistema híbrido de <i>wetlands</i> construídas.....	29
3.2.1 Detalhes construtivos do sistema de lagoas de estabilização	33
3.3 Dados Coletados.....	37

3.3.1 Dados coletados do sistema de <i>wetlands</i> construídas.....	37
3.3.2 Dados coletados da estação de tratamento de esgoto de Rio Verde.....	38
3.4 Avaliações.....	39
3.4.1 Modelagem utilizando o modelo cinético-hidrodinâmico.....	39
3.4.3 Modelagem utilizando o modelo de especificação de carga aplicada.....	40
3.4.4 Análise estatística.....	42
4 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	43
4.1 Vazões do Esgoto.....	43
4.2 Matéria Orgânica.....	44
4.3 Modelos Cinéticos-Hidrodinâmicos.....	44
4.3.1 Remoção/transformação de matéria orgânica do sistema de <i>wetlands</i>	45
4.3.2 Remoção/transformação de matéria orgânica do sistema de lagoas.....	46
4.4 Modelagem utilizando especificação de carga aplicada.....	47
4.4.1 Relação eficiência/carga orgânica do sistema de <i>wetlands</i>	47
4.4.2 Relação eficiência/carga orgânica do sistema de lagoas.....	48
4.5 Análise Geral dos Modelos.....	49
4.6 Dimensionamento e Comparação dos Métodos.....	51
5 CONCLUSÃO.....	53
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	54
APÊNDICES.....	57

1 INTRODUÇÃO

De acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2020), o acesso ao abastecimento de água e ao esgotamento sanitário adequados é um direito essencial de todos os cidadãos. Dessa forma, o saneamento básico é essencial para garantir a qualidade da vida humana, destacando-se que um saneamento deficiente pode gerar diversos problemas para a sociedade, tais como: poluição de cursos d'água, inundações, doenças de veiculação hídrica, mortalidade infantil, etc.

Nesse contexto, o crescimento populacional e o intenso processo de urbanização das cidades geram uma demanda crescente de recursos hídricos em quantidade e qualidade adequadas para o uso humano. Assim, evidencia-se a necessidade de investir em sistemas eficientes e econômicos de tratamento de esgoto sanitário.

No que se refere ao cenário brasileiro do esgotamento sanitário, de acordo com dados de 2019 do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), apenas 53,2% da população brasileira é atendida com coleta de esgoto e 46,3% tem acesso ao tratamento de esgoto. Esse cenário é mais crítico quando se avalia as desigualdades sociais do Brasil, já que regiões menos desenvolvidas economicamente como o Norte e o Nordeste do país apresentam menores taxas de coleta e tratamento de esgoto.

Ainda sobre o cenário brasileiro, a Lei 14.026/2020 define que a meta é promover a universalização do saneamento básico até 2033, garantindo um atendimento de 99% da população com água potável e 90% com coleta e tratamento de esgoto. Contudo, o atual cenário do esgotamento sanitário brasileiro indica que essa meta está longe de ser alcançada, sendo um desafio levar coleta e tratamento de esgoto para as regiões menos desenvolvidas do país.

Diante desse cenário, evidencia-se a necessidade de incentivar o uso de tecnologias de tratamento com baixos custos e com altos índices de remoção dos poluentes. Assim, definir o sistema de tratamento de esgoto e o método de dimensionamento que será utilizado é uma tarefa complexa, que deve levar em consideração os fatores, área disponível, eficácia na remoção de poluentes, características da população local, localização, etc.

Nesse contexto, um fator que influencia diretamente no custo e eficiência de uma estação de tratamento é o método de dimensionamento utilizado. Estações superdimensionadas e com dimensões inferiores as necessárias são problemas decorrentes da escolha equivocada do método de dimensionamento.

Nesse sentido, há diversos problemas decorrentes do dimensionamento inadequado das estações de tratamento de esgoto, destacando-se a baixa eficiência na remoção dos poluentes, descumprimento nos padrões de lançamento dos efluentes, uso excessivo de reagentes e materiais, demanda de altas áreas para implantar o sistema, etc. Esses fatores podem dificultar a disseminação de estações de tratamento pelo país.

Desse modo, para evitar esses problemas, deve-se buscar modelos que apresentem boa representatividade da remoção dos poluentes e equações que tenham soluções acessíveis. Portanto, o presente estudo visa avaliar metodologias de dimensionamento e a representatividade de remoção dos poluentes de *wetlands* construídas e lagoas de estabilização do município de Rio Verde – GO.

1.1 Objetivo Geral

Comparar a adequabilidade dos modelos cinéticos hidrodinâmicos e modelos de especificação de carga aplicada no dimensionamento de *wetlands* construídas e lagoas de estabilização.

1.2 Objetivo Específico

1. Avaliar a adequação de modelos cinéticos-hidrodinâmicos na representação da remoção de matéria orgânica de *wetlands* construídas e lagoas de estabilização.
2. Avaliar a adequação de *wetlands* construídas e lagoas de estabilização na representação da remoção de matéria orgânica seguindo modelos de especificação de carga aplicada no dimensionamento dos sistemas adotados;

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 *Wetlands* Construídas

Para Kadlec e Knight (1996), as *wetlands* naturais são áreas de transição entre sistemas terrestres e aquáticos, destacando como exemplo terras úmidas, brejos, veredas, manguezais, etc. Nesses ambientes, a água, o solo e os vegetais formam um sistema equilibrado capaz de degradar a matéria orgânica e reciclar nutrientes, melhorando a qualidade da água (ANJOS,

2003). Devido a essa melhoria, Silva Júnior (2018), destaca que engenheiros e cientistas têm buscado simular em ambientes controlados as funções das *wetlands* naturais, criando-se assim as *wetlands* construídas (WCs).

Assim, as WCs, também chamadas de “sistemas alagados construídos” são um sistema de tratamento de águas residuárias que atua utilizando processos químicos, físicos e biológicos presentes nos ecossistemas de várzeas naturais (MOURA e SILVA, 2012). Dessa forma, entende-se que as WCs são sistemas controlados que simulam e otimizam as condições naturais presentes nos terrenos alagados naturais (ZANELLA, 2008)

Para Dias Poças (2015), esse sistema possui baixo custo de implantação, operação e manutenção quando comparado com os sistemas convencionais, potencializando seu uso como uma tecnologia descentralizada no tratamento de esgoto doméstico, especialmente para pequenos municípios. Além disso, as WCs também possuem como vantagens a possibilidade de promover harmonia paisagística, bem como a não necessidade de uso de produtos químicos e uso de mão de obra diária (CAMPBELL & OGDEN, 1999).

O princípio de tratamento de água residuária em *wetlands* ocorre de forma natural devido à interação do material filtrante, micro-organismos, das plantas e do esgoto aplicado (ARAÚJO, 2018). Nesse sentido, de acordo Silva Júnior (2018), as WCs atuam através da associação interativa da vegetação, meio suporte e comunidade microbológica em um ambiente saturado de água.

Com relação os principais processos físicos envolvidos no tratamento com o uso de *wetlands*, destaca-se a sedimentação, filtração de partículas em suspensão, adsorção por força de atração interparticular e volatilização da amônia. Os processos químicos envolvem a adsorção no substrato, aglutinação e precipitação de compostos insolúveis, sendo os principais responsáveis pela remoção de fósforo e metais pesados. Já no que se refere aos processos biológicos, destaca-se a grande importância dos micro-organismos na degradação da matéria orgânica, o metabolismo vegetal que é responsável pela assimilação e metabolismo de substância pelas plantas. (WENDLAND e CHIARAWATCHAI, 2006) e (Dias et al., 2000).

2.1.1 Classificação das *wetlands* construídas

Para Ormonde (2012), as WCs são classificadas de acordo com o fluxo proporcionado às águas residuárias, sendo divididas em: de escoamento superficial e de escoamento subsuperficial, conforme apresentado na Figura 1.

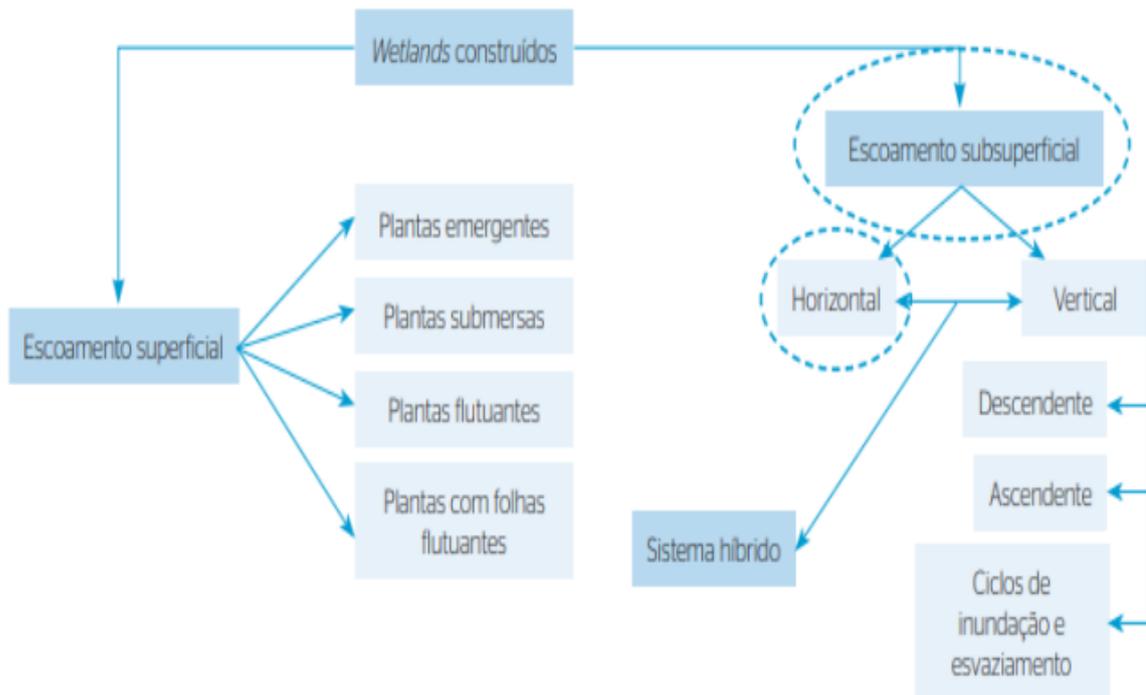


Figura 1: Classificação dos sistemas de *wetlands* construídos
 Fonte: (SEZERINO et al., 2015).

De acordo com Silva Júnior (2018), com relação ao tipo de escoamento as WCs são classificadas conforme seu comportamento fluxo hídrico em:

- a) *Wetlands* construídas de escoamento superficial (WC-FS);
- b) *Wetlands* construídas de escoamento subsuperficial horizontal ou vertical, podendo ser ascendente, descendente ou com ciclos de inundação e esvaziamento;
- c) Sistemas híbridos de *wetlands* construídas.

2.1.1.1 *Wetlands* construídas de escoamento superficial

Com relação as *wetlands* construídas de escoamento superficial, tem-se que essas são caracterizadas por serem ambientes em que há sempre o contato direto entre a água e a atmosfera, como mostra a Figura 2. Nesse sentido, destaca-se que as WC-FS são um sistema de tratamento que se assemelha com as lagoas de estabilização, existindo condições aeróbias, anóxicas e anaeróbias, predominando processos de sedimentação, precipitação, filtração, redução e adsorção dos poluentes presentes na água (SILVA JÚNIOR, 2018). Ressalta-se que

nesse sistema, as macrófitas empregadas podem ser do tipo emergente, flutuante fixa ou livre e submersa fixa ou livre (ZANELLA, 2008).

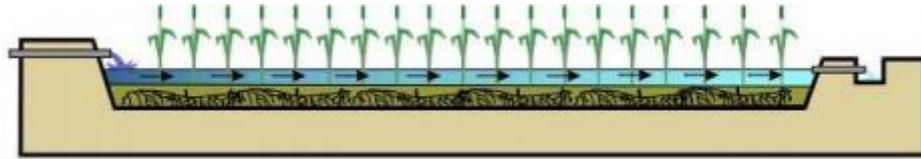


Figura 2: Representação esquemática de um sistema de fluxo superficial
Fonte: Arantes (2020).

Ainda sobre as WC-FS, tem-se como principais vantagens no uso desse sistema a elevada remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos, maior introdução de oxigênio que oportuniza maior inativação de patógenos. Em contrapartida, uma grande desvantagem dessa tecnologia de tratamento é que o efluente está exposto a atmosfera, podendo apresentar aspecto desagradável e atraindo vetores indesejáveis (ORMONDE, 2012).

2.1.1.2 *Wetlands* de fluxo subsuperficial

Já com relação as *wetlands* de fluxo subsuperficial (WC-FSS), Ormonde (2012), destaca que o efluente entra em contato com organismos facultativos que estão associados ao meio suporte e raízes das plantas (Figura 3). Nesse contexto, a água residuária escoar através do meio filtrante de forma horizontal ou vertical, de forma que ocorre a formação de um biofilme aderido no qual comunidades de microrganismos aeróbios e anaeróbios irão depurar a matéria orgânica.

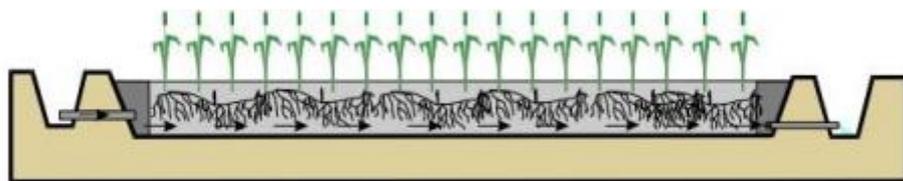


Figura 3: Representação esquemática de um sistema de fluxo subsuperficial
Fonte: Arantes (2020).

Diferente das WC-FS, nas *wetlands* de fluxo subsuperficial o esgoto não está em contato direto com a atmosfera, o que diminui o risco de contaminação por organismos patógenos e a atração de vetores de doenças (Kaldec e Wallace, 2009).

Nas *wetlands* de fluxo subsuperficial verticais (WC-FSSV) é comum utilizar fluxo hidráulico com alimentação contínua ou em bateladas, realizando ciclos de inundação e

esvaziamento, o que acaba estimulando a introdução de oxigênio dissolvido e favorece a degradação aeróbia da matéria orgânica. (Sezerino et al., 2015).

Já com relação as *wetlands* de fluxo subsuperficial horizontais (WC-FSSH), com a declividade de fundo proposta no projeto, o esgoto percola da zona de entrada até a zona de saída, conforme a Figura 4. (VON SPERLING E SEZERINO,2018).

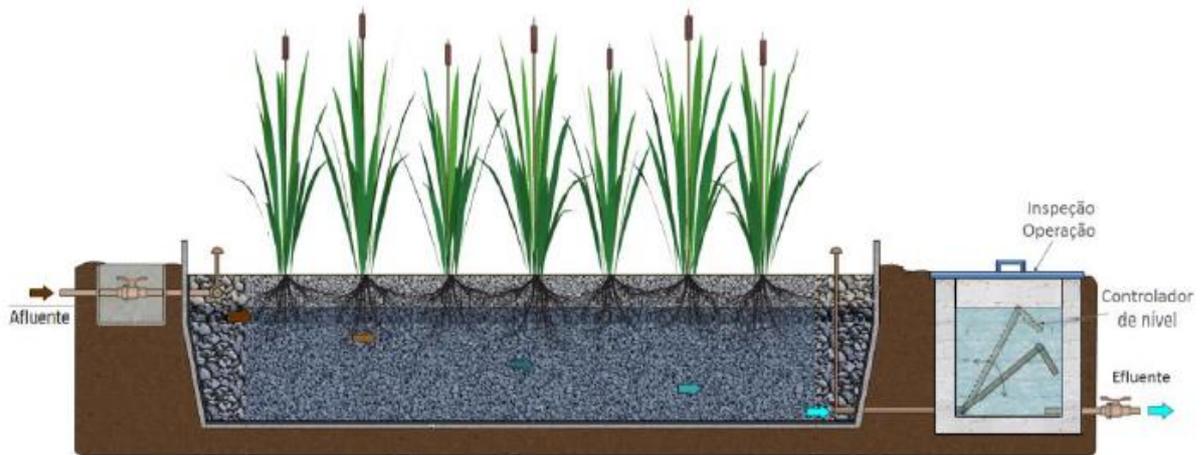


Figura 4: Representação esquemática de um sistema de fluxo subsuperficial horizontal
Fonte: Adaptado Von Sperling e Sezerino (2018).

2.1.1.3 Sistemas híbridos de *wetlands* construídas

As *wetlands* construídas híbridas (WC-H) são configuradas pelas diferentes combinações de *wetlands* apresentadas anteriormente. Essas combinações são interessantes, pois podem elevar a remoção de poluentes do esgoto (SILVA JÚNIOR, 2018).

Um dos tipos mais comuns de WC-H para tratar esgoto é combinar uma unidade de WC-SSV descendente seguida de uma WC-SSH, conforme a Figura 5.

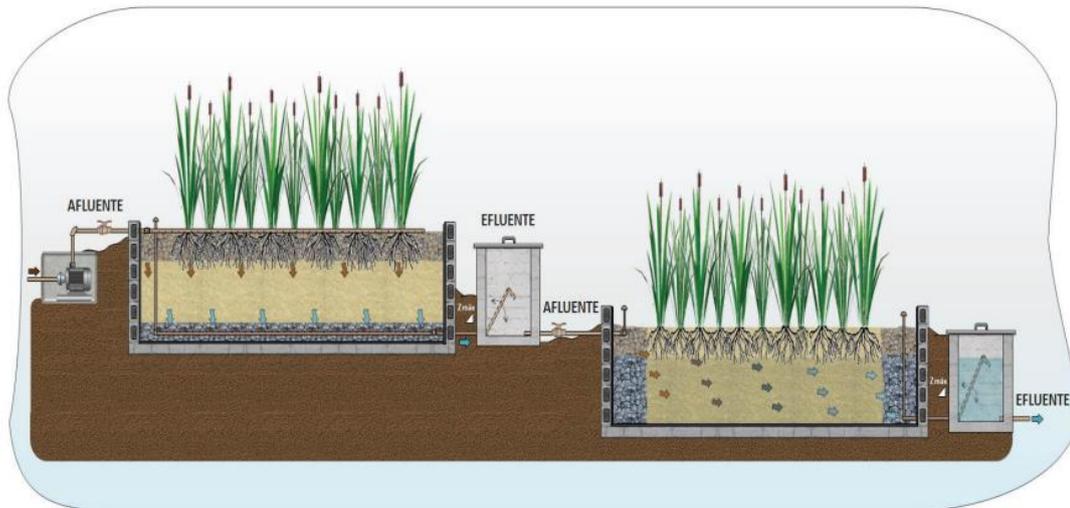


Figura 5: Representação esquemática de uma wetland híbrida
Fonte: Brasil (2018).

Nesse sistema, o fluxo vertical favorece as reações aeróbias, como a nitrificação da amônia e degradação heterotrófica da matéria orgânica, já que há uma maior entrada de oxigênio dissolvido. Na segunda parte, representada pelo fluxo horizontal, há a predominância de ambientes anóxicos/anaeróbios, favorecendo a desnitrificação do nitrato produzido na etapa de fluo vertical (VYMAZAL, 2005).

2.2 Lagoas de Estabilização

Para Mara (2004), as lagoas de estabilização são unidades construídas com diques de terra nas quais a água residuária é tratada por processos naturais que envolvem algas e bactérias. Assim, para Von Sperling (1996), o principal objetivo dessa tecnologia de tratamento é remover a matéria carbonácea e em alguns casos remover microrganismo patogênicos. Nesse contexto, essa tecnologia é considerada uma das formas mais simples de tratar as águas residuárias, sendo amplamente utilizada em regiões quentes e com grandes disponibilidades de áreas.

Nesse contexto, Alcantara (2019) afirma que as lagoas de estabilização são ambientes lânticos que possuem elevado nível de eutrofização, possuindo populações autótrofas e heterótrofas que promovem diversos processos naturais de transformação de materiais.

Como principais vantagens do uso de lagoas de estabilização no tratamento de esgoto doméstico, destaca-se a elevada remoção de poluentes e a simplicidade operacional. Contudo, a elevada área de implantação que o sistema exige, a variação do desempenho de acordo com

as condições climáticas e as eventuais necessidades de remover o lodo e algas configuram as principais desvantagens do uso desse sistema (VON SPERLING, 1996).

Nesse contexto, de acordo com Medri (1997) as lagoas de estabilização são classificadas de acordo com a atividade metabólica predominante na degradação da matéria orgânica em anaeróbias, facultativas e de maturação/polimento.

2.2.1 Lagoas anaeróbias

Para Medri (1997), as lagoas anaeróbias são utilizadas frequentemente para neutralizar altas cargas orgânicas aplicadas. Para tanto, nesse sistema de tratamento é lançado uma alta carga de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) por unidade de volume, proporcionando uma superioridade na taxa de consumo de oxigênio quando comparada com a sua taxa de produção. Nesse sentido, destaca-se que sua função principal é degradar a matéria orgânica, tanto em forma de DBO quanto na forma de demanda química de oxigênio (DQO) envolvendo a participação de bactérias facultativas e estritamente anaeróbias.

Nessa tecnologia de tratamento, a matéria orgânica é convertida através da ação de bactérias anaeróbias em ácidos voláteis, como o ácido acético, e depois é transformada em metano e gás carbônico através de processos oxidativos. Com relação à remoção de nitrogênio do efluente, tem-se que o nitrogênio orgânico é transformando em nitrogênio amoniacal e o nitrato pode ser reduzido a nitrogênio molecular (LÉO, 2008).

De acordo com Léo (2008), para garantir a anaerobiose do meio, as lagoas anaeróbias são dimensionadas com profundidade útil na faixa de 3 a 5 metros. Além disso, o sistema recebe carga contínua de esgoto, proporcionado a elevada taxa de consumo de oxigênio. Outro cuidado importante no dimensionamento desse sistema é evitar a formação de zonas mortas e caminhos preferenciais do efluente, para tanto, deve-se distribuir de forma uniforme as entradas e saídas de esgoto. A Figura 6 apresenta de forma esquemática as principais transformações bioquímicas que ocorrem nas lagoas anaeróbias.

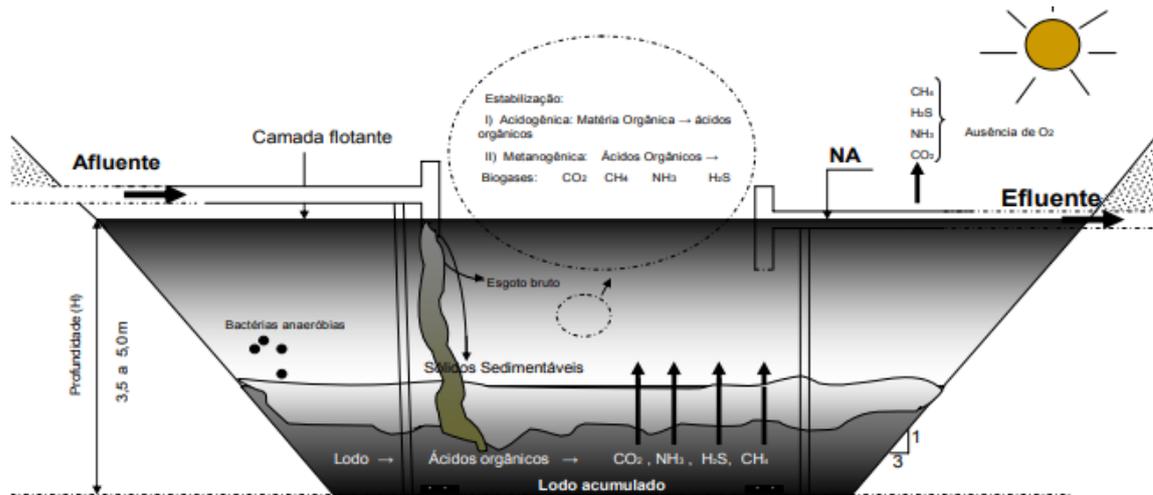


Figura 6: Transformações bioquímicas em lagoas anaeróbias
Fonte: Silva Filho (2007).

Destaca-se que a principal vantagem desse tipo de sistema é sua simplicidade de execução e operação, sendo amplamente utilizada para tratar águas residuais municipais e industriais (SOLDERA, 2018). Como pontos negativos do uso dessa tecnologia, tem-se a geração de mau odores e liberação de gás metano e gás carbônico para atmosfera, implicando em construções mais distantes dos centros urbanos para evitar esses problemas (OLIVEIRA, 2004).

2.2.2 Lagoas facultativas

De acordo com Von Sperling (1996), as lagoas facultativas são a variante mais simples das lagoas de estabilização, em que há a predominância de fenômenos naturais na estabilização da matéria orgânica. Freitas (2020) especifica que a estabilização da matéria orgânica em lagoas facultativas ocorre por processos biológicos aeróbios e anaeróbios, de forma que o primeiro ocorre nas camadas superiores e o segundo nas camadas inferiores. Um ponto de destaque é que o esgoto permanece na lagoa por vários dias, implicando em tempos de detenção hidráulicos (TDH) altos, na faixa de 15 a 45 dias.

As bactérias facultativas dispersas no meio líquido são responsáveis por estabilizar aerobiamente a DBO solúvel e a DBO Particulada, já a DBO suspensa sedimenta no fundo, sendo estabilizada por microrganismos anaeróbios (FREITAS, 2020). Nesse sistema, as algas através do processo de fotossíntese fornecem oxigênio para as bactérias aeróbias, sendo um processo natural e que não necessita de equipamentos. Além disso, parte dos sólidos do esgoto sedimenta e entra em decomposição anaeróbia no fundo da lagoa. O vento também tem papel

importante na atuação das lagoas, auxiliando na introdução de oxigênio no meio (FABRETI, 2006). Na Figura 7 é representado os principais mecanismos que ocorrem em lagoas facultativas fotossintéticas.

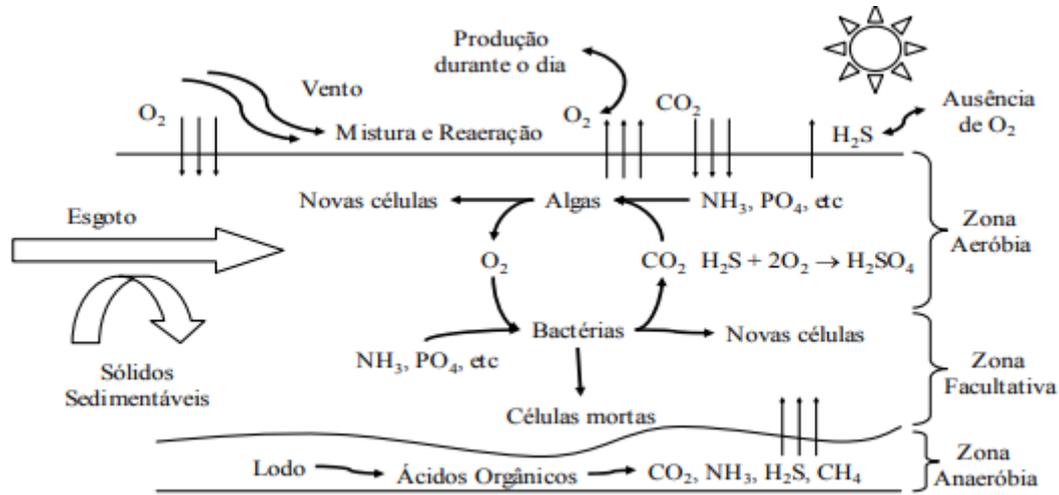


Figura 7: Transformações bioquímicas em lagoas facultativas
Fonte: Adaptado de Von Sperling (1996).

Nesse contexto, para permitir o processo de fotossíntese das algas, as lagoas facultativas são geralmente escavadas com profundidades menores do que as lagoas anaeróbias, na faixa de 1,5 a 2,0 metros (LÉO, 2008). Outra característica importante desse sistema de tratamento é a lenta estabilização da matéria orgânica, o que implica em tempos de detenção hidráulico maiores, variando de 15 a 45 dias (VON SPERLING, 1996).

2.3 Regimes Hidráulicos

Para definir qual é o melhor regime hidráulico que representa de maneira mais realista o comportamento de um reator, deve-se conhecer as condições de fluxo e o padrão de mistura que ocorrem em sua unidade. Com relação aos reatores de fluxo contínuo, os principais regimes são: reatores de fluxo em pistão (FPR), mistura completa (CSTR), fluxo disperso e associações de células em série e/ou em paralelo, ressaltando que os dois primeiros são modelos ideais. O tipo de escoamento que o reator desenvolve é função do formato e estruturas hidráulicas de entrada e saída de água (TOSCANI, 2010). Na Figura 8 são apresentados os principais tipos de fluxo em reatores

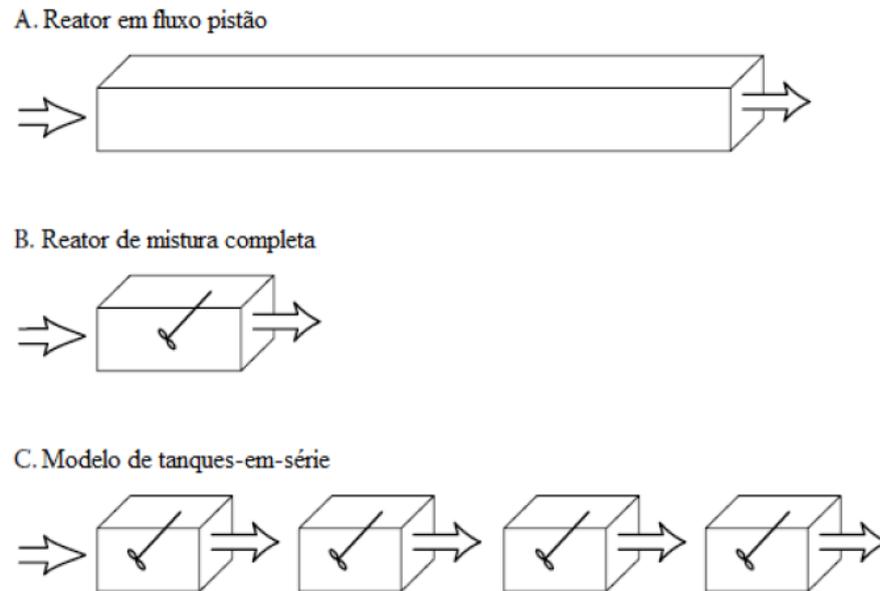


Figura 8: Principais modelos de escoamento em reatores
Fonte: Kaldec e Wallace (2009).

Conhecer o comportamento hidráulico de um reator é fundamental para otimizar a eficiência de uma estação de tratamento de esgoto. De acordo com Cota (2011), projetos subdimensionados e com baixa eficiência na remoção de poluentes do efluente final são problemas derivados da não consideração do comportamento hidráulico de um reator.

Nesse contexto, grande parte dos reatores não tem um comportamento hidrodinâmico ideal representados pelos modelos de mistura completa e fluxo pistonado. Isso ocorre principalmente pela ocorrência de escoamentos preferenciais, curtos-circuitos, formação de zonas mortas e recirculação. Contudo, considerando uma faixa de erro aceitável, em muitos casos é possível definir que os reatores podem assumir a hidráulica de fluxo pistão e mistura (BEWTRA; BISWAS, 2006).

2.3.1 Fluxo pistão

O escoamento em fluxo pistão é caracterizado por reatores que possuem elevada relação comprimento/largura, onde as partículas entram continuamente em uma das extremidades do reator, escoam e são descarregadas na saída, ocorrendo uma mínima dispersão longitudinal. Outra característica importante desse reator é que todas as partículas permanecem no sistema por período igual ao tempo de detenção hidráulico, destacando que nos primeiros metros há

alta degradação dos poluentes e isso decrescendo com a distância afluência do líquido (TOSCANI, 2010).

O escoamento hidráulico de poluentes em reator de fluxo pistão pode ser descrito pela equação 1:

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

Onde:

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

A: Área superficial do reator (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.

2.3.2 Mistura completa

Assim como o reator de fluxo pistão, os reatores de mistura completa têm um modelo hidráulico idealizado em que há uma máxima dispersão longitudinal, de modo que as partículas, assim que entram no reator, sofrem uma dispersão instantânea e sua saída ocorre de forma proporcional a sua concentração estatística (TOSCANI, 2010). Nesse contexto, Von Sperling (1996), aponta que o fluxo de entrada e saída são contínuos e a distribuição estatística que as partículas deixam o reator são em geral, uma função Log-Gauss.

O escoamento hidráulico de poluentes de reator de mistura completa pode ser descrito pela equação 2:

$$\text{Equação 2: } \frac{dC}{dt} + \frac{Ca}{\theta} = \frac{Ce}{\theta}$$

Onde:

$\frac{dC}{dt}$: Variação da concentração do poluente em função do tempo;

Ca: Concentração afluente ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$);

Ce: Concentração efluente ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$);

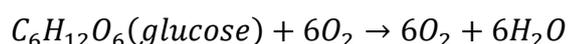
θ : Tempo de detenção hidráulica (d).

2.4 Cinética de Degradação dos Poluentes

Todos os processos biológicos de tratamento de esgoto ocorrem dentro do reator. Assim, todas as modificações na composição e concentração dos compostos que passam pelo reator dependem do transporte hidráulico dos materiais e das reações que ocorrem nesse ambiente (VON SPERLING, 1996). Nesse sentido, dentro dos reatores ocorrerão mecanismos que irão transformar e remover os poluentes (matéria orgânica e nutrientes) presentes nos efluentes, destacando-se que o metabolismo bacteriano é o mecanismo principal para a remoção de material orgânico de um sistema de tratamento biológico (PAIVA, 2009).

Para Von Sperling (1996), a remoção da matéria orgânica carbonácea ocorre por processos de desassimilação. Nesse sentido, há dois tipos de catabolismos responsáveis pelo tratamento do esgoto: catabolismo oxidativo (oxidação da matéria orgânica) e catabolismo fermentativo (fermentação da matéria orgânica). O catabolismo oxidativo é uma reação redox, na qual o material orgânico é o redutor que será oxidado por um oxidante (oxigênio, nitrato ou sulfato) encontrado na fase aquática. Já o processo fermentativo o processo ocorre de acordo com um rearranjo dos elétrons na molécula fermentada (PAIVA, 2009).

Para Silva Júnior (2018), a oxidação da matéria orgânica no tratamento aeróbio do esgoto ocorre devido à respiração dos micro-organismos decompositores na presença de oxigênio molecular, de acordo com a reação simplificada:



Nesse sentido, as bactérias consomem o oxigênio molecular e transformam a matéria orgânica em substâncias mais simples, como água e dióxido de carbono. Já em condições anóxicas, ocorrerá uma redução de nitratos (desnitrificação) e em condições anaeróbias uma redução de sulfatos (dessulfatação) (VON SPERLING, 1996).

A digestão anaeróbica da matéria orgânica envolve processos metabólicos complexos, que ocorrem as etapas de hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, conforme a Figura 9. De acordo com Santos Neto (2016), a digestão anaeróbia pode ser explicada da seguinte forma: Em um primeiro momento a matéria orgânica complexa é transformada em compostos mais simples pela ação de enzimas extracelulares das bactérias acidogênicas e acetogênicas e em um segundo momento, há a conversão dos produtos da primeira etapa em metano e gás carbônico.

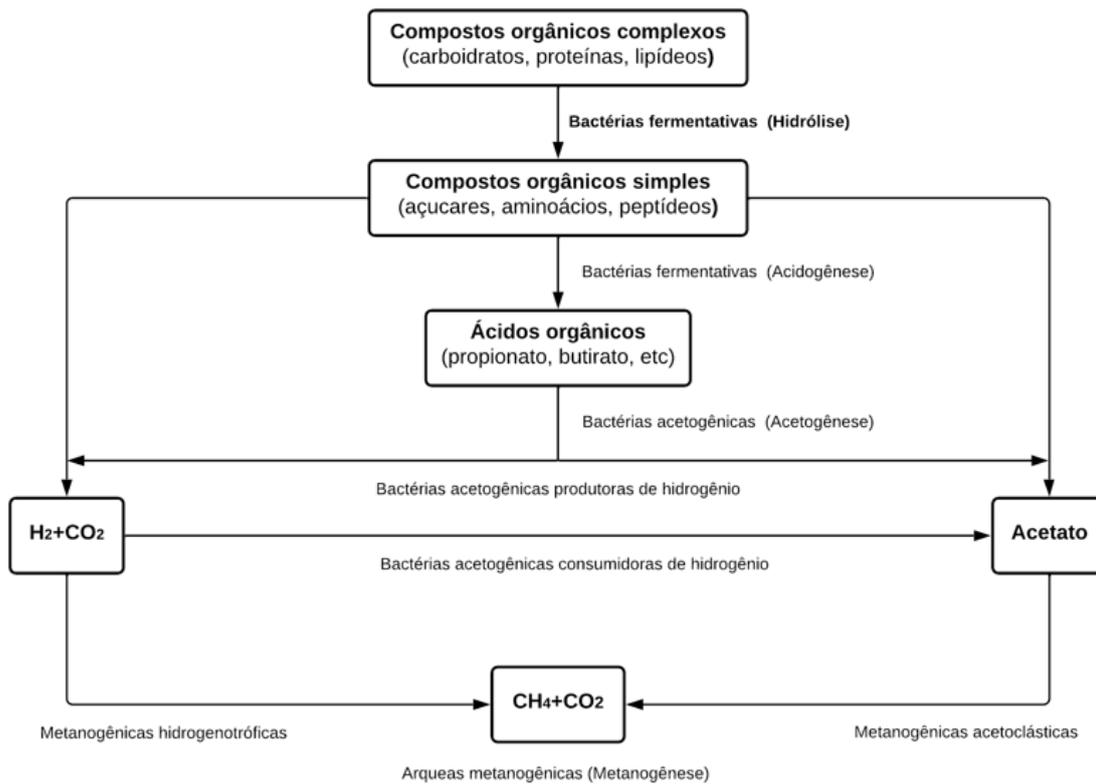
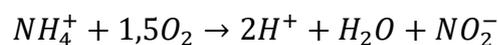


Figura 9: Processos de digestão anaeróbica da matéria orgânica
 Fonte: Adaptado de Silva Júnior (2018).

Já o nitrogênio é removido do esgoto sanitário pelos mecanismos de amonificação, nitrificação e desnitrificação (SANTOS NETO, 2016).

A nitrificação é um processo de conversão do íon amônio (NH_4^+) na presença de oxigênio dissolvido em nitrito (NO_2^-) e posteriormente transformado em nitrato (NO_3^-) (SILVA JÚNIOR, 2018). As equações de nitritação e nitratação põem ser expressas pelas seguintes equações:



No processo de desnitrificação heterotrófica há a atuação de bactérias heterotróficas, de forme que o nitrato é utilizado como acceptor de elétrons e os doadores de elétrons são assumidos pelos compostos orgânicos. Há também a desnitrificação autotrófica, em que bactérias

autotróficas utilizam de enxofre na forma elementar e tiosulfato como doadores de elétrons (SILVA JÚNIOR, 2018).

Nesse contexto, todas as reações que ocorrem nesses sistemas biológicos de tratamento de efluentes ocorrem com uma certa velocidade (cinética). De acordo com Von Sperling (1996), grande parte das reações que ocorrem no tratamento de esgoto são lentas, tornando-se essencial conhecer a sua cinética. Modelos matemáticos utilizados para dimensionar sistemas de tratamento de esgoto dependem do tipo de regime hidráulico e da ordem da reação da remoção do poluente (TOSCANI, 2010).

Von Sperling (1996), destaca que as reações de primeira ordem são aquelas em que a taxa de reação bioquímica é proporcional à concentração dos reagentes (equação 3).

$$\text{Equação 3: } \frac{dC}{dt} = \frac{-Kv \cdot Ce}{1}$$

Onde:

Kv: Constante de degradação volumétrica do poluente (d^{-1});

Ce: Concentração do efluente ($mg.L^{-1}$).

Nesse contexto, na da área do tratamento de esgoto, há varias reações que podem ser representadas de acordo com a cinética de primeira ordem: introdução de oxigênio dissolvido (OD), remoção de matéria orgânica e decaimento de organismos patógenos (VON SPERLING, 1996).

Outro modelo cinético importante é o de Monod, que tem como base os princípios da cinética das reações enzimáticas desenvolvidas por Michaelis e Menten, sendo utilizada para descrever a cinética do crescimento bacteriano e as reações de decomposição do esgoto (VON SPERLING, 1996). A taxa de reação na cinética de Monod é dada pela equação 4.

$$\text{Equação 4: } r = Kmax \frac{C}{Ks + C}$$

Onde:

Kmax: Taxa máxima da reação ($mg.L^{-1}.d^{-1}$);

C: Concentração do substrato limitante ($mg.L^{-1}$)

Ks: constante de saturação ($mg.L^{-1}$).

A cinética de Monod é utilizada principalmente no tratamento biológico dos esgotos, principalmente por representar de forma aproximada tanto as cinéticas de ordem zero quanto as de primeira ordem, bem como as transições das mesmas. No início da reação, a concentração do substrato ainda é alta e a taxa de reação global aproxima-se da cinética de ordem zero, já baixas concentrações a cinética tende a se aproximar a de 1° Ordem (VON SPERLING, 1996).

2.5 Métodos de Dimensionamento de Sistemas Biológicos

No que se refere ao dimensionamento de sistemas biológicos de tratamento de esgoto, há três principais métodos: modelagem cinética-hidrodinâmica; especificação de carga; e equações empíricas de regressão (Kadlec e Wallace, 2009).

2.5.1 Modelagem cinética-hidrodinâmica

O método funciona com a associação da cinética de remoção de poluentes e o fluxo hidrodinâmico do reator. Esse modelo é baseado nos modelos de dimensionamento aplicados aos tratamentos de lagoas de estabilização, que de modo geral, leva em consideração apenas a remoção de matéria orgânica carbonácea como critério de dimensionamento (SILVA JÚNIOR, 2018).

Em sistemas de tratamento de esgoto a natureza das reações bioquímicas podem ser explicadas pela cinética de 1° Ordem. Outro modelo cinético que é amplamente utilizado no estudo do tratamento biológico de esgoto é a cinética de Monod (VON SPERLING, 1996). Nesse sentido, destaca-se que esses dois modelos cinéticos são os mais utilizados no dimensionamento de sistemas biológicos utilizando modelagem cinética-hidrodinâmica.

Um ponto positivo para o uso desse modelo no dimensionamento de sistemas biológicos de tratamento de efluentes é a simplicidade matemática e o uso de poucas variáveis, tornando-se um método acessível para a comunidade de engenheiros projetistas. No que se refere as desvantagens da modelagem cinética-hidrodinâmica, destaca-se a não consideração dos efeitos climáticos, as oscilações horárias nas concentrações dos afluentes e que o comportamento para determinados poluentes do esgoto pode ter baixa representatividade para a cinética de 1° Ordem, o que pode tornar o dimensionamento pouco eficiente (SILVA JÚNIOR, 2018).

2.5.2 Especificação de carga aplicada

A especificação de cargas orgânicas e hidráulicas aplicadas é um método de dimensionamento de sistemas biológicos de tratamento de efluentes que é baseado em avaliações empíricas. De acordo com Von Sperling (1996), de acordo com as experiências vivenciadas em diversas regiões do país, os métodos empíricos têm sido tradicionalmente utilizados como métodos de dimensionamento.

Nesse contexto, utilizando-se de experiências empíricas preliminares, é possível obter valores recomendados para taxa de aplicação superficial ($\text{g DBO}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$), volumétrica ($\text{g DBO}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$) ou hidráulica ($\text{L esgoto}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$), tornando-se possível realizar o dimensionamento de sistema biológico de tratamento (SILVA JÚNIOR, 2018).

Assim, esse método pode ser considerado um dos mais robustos para o dimensionamento de um reator, já que cada experimento que serve de base para obter as cargas possui suas particularidades com relação à temperatura e condições de leito (SILVA JÚNIOR, 2018).

Dessa forma, as possíveis mudanças das características da estação de tratamento podem inviabilizar as cargas recomendadas de outros estudos, o que faz com que esse método tenha baixa confiabilidade. Ainda com relação as mudanças das características, destaca-se que o clima, característica do esgoto, condições de operação e manutenção são variáveis que alteram consideravelmente o valor da carga aplicada (SILVA JÚNIOR, 2018).

2.5.3 Equações empíricas de regressão

Outro método de dimensionamento é o uso de equações empíricas de regressão obtidas de outras estações de tratamento já existentes. Para tanto, relaciona-se variáveis de entrada e saída para obter equações que identificam o comportamento do sistema, fornecendo assim os dados necessários para dimensionar um sistema de tratamento biológico de efluentes (SILVA JÚNIOR, 2018).

Assim como o método de especificação de carga aplicada, não é considerado nesse método os processos que ocorrem internamente no reator. Dessa forma, toda a complexidade de interações que influenciam no dimensionamento de um sistema de tratamento é reduzida a poucas variáveis.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Apresentação Geral

O método disposto nessa pesquisa envolveu as etapas de monitoramento da vazão e concentração de poluentes, avaliação cinética da degradação da matéria orgânica e modelagem dos dados de uma estação experimental de tratamento de esgoto doméstico utilizando *wetlands* construídas (ETE-WC) e uma estação de tratamento de esgotos que utiliza um sistema de lagoas de estabilização, conforme Figura 10.

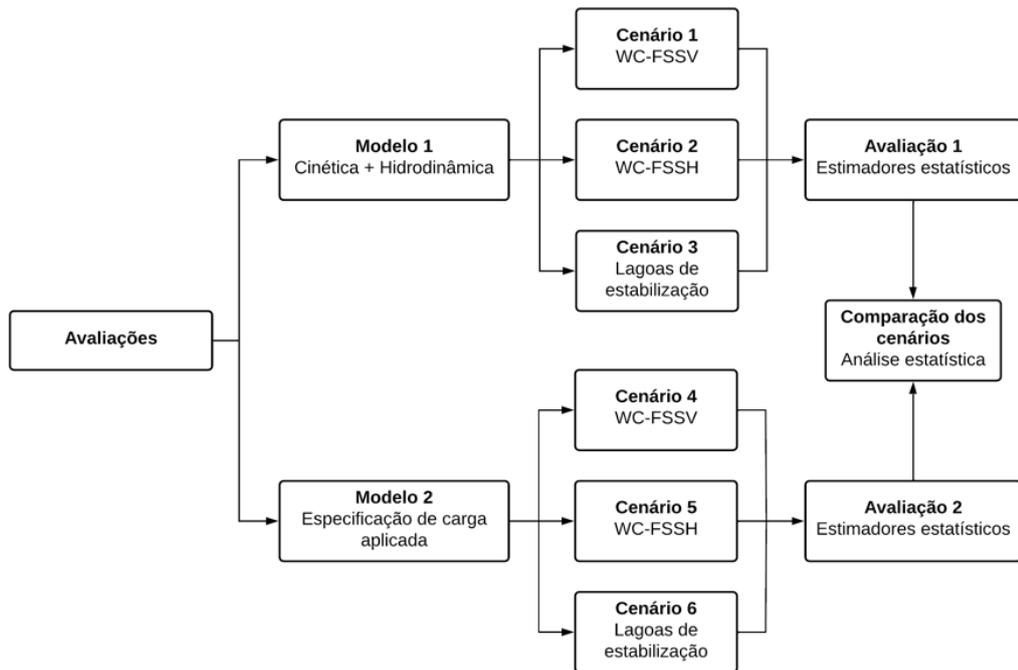


Figura 10: Fluxograma do programa experimental
Fonte: Autor (2022).

O monitoramento da qualidade dos sistemas de tratamento levou em consideração efeitos quantitativos e qualitativos do afluente, em tratamento e efluente das unidades. Para tanto, essa etapa envolveu a coleta de amostras e análise laboratorial. Esse levantamento foi essencial para avaliar a cinética de degradação da matéria orgânica de cada célula e tratamento.

A modelagem matemática dos dados obtidos na etapa de monitoramento foi feita avaliando-se modelos cinéticos-hidrodinâmicos e especificação de carga aplicada. Na análise cinética-hidrodinâmica, os dados foram aplicados a dois modelos cinéticos (1º Ordem e Monod), associados aos comportamentos hidrodinâmicos de células ideais (PFR e CSTR). Já para utilizar o método da especificação de carga aplicada, foi verificado as taxas de aplicações das unidades estudadas. Essa etapa de modelagem foi utilizada para compreender de forma mais clara os processos de remoção e transformação da matéria orgânica dentro dos sistemas.

3.2 Detalhes Construtivos dos Sistemas de Tratamento

3.2.1 Detalhes construtivos do sistema híbrido de *wetlands* construídas

A etapa de coleta de dados para o estudo da modelagem de remoção de matéria orgânica do sistema híbrido de *wetlands* construídas ocorreu em uma estação experimental de tratamento de efluentes localizada nas dependências do Instituto Federal Goiano – Campus de Rio Verde, de acordo com as coordenadas UTM 509880.56 m E 8031318.8 m S, conforme a Figura 11.

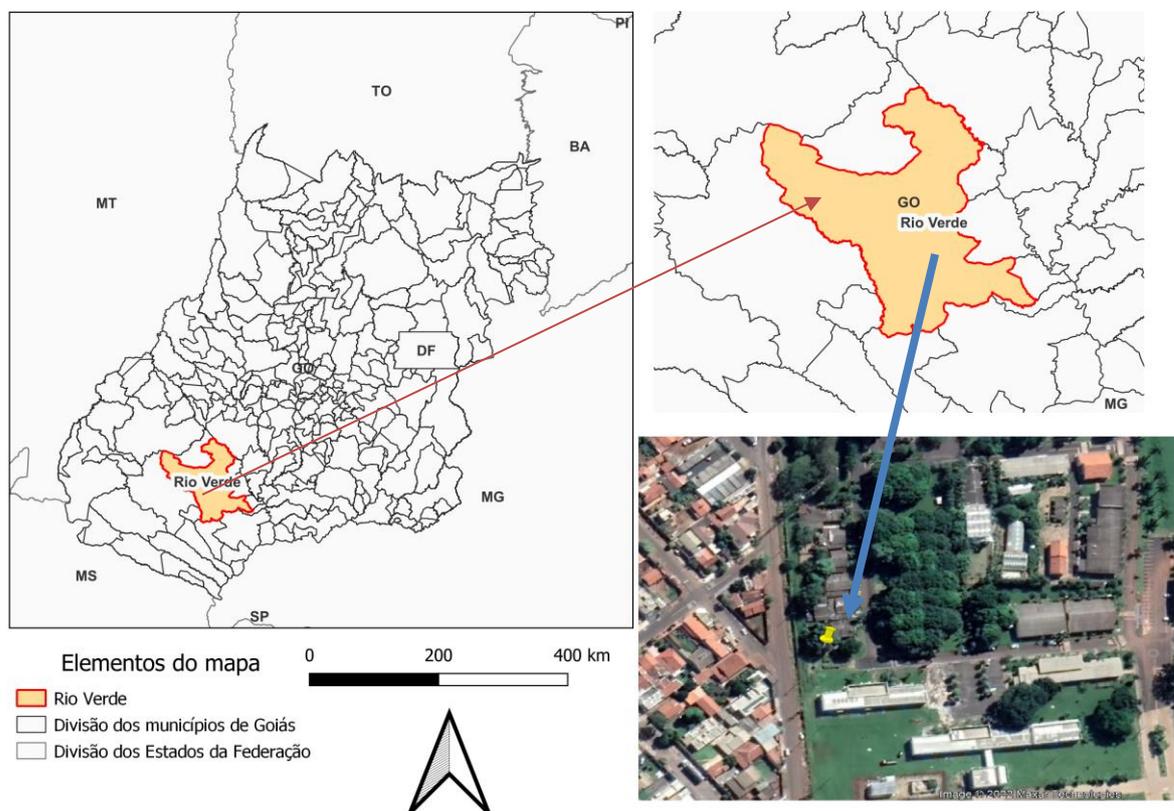


Figura 11: Área de estudo referente a estação de tratamento experimental
Fonte: Autor (2022).

A estação experimental de tratamento de esgoto doméstico estudada é constituída por um sistema de tratamento preliminar que utiliza um tanque séptico, seguido por um poço de sucção utilizado para regularizar a vazão, em seguida, o esgoto é enviado para uma caixa de recepção e então é destinado um sistema WC-H, configurado com uma unidade WC-FSSV, seguida por WC-FSSH, como mostra a Figura 12.

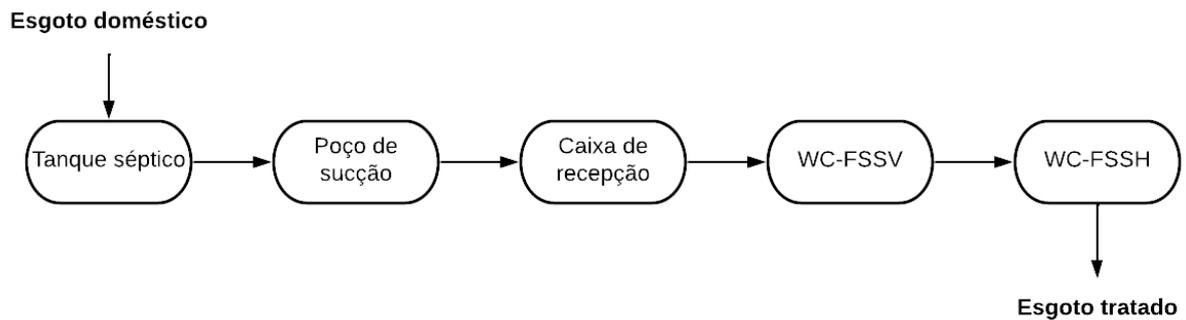


Figura 12: Fluxo do esgoto na ETE-WC
Fonte: Autor (2022).

O sistema de tratamento preliminar foi utilizado para remover os sólidos grosseiros e sedimentáveis, sendo essencial para evitar danos no sistema de bombeamento posterior. Para tanto, o sistema conta com um tanque séptico de 3,432 m³, dimensionado com câmara dupla e tempo de retenção hidráulico (TDH) de 1 dia. O tanque apresenta um revestimento em argamassa e cimento polimérico impermeabilizante e tem as suas dimensões de 2,2x1,2x1,2 metros. O dimensionamento e execução da unidade foi feito de acordo com o trabalho de Silva Júnior (2018).

Para regularizar a vazão e diminuir a profundidade necessária das WCs, o esgoto sai do sistema preliminar-primário sendo destinado a um poço de sucção construído em alvenaria e revestido com argamassa e cimento polimérico impermeabilizante, conforme a Figura 13. O poço foi dimensionado para que todo o esgoto gerado fosse enviado diretamente para as células de tratamento, de modo que o TDH médio de início de projeto de 0,81 d.

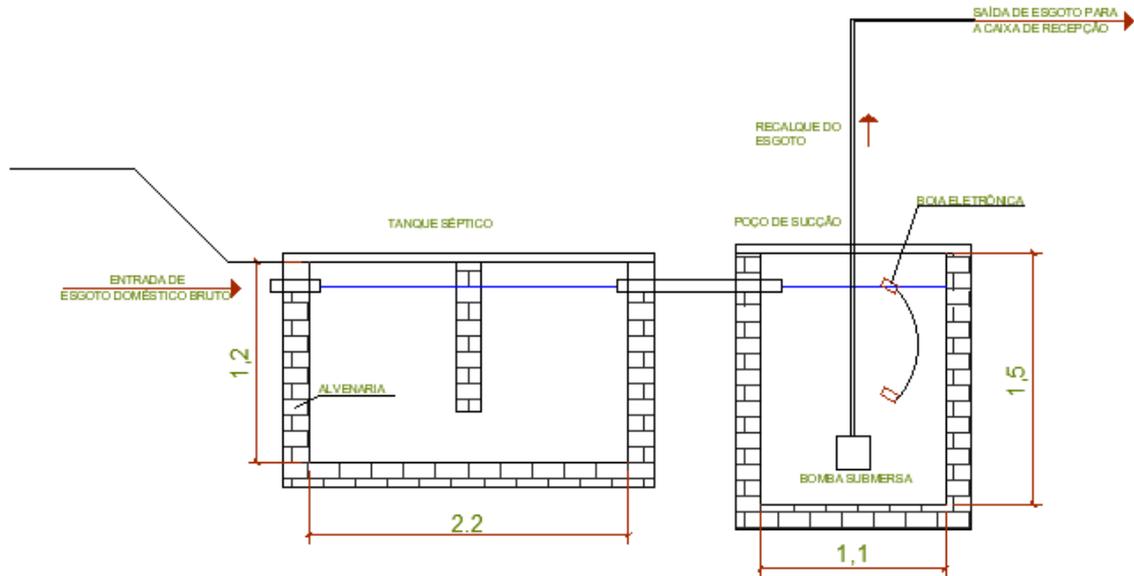


Figura 13: Perfil longitudinal do tanque séptico e poço de sucção
Fonte: Adaptado de Silva Júnior (2018).

Após passar pelo poço de sucção, o esgoto pré-tratado é recalcado de forma contínua para uma caixa de polietileno de 1000 L que está locada a um metro acima do nível do solo. O bombeamento é feito utilizando uma bomba submersa de 1,0 CV de potência sendo controlado por uma boia de nível instalada no poço.

Ao sair da caixa de recepção, o esgoto pré-tratado é destinado a duas células (WCs) de operação em série. As células possuem formato de tronco de pirâmide invertida e foram preenchidas com (Brita #2) como meio suporte e vegetada com a espécie Capim Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*). Para proteção do solo, foi utilizado uma manta geotêxtil de polietileno de alta densidade (PEAD) de 1,5 mm de espessura.

De acordo com Silva Júnior (2018), o dimensionamento das células WC-FSSV e WC-FSSH foi realizado utilizando-se o modelo de decaimento de primeira ordem em mistura completa para a unidade vertical e fluxo pistão para a unidade horizontal. Nesse sentido, o autor encontrou as seguintes dimensões para a célula WC-FSSV, : 2,8 m de comprimento, 2,8 m de largura na profundidade média do leito, 85 cm de profundidade do leito e inclinação de 60° dos taludes, como mostra a Figura 14. O esgoto tratado é aplicado na unidade por uma única tubulação de policloreto de vinila (PVC) e outras duas tubulações nas laterais destinam o esgoto a segunda unidade de tratamento.

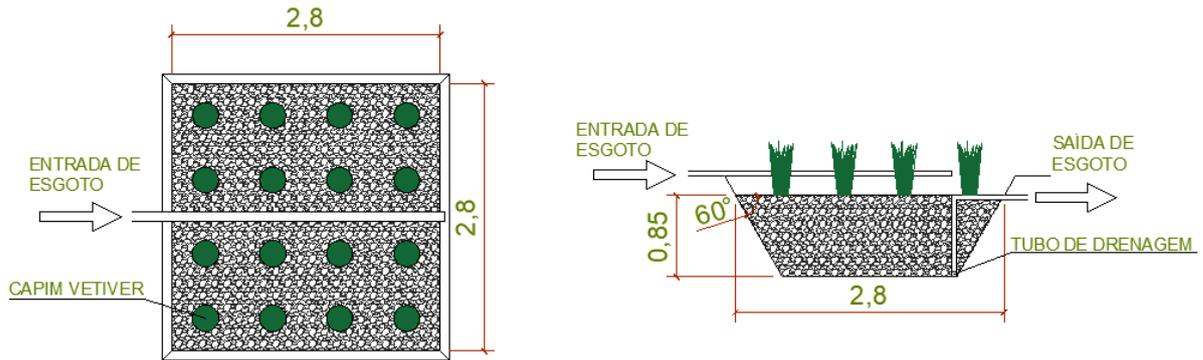


Figura 14: Planta Baixa e perfil longitudinal (vista lateral – em seção média) da célula WC-FSSV.

Fonte: Adaptado de Silva Júnior (2018).

Já a WC-FSSH foi dimensionada para se obter TDH nominal de 3 dias. Para tanto, Silva Júnior (2018), encontrou as seguintes dimensões para essa unidade: 10 m de comprimento, 2 m de largura no nível do leito, 40 cm de profundidade, 20 cm de borda livre e inclinação dos taludes de 60°, conforme Figura 15 e Figura 16. Nessa célula, o esgoto entra na unidade sendo distribuído através de uma tubulação perfurada de PVC e após isso, o efluente tratado é disposto no solo para a infiltração na saída da célula.

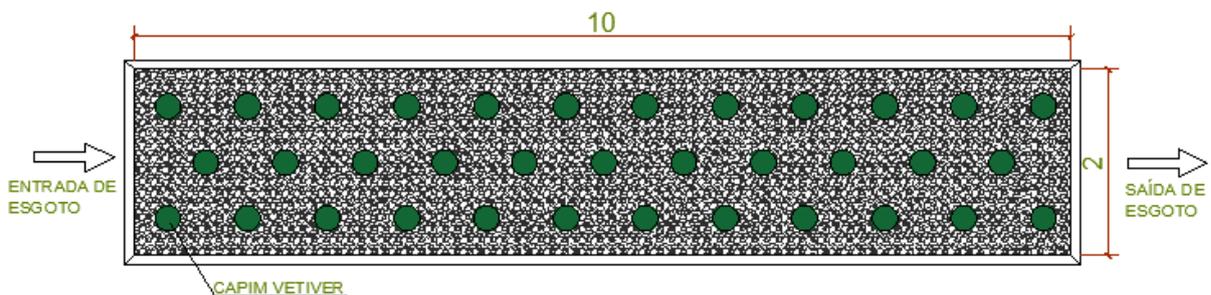


Figura 15: Planta-baixa da célula de tratamento de esgoto WC-FSSH.

Fonte: Adaptado de Silva Júnior (2018).

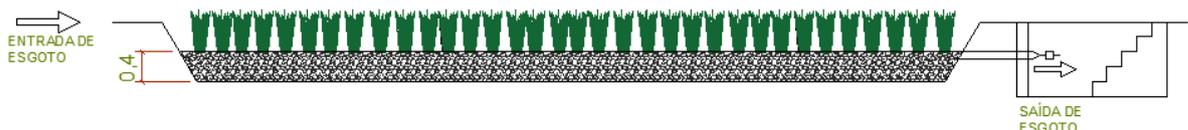


Figura 16: Perfil longitudinal (em seção média) da célula de tratamento de esgoto WC-FSSH.

Fonte: Adaptado de Silva Júnior (2018).

3.2.1 Detalhes construtivos do sistema de lagoas de estabilização

O sistema de tratamento de águas residuárias utilizado para estudar as lagoas de estabilização foi a Estação de Tratamentos de Esgoto de Rio Verde (ETE Sapo). Esse sistema é operado pela BRK Ambiental Goiás, subdelegatária da Companhia de Saneamento de Goiás S/A – SANEAGO. Suas unidades são responsáveis por atender aproximadamente 90% do esgoto sanitário coletado no município de Rio Verde (AMAE, 2020). A estação está situada na porção sudeste do município de Rio Verde de acordo com as coordenadas UTM 509787.78 m E 8028602.25 m S (Figura 17) e lança o efluente tratado no corpo hídrico Ribeirão Sapo.

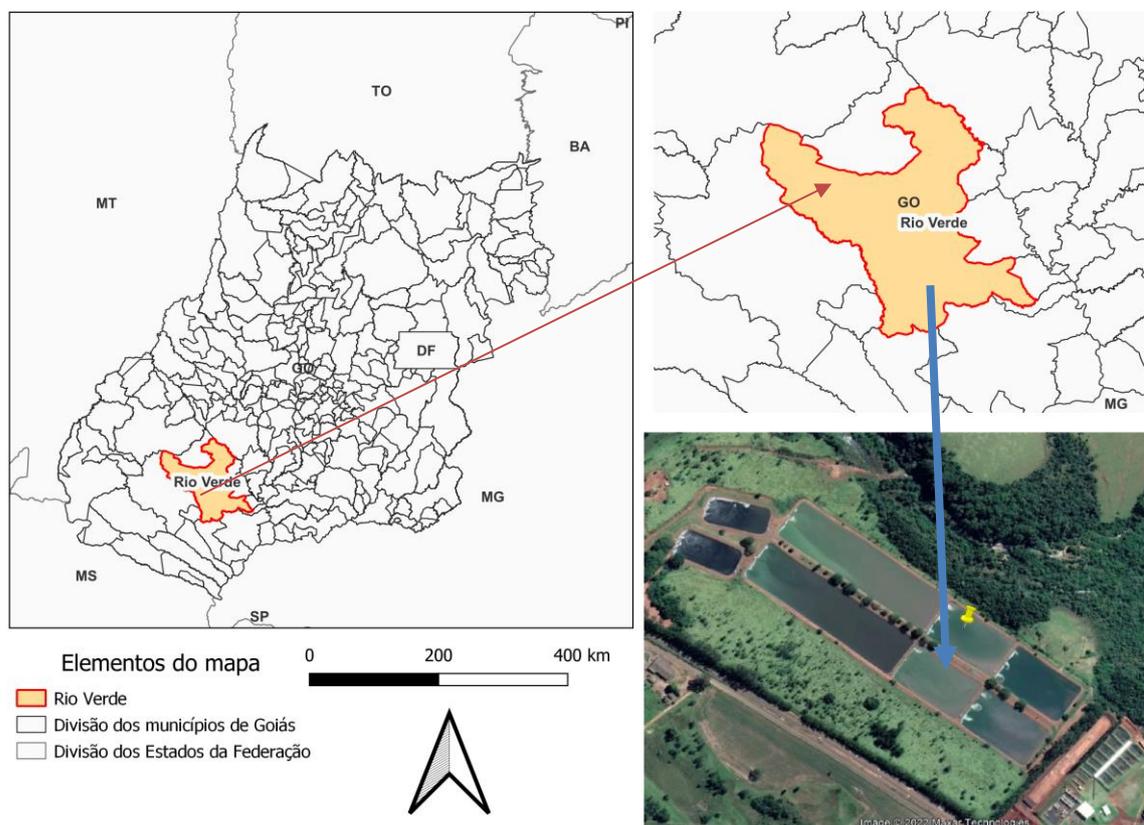


Figura 17: Área de estudo referente a ETE Sapo
Fonte: Autor (2022).

A ETE Sapo possui um sistema de tratamento preliminar composto por gradeamento e sistema de tratamento biológico formado por duas séries paralelas de lagoas de estabilização, sendo essa constituída por dois módulos de uma lagoa anaeróbia, seguidas de uma lagoa facultativa e duas lagoas de maturação, conforme a Figura 18.

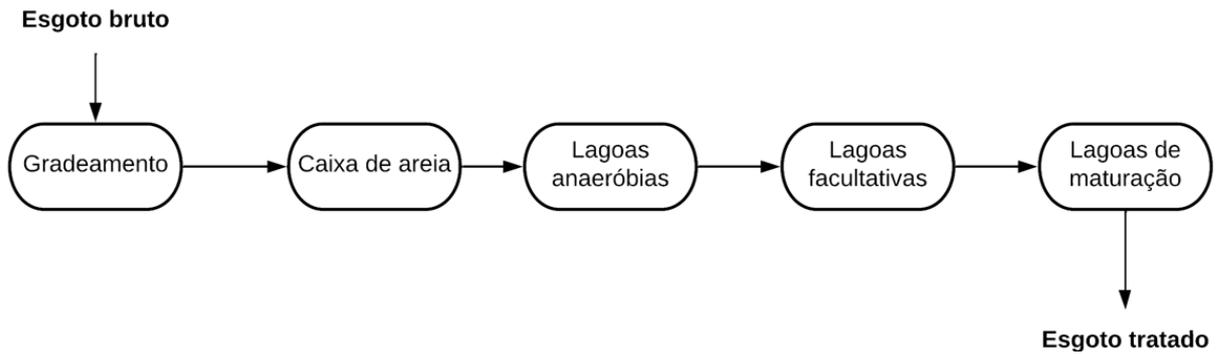


Figura 18: Fluxo de esgoto na ETE Sapo
Fonte: Autor (2022).

O sistema de gradeamento da ETE Sapo tem a função de eliminar os sólidos grosseiros do esgoto bruto, Figura 19. O sistema de grades retira os sólidos com o auxílio de uma concha mecânica e envia esse lodo residual para caçambas que são destinadas ao aterro municipal de Rio Verde a cada 10 dias. A estação também conta com um desanador por air-lift, sistema esse que visa remover a areia presente no esgoto, garantindo a eficiência do tratamento e protegendo os equipamentos da abrasão.



Figura 19: Detalhe do gradeamento do tratamento preliminar
Fonte: AMAE (2020).

A primeira unidade do sistema de tratamento secundário da ETE Sapo ocorre em uma lagoa anaeróbia. Essa unidade de tratamento foi dimensionada para atender a vazão de 256 L/s e possui o formato de tronco de prisma, com as maiores dimensões de 115,3 m de comprimento,

52,1 m de largura e profundidade na seção média de 5 m, totalizando um volume de 22.255,09 m³ conforme a Figura 20.

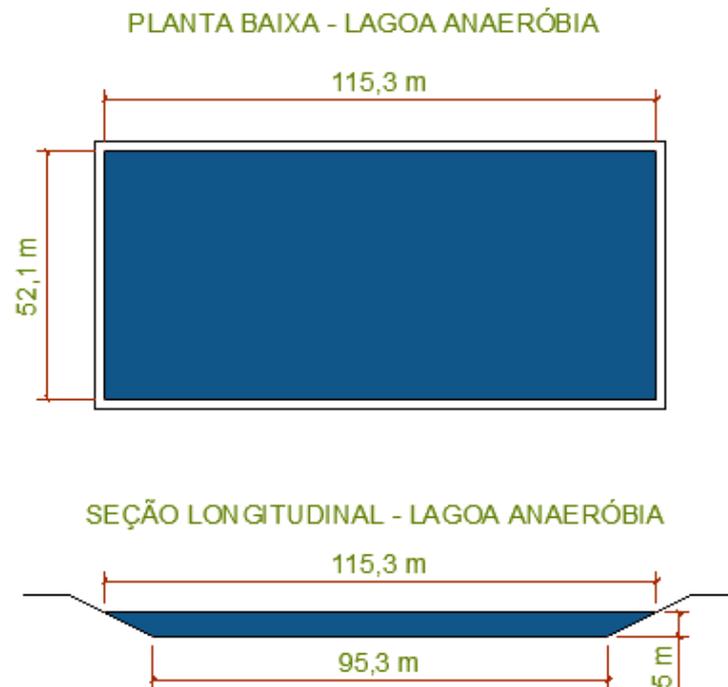


Figura 20: Detalhes da planta baixa e seção longitudinal das lagoas anaeróbias
Fonte: Autor (2022).

Após passar pela lagoa anaeróbia, o esgoto em tratamento é enviado para uma lagoa facultativa. De forma análoga a primeira lagoa, essa célula de tratamento também foi projetada para atender a vazão de 256 L/s e possui formato de tronco de prisma, com suas maiores dimensões sendo: 316,5 m de comprimento, 77 m de largura e uma altura máxima na seção média do canal de 1,7 m, totalizando um volume de 39.020,14 m³, conforme a Figura 21.

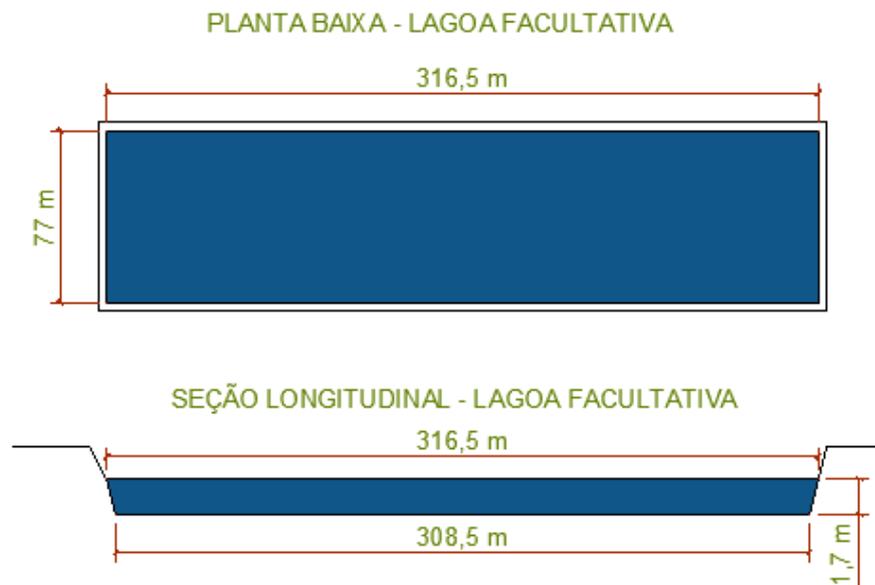
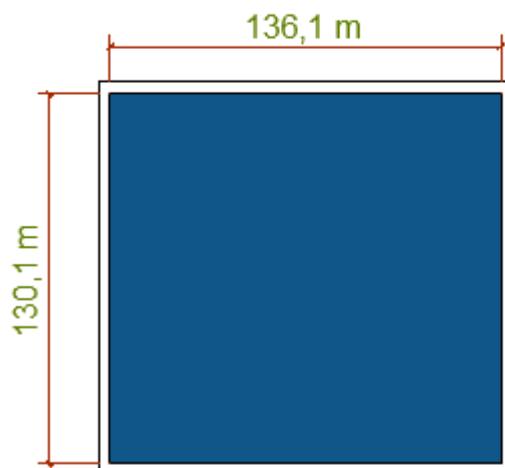


Figura 21: Detalhes da planta baixa e seção longitudinal das lagoas facultativas
Fonte: Autor (2022).

Na sequência, com objetivo de promover a desinfecção do efluente, o esgoto em tratamento de cada módulo é destinado a duas lagoas de maturação que estão dispostas em série. Essas ocupam menos área e volume do que as unidades precedentes e possuem também formato de tronco de prisma, com as maiores dimensões sendo: 136,1 m de comprimento, 130,1 m de largura e 1,5 m de altura na seção média, totalizando um volume de 16.425,6 m³, conforme a Figura 22.

PLANTA BAIXA - LAGOA DE MATURAÇÃO



SEÇÃO LONGITUDINAL - LAGOA DE MATURAÇÃO

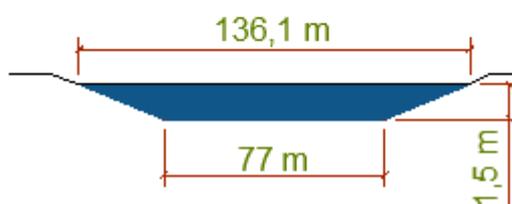


Figura 22: Detalhes da planta baixa e seção longitudinal das lagoas de maturação
Fonte: Autor (2022).

Por fim, após o esgoto passar pelo sistema de lagoas de estabilização, totalizando um tempo de detenção de cerca de 14 a 16 dias, o efluente já tratado é destinado ao Ribeirão Sapó, na posição aproximada dada pelas coordenadas S17°49'44,3''W50°54'16,0''.

3.3 Dados Coletados

3.3.1 Dados coletados do sistema de *wetlands* construídas

A análise e coleta de dados do sistema híbrido de *wetlands* construídas ocorreu em dois períodos distintos, de forma que a primeira etapa de levantamento de dados teve início em janeiro de 2017 e terminou em julho de 2018, já a segunda parte do levantamento teve a duração de 10 semanas, iniciando-se em maio de 2021 e tendo seu fim em setembro do mesmo ano. Nesse levantamento, foi avaliada a vazão de esgoto e DBO em pontos estratégicos de monitoramento, de forma a contemplar os dados de esgoto bruto, pré-tratado e pós-tratado, como mostra a Figura 23. É válido ressaltar que nesse trabalho foi utilizado dados de dois

períodos para melhorar a calibragem dos modelos, destacando-se que o funcionamento do sistema híbrido de *wetlands* permaneceu o mesmo durante todo esse período de análise.

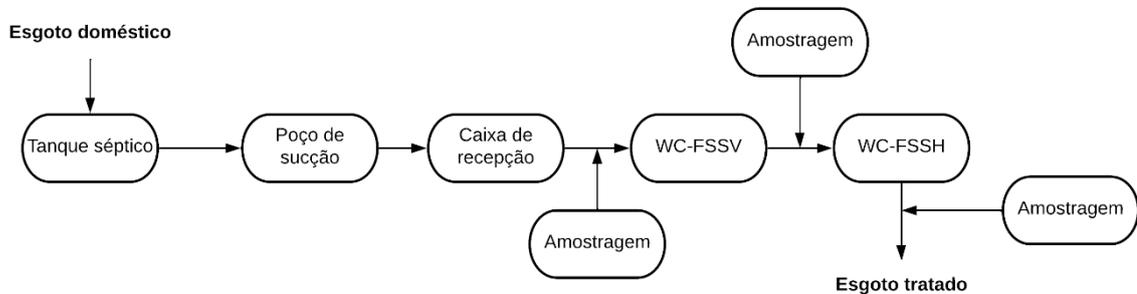


Figura 23: Pontos de amostragem no sistema WC-H
Fonte: Autor (2022).

A coleta de dados e a análise da DBO do esgoto seguiu a metodologia proposta no livro *Standard Methods Examination of Water and Wastewater* sendo que a periodicidade de amostragem foi semanal. De forma análoga, a verificação da vazão nos diferentes pontos de amostragem foi feita semanalmente, conforme a Tabela 1.

Tabela 1: Coleta de dados do sistema WC-H

Parâmetro	Periodicidade de amostragem	Amostras	Tipo de amostragem	Código Standard Methods
DBO	Semanal	32	Simple	5210-B
Q	Semanal	32	-	-
Total de análises			64	

DBO: demanda bioquímica de oxigênio; Q: vazão do esgoto.

Fonte: Autor (2022).

3.3.2 Dados coletados da estação de tratamento de esgoto de Rio Verde

A coleta de dados do sistema de lagoas de estabilização ocorreu no período de agosto de 2021 até janeiro de 2022. Esse levantamento foi realizado por uma empresa terceirizada acreditada pelo Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia (INMETRO). Nessa etapa, foram coletados seis dados de DBO afluente e efluente do sistema, como mostra a Figura 24. Já as vazões do sistema foram avaliadas através da literatura e relatórios de fiscalização.

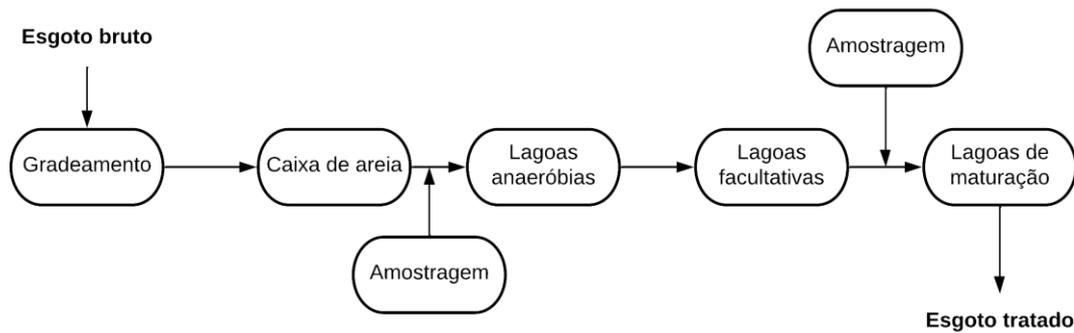


Figura 24: Pontos de amostragem no sistema de lagoas de estabilização
Fonte: Autor (2022).

3.4 Avaliações

No presente estudo, foi avaliado seis cenários diferente de modelagem das unidades de tratamento de esgoto de acordo com modelos cinéticos-hidrodinâmicos e de especificação de carga. Para o sistema de *wetlands*, foram estudadas as unidades WC-FSSV e WC-FSSH. Já o sistema de lagoas de estabilização foi estudado considerando as duas lagoas do sistema como uma única unidade de lagoa facultativa.

Na sequência, objetivando-se comparar a especificação de carga com a modelagem cinética hidrodinâmica, as células de tratamento estudadas foram dimensionadas seguindo os modelos mais representativos de cada método.

3.4.1 Modelagem utilizando o modelo cinético-hidrodinâmico

A modelagem cinética-hidrodinâmica aplicada nos sistemas híbridos de *wetlands* construído e lagoas de estabilização foi realizada utilizando-se os modelos cinéticos de 1º Ordem e Monod, associados aos modelos hidráulicos idealizados de fluxo pistão e mistura completa, como mostra a Tabela 2

Tabela 2: Modelos cinéticos-hidrodinâmicos avaliados

Hidrodinâmica	Cinética	Modelo Cinético-hidrodinâmico
CSTR	1° Ordem	$\frac{Kv Ce}{1} = \frac{(Ca - Ce)}{\theta}$
CSTR	Monod	$\frac{Ce Kmax}{(Ks + Ce)} = \frac{(Ca - Ce)}{\theta}$
PFR	1° Ordem	$\ln \frac{Ca}{Ce} = -Ka. \theta$
PFR	Monod	$Ca - Ce + \frac{Ks}{q} \ln \frac{Ca}{Ce} = -Kmax. \theta$

Ce: concentração efluente do substrato (mg.L⁻¹); Ca: concentração afluyente do substrato (mg.L⁻¹); θ : tempo de detenção hidráulica (d⁻¹); Kmax: máxima taxa de reação (mg.L⁻¹.d⁻¹); Ks: constante de monod (mg.L⁻¹); Ka: constante de degradação superficial (d⁻¹), Kv: constante de degradação volumétrica (m.d⁻¹).

Fonte: Autor (2022).

A escolha desses modelos foi baseada na facilidade dos cálculos envolvidos na modelagem, representatividade, e trabalhos já desenvolvidos na área. De acordo com Sezerino, et al, (2015), o dimensionamento no Brasil de WC-FSSH e WC-FS é feito majoritariamente por modelos que combinam a cinética de 1° Ordem com reatores de fluxo pistão e as unidades WC-FSSV com a cinética de 1° Ordem e reatores de mistura completa. Já Saeed e Sun (2011), encontraram em seu trabalho que modelos que usam a cinética de Monod foram os mais adequados na representação dos fenômenos de remoção e transformação da matéria orgânica.

Nesse contexto, é válido ressaltar que a unidade de fluxo vertical foi analisada utilizando apenas a cinética de mistura completa, já que suas características geométricas aproximam essa unidade desse modelo ideal. Já a célula de fluxo horizontal foi estudada sob a perspectiva dos dois modelos ideais de hidrodinâmica.

Com relação a ETE Sapó, Von Sperling (1996) aponta que o modelo de mistura completa tem sido o mais utilizado no dimensionamento de lagoas, já que envolve cálculos mais simples e assume um maior fator de segurança. Diante disso, nesse estudo as lagoas serão avaliadas apenas de acordo com essa perspectiva.

3.4.3 Modelagem utilizando o modelo de especificação de carga aplicada

No dimensionamento de *wetlands* construídas utilizando o modelo de especificação de carga aplicada, as principais variáveis envolvidas são o tempo de residência hidráulico, a

geométrica da célula, a taxa de carga orgânica e a taxa de aplicação orgânica superficial (MATOS, et al 2010).

Diante disso, o presente estudo utilizou a taxa de aplicação orgânica superficial (TAS), obtida com o conjunto amostral de dados do sistema experimental instalado no Instituto Federal Goiano para dimensionar as WCs. Para tanto, foi feita a linearização da carga orgânica aplicada por unidade de área com os valores de eficiência de remoção de matéria orgânica, de forma que foi possível determinar a melhor TAS para cada unidade de tratamento.

Nesse sentido, de acordo com Von Sperling e Sezerino (2018), a área requerida das WCs pode ser obtida relacionado a vazão e a concentração de DBO afluente em cada unidade (equação 5).

$$\text{Equação 5: Área superficial requerida (m}^2\text{)} = \frac{Q [DBO]_{\text{afluente}}}{TAS}$$

Onde:

Q: Vazão média afluente a *wetland* (m³/d);

[DBO]_{afluente}: Concentração de DBO (g/m³);

TAS :Taxa de aplicação orgânica superficial (gDBO/m².d).

No que se refere ao dimensionamento de lagoas facultativas utilizando o modelo de especificação de carga, as principais variáveis envolvidas são a taxa de aplicação superficial, tempo de detenção hidráulico, profundidade e relação comprimento/largura.

De maneira análoga as WC's, a taxa orgânica de aplicação volumétrica (TAS) que corresponde a máxima eficiência na remoção de matéria orgânica pode ser encontrada avaliando a vazão e concentração de DBO do sistema de lagoas facultativas. Definido esse parâmetro, é possível determinar a área requerida para a unidade de acordo com a carga orgânica do sistema, equação 6.

$$\text{Equação 6: } A = \frac{CO}{TAS}$$

Onde:

TAS: taxa orgânica de aplicação volumétrica (kg DBO/ha.d).

3.4.4 Análise estatística

Para realizar a análise estatística dos cenários que estudam a modelagem cinética-hidrodinâmica, foi feita a linearização das equações cinético-hidrodinâmicas e determinação de estimadores estatísticos como o coeficiente de determinação (R^2) e a raiz do erro quadrático médio relativo ($REQMR^2$). Com essa regressão linear, obteve-se uma função afim, sendo o coeficiente angular da reta o valor que representa a cinética de degradação de matéria orgânica.

Feito a linearização e a determinação da constante cinética de cada modelo, estimou-se a adequação dos modelos com o uso do coeficiente de determinação (equação 7). Esse coeficiente varia de 0 a 1 e quanto maior o seu valor, maior é a correlação do modelo com a realidade.

$$\text{Equação 7: } R^2 = \frac{[\sum_{i=1}^N (X_i - \bar{X})(Y_i - \bar{Y})]^2}{\sum_{i=1}^N (X_i - \bar{X})^2 \sum_{i=1}^N (Y_i - \bar{Y})^2}$$

Onde:

X_i e Y_i : Dados individuais obtidos;

\bar{X} e \bar{Y} : Média dos dados;

N : Número de amostras.

Além do coeficiente de determinação, também foi utilizado a raiz do erro quadrático médio relativo (equação 8) para verificar a eficiência e proximidade dos modelos com realidade. Esse coeficiente também varia de 0 a 1, sendo que modelos que se aproximam do 0 são ideais.

$$\text{Equação 8: } REQMR^2 = \frac{\sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (Y_i - \hat{Y}_i)^2}}{\bar{Y}}$$

Onde:

Y_i : Valor observado;

\hat{Y}_i : Valor estimado pelo modelo.

Já a análise estatística dos cenários que utilizaram o modelo de especificação de carga aplicada na modelagem das unidades estudadas, realizou-se a linearização da eficiência de remoção da matéria orgânica e taxa de aplicação orgânica aplicada. A adequabilidade desses modelos foi avaliada pelo coeficiente R^2 .

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 Vazões do Esgoto

A coleta dos dados de vazão do sistema de *wetlands* construídos ocorreu por um período de 32 semanas, sendo que os valores estatísticos dos pontos de monitoramento podem ser observados na Tabela 3. Já as vazões da ETE Sapo foram avaliadas de acordo com relatórios de fiscalização fornecidos pela AMAE (2020).

Tabela 3: Estatística das vazões afluentes e efluentes do sistema de *wetlands*

Parâmetro	Vazões (L/d)		
	A-WC-FSSV	E-WC-FSSV	E-WC-FSSH
Média	1157,7	957,2	846,3
Mediana	893,0	775,5	754,7
Máximo	3496,6	2180,3	2245,0
Mínimo	12,0	98,3	6,0
Desvio padrão	865,1	547,5	545,9

Fonte: Autor (2022).

A vazão média de esgoto de esgoto aplicada nas células WC-FSSV e WC-FSSH foi de 1157,7 e 957,2 L.d⁻¹ respectivamente. Essa diferença de valores aplicados pode ser explicada pelas influências dos efeitos de evapotranspiração e precipitação, que implicam em mudanças no balanço hídrico do sistema (SILVA JÚNIOR, 2018).

Os valores máximos e mínimos de vazão encontrados nos pontos de monitoramento indicam que em certos momentos, ocorreu alta variabilidade da vazão aplicada no tratamento. Isso também pode ser confirmado pelo alto desvio padrão dos dados, que indica um conjunto amostral mais heterogêneo. Problemas operacionais, como entupimento da rede, defeitos no hidrômetro e a redução do número de contribuintes na geração de esgoto estão relacionados valores encontrados. Nesse contexto, os valores de TDH das células estudadas também sofreram oscilações, podendo influenciar diretamente na remoção e transformação da DBO.

Com relação a vazão afluente da ETE Sapo, a AMAE (2020), aponta que o sistema de lagoas trabalha com vazão média operacional de 180 L/s, o que implica em tempos de detenção de cerca de 14 a 16 dias.

4.2 Matéria Orgânica

De acordo com a Tabela 4, de modo geral, o teor de matéria orgânica aplicada na ETE Sapo foi superior ao do sistema de WC-H. Além disso, salienta-se que nos dois sistemas estudados, há tratamento preliminar do efluente, reduzindo-se assim a concentração de DBO que é introduzida no início de cada sistema.

Tabela 4: Valores estatísticos de DBO

Parâmetro	DBO (mg/L)				
	A-WC-FSSV	E-WC-FSSV	E-WC-FSSH	A-Lagoas de estabilização	E-Lagoas de estabilização
Média	88,1	28,0	10,8	425,2	110,0
Mediana	77,8	24,4	7,9	446,5	102,1
Máximo	245,2	74,0	40,9	521,6	147,8
Mínimo	34,0	8,3	1,1	263,0	81,9
Desvio padrão	48,7	16,8	9,2	87,0	30,2
n	32	32	32	6	6

Fonte: Autor (2022).

O teor médio de DBO introduzida no início dos sistemas de WC-H e lagoas foi de 88,1 e 425,2 mg/L respectivamente. Diante disso, comparado com o desvio padrão da vazão que entra em cada sistema, o desvio padrão da entrada de matéria orgânica nos sistemas foi relativamente baixo. Isso indica que o teor de DBO aplicado nas unidades tende a ser mais homogêneo e próximos da média.

Um ponto em comum entre os dois sistemas de tratamento é a alta capacidade de remover a matéria orgânica. Isso pode ser observado pela redução da concentração de DBO a medida que o efluente passa pelas unidades de tratamento. Nesse contexto, a eficiência média de remoção de matéria orgânica total do sistema de *wetlands* e das lagoas foi de 87,06% e 73,58% respectivamente. Os resultados encontrados para a remoção de DBO com o uso sistema de *wetlands* se aproximam dos valores encontrados por Vymazal (2013) que foi de 85%. Já para o sistema de lagoas, o valor encontrado foi próximo, porem inferior aos encontrados nos trabalhos de Santos (2007) e AMAE (2020).

4.3 Modelos Cinéticos-Hidrodinâmicos

4.3.1 Remoção/transformação de matéria orgânica do sistema de *wetlands*

Com relação a modelagem da WC-FSSV, os estimadores estatísticos avaliados e as constantes cinéticas de transformação de matéria orgânica encontradas utilizando os modelo cinéticos de 1º Ordem e Monod associados a hidrodinâmica CSTR estão apresentados na Tabela 5.

Tabela 5: Estimadores estatísticos e constantes cinéticas dos modelos avaliados na WC-FSSV

Fluxo	Cinética	R ²	REQMR ²	k*
CSTR	1ºOrdem	0,44	0,38	0,2516 d ⁻¹
	Monod	0,55	0,79	19,153 mg.L ⁻¹ . d ⁻¹

K*: Constantes cinéticas (Kv – 1º Ordem e Kmax - Monod

Fonte: Autor (2022).

De acordo com valores encontrados para coeficiente de determinação, a modelagem utilizando a cinética de Monod apresentou maior correlação R²(0,55) do que o modelo que utiliza a cinética de primeira ordem. Contudo, nenhum dos dois cenários avaliados atingiu bons índices na representação da remoção de DBO (R²<0,6). De modo análogo, no trabalho de Nguyen et al (2018) e Silva Júnior (2018) esses modelos também não obtiveram boa correlação. Nesse ponto, cabe também destacar que de acordo com Sezerino et al (2015), a maioria das WC-FSSV são dimensionadas utilizando modelos de cinética de 1º Ordem relacionados com fluxo CSTR e isso pode gerar sistemas de tratamento com eficiência limitada ou superdimensionadas.

Já os estimadores estatísticos e as constantes cinéticas de transformação de matéria orgânica para os modelos de 1º ordem e Monod associados as hidrodinâmicas CSTR e PFR para a célula WC-FSSH estão expostas na Tabela 6.

Tabela 6: Estimadores estatísticos e constantes cinéticas dos modelos avaliados na WC-FSSH

Fluxo	Cinética	R ²	REQMR ²	k*
CSTR	1ºOrdem	0,21	0,61	0,11 d ⁻¹
	Monod	0,75	0,63	4,824 mg.L ⁻¹ . d ⁻¹
PFR	1ºOrdem	0,1	0,41	0,109 d ⁻¹
	Monod	0,24	0,38	3,58 mg.L ⁻¹ . d ⁻¹

K*: Constantes cinéticas (Kv – 1º Ordem e Kmax - Monod

Fonte: Autor (2022).

A modelagem que utiliza a cinética de Monod, relacionada com o fluxo hidrodinâmico CSTR foi a que apresentou melhor representação da remoção e transformação de matéria

orgânica, com alta correlação $R^2(0,75)$ e REQMR (0,63). Outros modelos avaliados apresentaram baixa representatividade.

De modo análogo a unidade WC-FSSV, Sezerino et al (2015) aponta em seu trabalho que a maioria das unidades WC-FSSH dimensionadas no Brasil utilizam modelagens que trabalham com o fluxo epistonado. Nesse contexto, as estações de tratamento que utilizam esse sistema podem apresentar problemas na eficiência de remoção de matéria orgânica.

Outro ponto observado é a redução das constantes cinéticas de degradação da matéria orgânica das unidades WC-FSSH. Isso pode mostrar o alto potencial de degradação da matéria orgânica biodegradável da primeira unidade de tratamento (WC-FSSV).

4.3.2 Remoção/transformação de matéria orgânica do sistema de lagoas

Com relação a modelagem das lagoas de estabilização, os estimadores estatísticos avaliados e as constantes cinéticas de transformação de matéria orgânica para os modelos cinéticos de 1° ordem e Monod associados a hidrodinâmica CSTR estão apresentados na Tabela 7.

Tabela 7: Estimadores estatísticos e constantes cinéticas dos modelos avaliados nas lagoas

Fluxo	Cinética	R^2	REQMR ²	k^*
CSTR	1°Ordem	0,010	0,23	0,018 d ⁻¹
	Monod	0,65	0,21	22,66 mg.L ⁻¹ . d ⁻¹

K*: Constantes cinéticas (Kv – 1° Ordem e Kmax - Monod

Fonte: Autor (2022).

Para o modelo que associa o fluxo ideal de mistura completa com a cinética de 1° Ordem, encontrou-se a constante cinética de degradação de 0,018 d⁻¹ e baixa representatividade $R^2(0,010)$ da remoção de matéria orgânica no sistema de lagoas de estabilização. De acordo com Von Sperling (1996), no dimensionamento de lagoas utilizando-se essa modelagem, o valor do coeficiente de remoção de DBO está entre a faixa de valores de 0,30 a 0,35 d⁻¹, valores bem distintos dos encontrados nesse estudo.

Essa diferença pode estar relacionada com o fato de que na prática, cada unidade do sistema australiano pode ter uma cinética e hidrodinâmica, assim a adoção de todo o sistema de lagoas como uma única unidade, pode ter influenciado negativamente na modelagem do sistema.

Já o modelo que relaciona o fluxo CSTR com a cinética de Monod obteve boa representatividade e adequabilidade $R^2(0,65)$ e REQMR (0,21), tendo constante cinética de degradação da matéria orgânica da ordem de $22,6 \text{ mg.L}^{-1}\text{d}^{-1}$. Contudo, ainda é válido ressaltar que essa modelagem pode não corresponder com a realidade já que todo o sistema foi considerado apenas uma unidade de tratamento.

4.4 Modelagem utilizando especificação de carga aplicada

4.4.1 Relação eficiência/carga orgânica do sistema de *wetlands*

A relação entre a eficiência de remoção de DBO e a taxa de aplicação orgânica superficial aplicada na unidade WC-FSSV, bem como o coeficiente de determinação do modelo estão apresentados no gráfico abaixo (Figura 25).

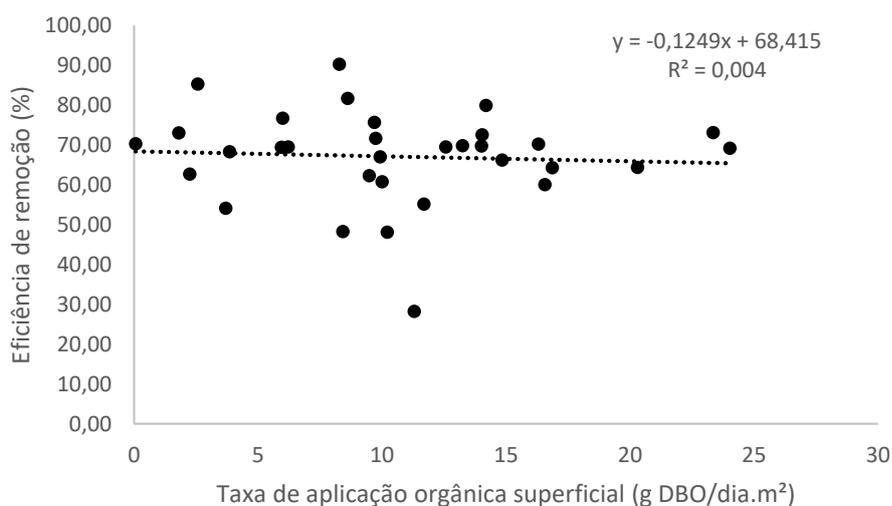


Figura 25: Relação entre eficiência de remoção de DBO e a taxa orgânica na WC-FSSV
Fonte: Autor (2022).

Para a WC-FSSV, a relação entre a taxa orgânica aplicada e a eficiência de remoção apresentou baixa representatividade $R^2 (0,04)$. Outro ponto que pode ser observado é que essa relação é decrescente, de forma que na medida em que se aumenta o valor do teor de DBO e vazão do sistema que entram no sistema, a eficiência da unidade de tratamento tende a cair.

Nesse contexto, o cenário em que a remoção da matéria orgânica foi máxima ocorreu com a aplicação da taxa orgânica aplicada de $8,28 \text{ gDBO.m}^{-2}\text{.d}^{-1}$, chegando a eficiência de

90,23%. Esse valor está de acordo já que é inferior a faixa de máxima taxa para WC-FSSV (10 a 20 gDBO.m⁻².d⁻¹) apresentada no estudo de Von Sperling e Sezerino (2018).

No que se refere a WC-FSSH, a relação entre a eficiência de remoção de DBO e a taxa de aplicação orgânica superficial aplicada na unidade, bem como o coeficiente de determinação do modelo estão apresentados no gráfico abaixo (Figura 26).

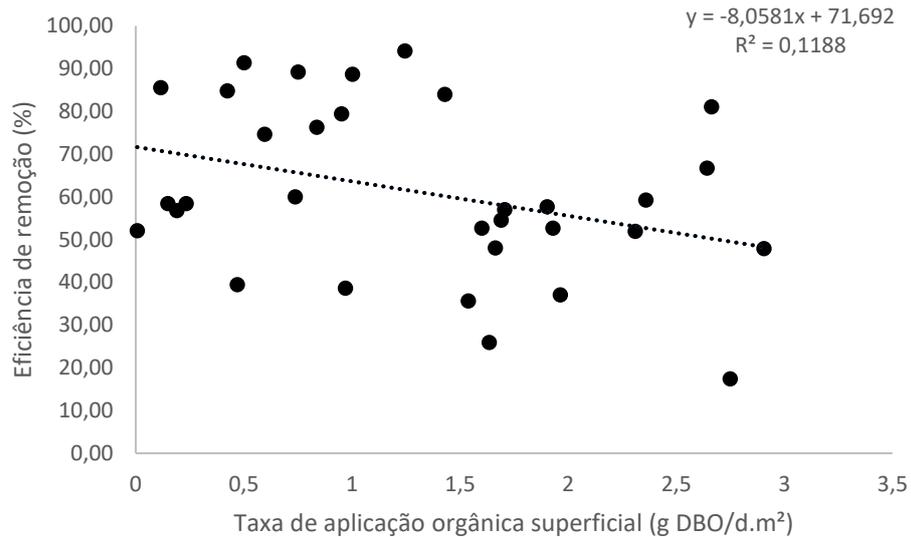


Figura 26: Relação entre eficiência de remoção de DBO e a taxa orgânica na WC-FSSH
Fonte: Autor (2022).

De modo análogo a célula WC-FSSV, a unidade WC-FSSH também apresentou baixa representatividade R² (0,12) na relação entre a taxa orgânica aplicada e a eficiência de remoção. Além disso, nota-se também que as variáveis são inversamente relacionadas, comprovado pelo coeficiente de Pearson (-0,34) e o caráter decrescente da regressão linear.

A maior eficiência de remoção foi de 94,12 % e ocorreu quando a taxa aplicada foi de 1,24 gDBO.m⁻².d⁻¹. Esse valor também é inferior ao máximo (6 a 15 gDBO.m⁻².d⁻¹) apresentado no estudo de Von Sperling e Sezerino (2018).

Outro ponto que pode ser avaliado é que a taxa ideal para o sistema WC-FSSV é cerca de 6,5 vezes maior que a taxa ideal da unidade WC-FSSH. Isso implica em maior área superficial requerida para a célula horizontal

4.4.2 Relação eficiência/carga orgânica do sistema de lagoas

Por fim, para o sistema de lagoas de estabilização, a relação entre a eficiência de remoção de DBO e a carga orgânica aplicada na unidade, bem como o coeficiente de determinação do modelo estão apresentados no gráfico abaixo (Figura 27).

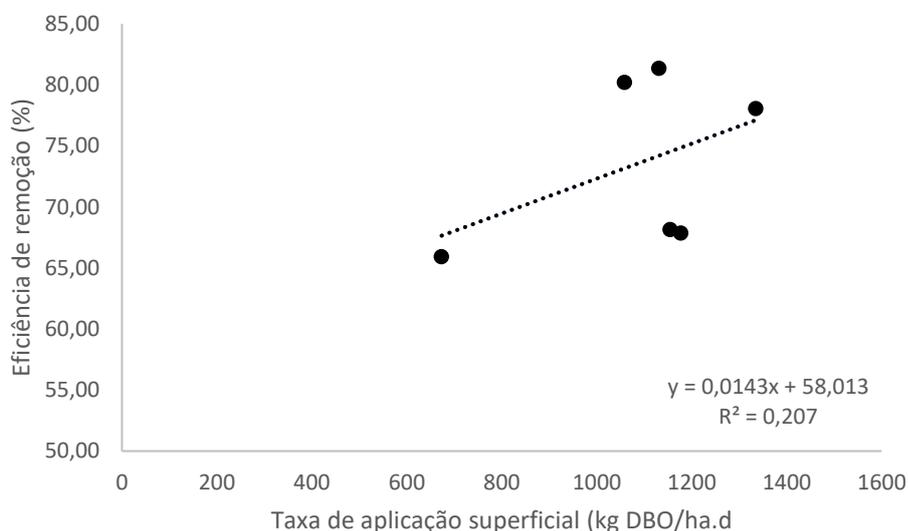


Figura 27: Relação entre eficiência de remoção de DBO e a taxa de aplicação superficial no sistema de lagoas
Fonte: Autor (2022).

Diferente do sistema WC-H, a relação entre a TAS e a eficiência de remoção de matéria orgânica no sistema de lagoas de estabilização apresentou coeficiente de Pearson positivo (0,45), indicando relação direta, em que o aumento da carga implica na melhoria da eficiência do sistema. Contudo, apesar de apresentar melhor representatividade que no sistema de *wetlands*, o modelo também possui baixa correlação (R^2 0,207). Com relação a eficiência de remoção de matéria orgânica, encontrou-se que para a TAS de 1058,36 kg DBO.d⁻¹.ha⁻¹ obteve-se a maior eficiência (80,19%). Ressalta-se também, que essa taxa foi superior a recomendada para esse tipo de unidade, indicando tendências de reações anaeróbias.

Essa baixa correlação também pode ser explicada pela simplificação de considerar as lagoas anaeróbias e facultativas como um único sistema, já que na prática, a carga orgânica, TDH e outros parâmetros de projeto são distintos nesses dois tipos de lagoas. Além disso, o baixo número de amostras pode interferir na qualidade da modelagem.

4.5 Análise Geral dos Modelos

Os modelos mais adequados na representação do comportamento de remoção de matéria orgânica estão expostos na Tabela 8.

Tabela 8: Modelos mais adequados para a representação da remoção de DBO.

Unidade	Modelagem cinética-hidrodinâmica						Especificação de carga aplicada	
	Parâmetro	Modelo	Fluxo	R ²	REQMR	k	R ²	Taxa orgânica ideal
WC-FSSV	DBO	Monod	CSTR	0,55	0,79	19,153 mg/L.d	0,004	8,28 g DBO/d.m ²
WC-FSSH	DBO	Monod	CSTR	0,75	0,63	4,824 L mg/L.d	0,12	1,24 g DBO/d.m ²
Lagoas de estabilização	DBO	Monod	CSTR	0,65	0,21	22,66 mg/L.d	0,21	1058,36 kg DBO/ha.d

Fonte: Autor (2022).

Para todas as unidades de tratamento estudadas, os modelos que relacionaram a cinética de Monod com o fluxo de mistura completa apresentaram a melhor representatividade na remoção da matéria orgânica. No caso da WC-FSSH, essa modelagem apresentou boa correlação estatística ($R^2=0,75$), e na unidade WC-FSSV, apesar de ser o modelo de maior representatividade estudado, apresentou baixa representatividade ($R^2=0,43$).

Nesse contexto, destaca-se que os principais modelos utilizados no dimensionamento de WCs no Brasil obtiveram baixa correlação e são ineficientes na representatividade da remoção da DBO do esgoto. Diante desse cenário, é válido ressaltar que o uso de métodos inadequados no dimensionamento dessas unidades pode levar a unidades superdimensionadas ou subdimensionadas.

No caso das lagoas, de forma análoga aos sistemas de WCs, a cinética de Monod associada a hidráulica CSTR representou de modo mais adequado a remoção de matéria orgânica do sistema. Isso pode estar relacionado ao fato de que no Brasil, as lagoas costumam ser dimensionadas seguindo essa hidráulica, indicando que as unidades da ETE-Sapo seguiram esse modelo. Outro ponto interessante, é que a constante cinética encontrada para as lagoas foi maior que a do sistema WC-H, indicando que o sistema pode remover a matéria orgânica de forma mais rápida.

Com relação ao uso da especificação de carga aplicada no dimensionamento das unidades, observou-se que para os sistemas estudados, principalmente para as WCs, há baixa correlação entre a eficiência na remoção dos poluentes e a taxa orgânica aplicada. Entretanto, para as WCs, as taxas estão de acordo com a faixa de valores recomendada por Von Sperling e Sezerino (2018).

Já no caso das lagoas, a taxa aplicada foi superior a recomendação para uma lagoa facultativa, indicando que há tendências a reações anaeróbias. Isso pode ser explicado pela simplificação de adotar todo o sistema como uma lagoa de estabilização, excluindo as características de carga aplicada na lagoa anaeróbia.

4.6 Dimensionamento e Comparação dos Métodos

Para comparar os métodos de dimensionamento e as unidades de tratamento, as unidades estudadas foram dimensionadas de acordo com a mesma carga orgânica aplicada. Assim, no dimensionamento das unidades, adotou-se a vazão de 5L/s, DBO afluente de 300 mg/L e DBO efluente de 60 mg/L para as unidades WC-FSSV e lagoa facultativa. Para a DBO de entrada na unidade WC-FSSH, foi considerada a redução de matéria orgânica proveniente do tratamento da unidade WC-FSV, sendo a concentração afluente de 60 mg/L e efluente de 10 mg/L, como mostra a Tabela 9

Tabela 9: Dados do dimensionamento segundo os modelos de melhor eficiência

Unidade	Modelo	Ca (mg/L)	Ce (mg/L)	C (m)	L (m)	H (m)	As (m ²)	Vu (m ³)	Q (m ³ /d)	TDHn (d)
WC-FSSV	Monod-CSTR	300	60	120	120	0,85	14400	12240	453	27,0
WC-FSSV	Especificação de carga aplicada	300	60	125	125	0,85	15625	13281,25	453	29,3
WC-FSSH	Monod-CSTR	60	10	142	71	0,4	10082	4032,8	453	8,9
WC-FSSH	Especificação de carga aplicada	60	10	145	73	0,4	10585	4234	453	9,3
Lagoas facultativa	Monod-CSTR	300	60	96	32	1,5	3072	4608	453	10,2
Lagoas facultativa	Especificação de carga aplicada	300	60	61	20	1,5	1220	1830	453	4,0

Ca: concentração afluente do substrato; Ce: concentração efluente do substrato; C: comprimento; L: largura; H: profundidade do leito; As: área superficial; Vu: volume útil; Q: vazão de projeto; TDHn: tempo de detenção hidráulico do projeto.

Fonte: Autor (2022).

Para a unidade WC-FSSV, observou-se que o dimensionamento seguindo os dois modelos estudados levou a dimensões próximas, com leve redução na área, volume e TDHn quando dimensionado pelo modelo cinético-hidrodinâmico. Entretanto, o TDH encontrado em ambos dos métodos foi bem maior que o recomendado para essa unidade, indicando que a

cinética de degradação do sistema e a taxa de aplicação superficial estão inferiores a necessária para tratar essa carga orgânica.

No dimensionamento da unidade WC-FSSH, o modelo baseado na modelagem cinética-hidrodinâmica também apresentou dimensões otimizadas, resultando na redução de 5% no volume da célula se comparado com o dimensionamento seguindo a metodologia de especificação de carga aplicada. Além disso, o tempo de detenção hidráulico também foi menor, indicando que para essa unidade, o dimensionamento utilizando esse modelo pode ser mais conveniente.

Já o dimensionamento da lagoa facultativa utilizando a especificação de carga aplicada apresentou volume quase 3 vezes mais otimizado. Isso decorre da baixa constante cinética encontrada pelo modelo de Monod-CSTR e alta taxa de aplicação verificada para o sistema de lagoas.

Cabe ressaltar que de modo geral, os valores de R^2 encontrados para os dois métodos de dimensionamentos estudados foram baixas, tornando as modelagens mais imprevisíveis. No caso da modelagem cinética-hidrodinâmica, isso pode estar relacionado com a consideração de fluxos ideais nos modelos, sendo que na prática, a hidráulica das WCs e lagoas de estabilização é melhor representada pelo modelo de fluxo disperso. Outro ponto que pode ter contribuído na baixa precisão dessa modelagem, foi a não consideração de efeitos externos as unidades, como temperatura, precipitação e evaporação.

De modo análogo, os baixos valores de R^2 obtidos com a modelagem utilizando o método de especificação de carga aplicada podem ser explicados pela não consideração dos efeitos externos, como temperatura, precipitação e evaporação. Além disso, a baixa quantidade de dados e a consideração de todo o sistema de lagoas como uma única unidade e lagoa facultativa pode ter reduzido a precisão dessa modelagem.

5 CONCLUSÃO

Com base no que foi observado, é possível afirmar que as dimensões de uma unidade de tratamento de esgoto podem variar de forma expressiva de acordo com o modelo de dimensionamento utilizado. Assim, buscando-se minimizar os custos e aumentar a eficiência de remoção dos poluentes, é evidente a necessidade de se estudar o método e unidade de tratamento mais adequado para tratar o esgoto.

Dessa forma, o trabalho mostrou a adequação da modelagem cinética-hidrodinâmica e do método de especificação de carga aplicada na representação de remoção de matéria orgânica. Diante disso, foi possível comparar a efetividade dos dois métodos de dimensionamento aplicados em *wetlands* construídas e lagoas de estabilização.

Nesse contexto, o modelo matemático que apresentou a melhor previsão da remoção de matéria orgânica no esgoto, para todas as unidades estudadas, foi o que associa a cinética de Monod ao fluxo CSTR. Isso mostra que o modelo de dimensionamento padrão dessas tecnologias de tratamento precisa ser revisto.

Com relação ao método mais indicado para cada tecnologia de tratamento, encontrou-se que as unidades do sistema WC-H são otimizadas em questões de área, volume e TDH se dimensionadas pela modelagem cinética-hidrodinâmica, indicando ser um método mais eficiente na modelagem e dimensionamento. Já no caso das lagoas facultativas as dimensões encontradas com o modelo de especificação de carga aplicada podem indicar o subdimensionamento dessas unidades.

Por fim, um possível estudo em trabalhos futuros seria a avaliação e comparação de outros modelos cinéticos, como Monod Multi e Stover-Kincannon no dimensionamento de unidades de tratamento biológico do esgoto.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMAE-AGÊNCIA MUNICIPAL DE REGULAÇÃO DOS SERVIÇOS DE ÁGUA E ESGOTO DE RIO VERDE. **Relatório de fiscalização** - Rio Verde, 2020.

ALCANTARA, P. C. **Cinética de remoção de matéria orgânica e coliformes termotolerantes em lagoas facultativas**. Fortaleza, Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Ceará, 2019.

ANJOS, J. A. S. A. **Avaliação da eficiência de uma zona alagadiça (wetland) no controle de poluição por metais pesados: O caso de Plumbum em Santo Amaro da Purificação/BA**. Tese de doutorado-Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, 2003. p. 328.

ARANTES, J. **Avaliação do tratamento de esgoto doméstico por meio de um sistema adaptado de wetlands construídos**. Dissertação (mestrado em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade), Instituto Federal Goiano, Campus Rio Verde, 2020.

ARAÚJO, R.K de. **Redução de micropoluentes em sistemas de tanque séptico e wetland construído vertical com recirculação** / Ronaldo Kanopf de Araújo - 2018. 163p.

BEWTRA, J. K; BISWAS, N. Biological Treatment of Wastewater. In: Encyclopedia of environmental science and engineering. Vol. 1. 5 Ed. Boca Raton: CRC Press, 2006. 649

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretária Nacional de Saneamento – SNS. Sistema Nacional de informações sobre Saneamento: 24º Diagnóstico dos Serviços de Água Esgotos – 2018. Brasília: SNS/MDR, 2019. 180p.:

CAMPBELL, C.S. & OGDEN, M. Constructed wetlands in the sustainable landscape. Canada, 1999. 16p.

COTA, R.S., VON SPERLING, M. **Hidrodinâmica e desempenho de filtros verticais com alimentação em pulso, plantados e não plantados, empregados no tratamento de esgoto sanitário bruto**. Belo Horizonte, Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.

DIAS POÇAS, C. **Utilização da tecnologia de wetlands para tratamento terciário: controle de nutrientes**: / Cristiane Dias Poças; São Paulo, 2015. 93p.

DIAS, V. N., Inácio, M., Pacheco, P., Lopes, J., Correia, P. e Soutinho, E. (2000). “**Fitoetars: pressupostos teóricos de funcionamento e tipos**”. Anais do 9º Encontro Nacional de Saneamento Básico, Loures, Portugal, 587-607.

FABRETI, A. A. **Pós-tratamento de efluente de lagoa de estabilização através de processo físico-químico**. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2006. 179p.

FREITAS, E.C. **Seleção de tecnologias de tratamento de esgoto utilizando análise multicritério**. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Goiás, 2020. 202p.

IBGE- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa Nacional de saneamento básico 2017: abastecimento de água e esgotamento sanitário.** IBGE, Cooperação de população e indicadores sociais – Rio de Janeiro: IBGE, 2020.

KADLEC, R.H e WALLACE, S.D. (2009). *Treatment Wetlands*. Taylor & Francis Group, 2ºed.

KADLEC, R.H. e KNIGHT, R. L. (1996), *Treatment Wetlands*. Florida: Lewis Publishers. 893 p.

LÉO, L. F. R. **Investigação da toxicidade, tratabilidade e formação de subprodutos tóxicos em efluentes clorados de lagoas de estabilização com e sem pós-tratamento.** Edição Revisada. São Paulo, 2008. 160p.

MARA, D. D. *Domestic wastewater. Treatment in developing countries*. Londres: Earthscan., 2004. 293 p

MATOS, A.T., ABRAHÃO, S.S., BORGES, A.C. e MATOS, M.P. (2010). **Influência da taxa de carga orgânica no desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras.** Artigo técnico: Engenharia Sanitária e Ambiental, 15 (1)

MEDRI, W. **Modelagem e otimização de sistemas de lagoas de estabilização para o tratamento de dejetos suínos.** Florianópolis. UFSC, 1997. 206p.

MOURA e SILVA, M. S. G. **Desenvolvimento de um sistema de recirculação com uso de wetlands construídas para efluentes da piscicultura.** Tese de doutorado. Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola. Campinas: Universidade Estadual de Campinas, 2012. 129p.

Nguyen, X.C., Chang, W.C., Nguyen, T.L., Ngo, H.H., Kumar, G., Banu, J.R., Vu, M.C., Le, H.S e Nguyen, D.D. (2018). A hybrid constructed wetland for organic-material and nutriente removal from sewage: Process performance and multi-kinetics models *Journal of Environmental Management*, 222: 378-384.

OLIVEIRA, S. V. W. B. de. **Modelo para tomada de decisão na escolha de um sistema de tratamento de esgoto sanitário.** 2004. 293 f. Tese (Doutorado em Administração) – Universidade de São Paulo, 2004.

ORMONDE, V. S. S. Avaliação de ‘Wetlands’ Construídos no Pós-Tratamento de Efluente de Lagoa de Maturação. Cuiabá: UFMT, 2012. 96p.

PAIVA, F.V. **Monitoramento da E.T.E. do hospital geral Waldemar de Alcântara – Fortaleza (CE) como instrumento de gestão dos efluentes líquidos.** Tese (Doutorado em Recursos Naturais do Centro de Tecnologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de Campina Grande). 2009. 209p.

SAEED T, Sun G. (2011). Kinetic modelling of nitrogen and organics removal in vertical and horizontal flow wetlands. *Water Research*, 45: 3137-31352.

SANTOS NETO, A. G. **Remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo em esgoto diluído com reatores em bateladas sequenciais.** Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. 2016, 69p

SANTOS, Paulo Roberto dos. **Lagoas de estabilização: solução para o tratamento de esgotos domiciliares.** Trabalho de Conclusão de Curso defendido e aprovado em 12 de dezembro de 2.007

SEZERINO, P. H., Bento, A.P., Decezaró, S.T., Magri, M.E. e Philippi, L.S. (2015). **Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados em tratamentos de águas residuárias : parâmetros de projeto para sistemas horizontais.** Engenharia Sanitária e Ambiental, 20(1): 151-158.

SILVA.FILHO. P. A. **Diagnóstico operacional de lagoas de estabilização.** Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte. 2007. 169p.

SILVA JÚNIOR, E.D., SOUZA, M.A.A. **Influência climática em modelos cinético-hidrodinâmicos para dimensionamento de wetlands construídas no tratamento de esgoto doméstico.** Tese: UNB, 2018.

SOLDERA, P. E. S. **Parâmetros para o projeto de lagoas anaeróbias para tratamento de efluentes de abatedouros bovinos/ Paulo Eduardo dos Santos Soldera.** – Limeira, SP: [s.n.], 2018. 188p.

TOSCANI, D.C. **Avaliação e aplicação de simulações matemáticas para definição de regime hidráulico e constantes cinéticas de remoção de matéria orgânica em reatores de tratamento de esgoto sanitário.** Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, 2010. 206p.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos.** Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental: Universidade Federal de Minas Gerais, v.2, 1996

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

VYMAZAL, J (2005). Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands for wastewater treatment. Ecological Engineering, 25: 478-490.

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

WENDLAND, C. CHIARAWATCHAI, N. Constructed wetlands for wastewater treatment – Institute of Wastewater, Hamburgo University of Tecnology, 2006. 20p.

ZANELLA, L. **Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: wetlands-construídos utilizando brita e bambu como suporte.** (tese de doutorado) 189p. Faculdade Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.

APÊNDICES

A-VAZÃO DAS WETLANDS

B- CONCENTRAÇÃO DE DBO NO ESGOTO DAS WCS

C- CONCENTRAÇÃO DE DBO NO ESGOTO DAS LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

D – MODELAGEM CINÉTICA-HIDRODINÂMICA DA UNIDADE WC-FSSV

E – MODELAGEM CINÉTICA-HIDRODINÂMICA DA UNIDADE WC-FSSH

F – MODELAGEM CINÉTICA-HIDRODINÂMICA DA LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO

APÊNDICE A – Vazão das *wetlands*

Tabela A: Dados das vazões das *wetlands*

n	Data	Vazão (L/dia)		
		A-WC-FSSV	E-WC-FSSV	E-WC-FSSH
1	27/01/2017	576,7	343,1	253
2	08/02/2017	501,95	756,6	1456
3	27/02/2017	1332,5	98,3	971,3
4	11/03/2017	1179,3	976,6	890
5	17/03/2017	1442,3	1354	1395
6	23/03/2017	1731,65	1761,3	2245
7	30/03/2017	1196	1529	1019
8	04/05/2017	1538,25	1211,5	954
9	17/05/2017	769	1138	1871
10	24/05/2017	925,9	700,5	636
11	14/06/2017	746,5	512	456
12	29/06/2017	935	761,5	709
13	06/09/2017	232,7	358	327,5
14	20/09/2017	613,9	416,5	356
15	04/10/2017	770,5	625,8	685
16	20/10/2017	802,2	620	541,4
17	02/01/2018	754,5	605	455
18	09/02/2018	860	720	463
19	20/02/2018	975	789	521
20	25/04/2018	132,4	1111	800,4
21	04/05/2018	719,7	762	6
22	07/06/2018	239,5	102,3	105,3
23	24/05/2021	259,00	310,00	188,0
24	29/05/2021	1.940,20	1.789,80	643,8
25	07/06/2021	2.354,67	1.346,56	969,6
26	12/06/2021	2.056,80	1.314,80	1.262,4
27	19/06/2021	3.019,71	1.620,86	1.382,7
28	26/06/2021	12,00	1.498,71	1.204,1
29	03/07/2021	283,14	272,86	176,7
30	10/07/2021	2.662,14	1.536,43	1.081,4
31	17/07/2021	3.496,57	2.180,29	1.783,1
32	24/07/2021	1.986,00	1.509,00	1.273,1

Fonte: Autor (2022).

APÊNDICE B– Concentração de de DBO no esgoto das WCs

Tabela B1: Dados da concentração de DBO na WC-FSSV

n	Data	Concentração (mg/L)	
		Ca	Ce
1	27/01/2017	80,8	24,7
2	08/02/2017	57,69	26,5
3	27/02/2017	77,9	23,5
4	11/03/2017	83,6	25,5
5	17/03/2017	63,5	28,5
6	23/03/2017	75	30
7	30/03/2017	93	18,7
8	04/05/2017	52	27
9	17/05/2017	84,4	8,25
10	24/05/2017	84	27,7
11	14/06/2017	245,2	66
12	29/06/2017	170,2	60,7
13	06/09/2017	129,8	41,2
14	20/09/2017	121,1	45,7
15	04/10/2017	98,6	24
16	20/10/2017	95,2	27
17	02/01/2017	64,5	19,7
18	09/02/2018	103	74
19	20/02/2018	69,2	12,7
20	25/04/2018	132,7	49,5
21	04/05/2018	152,9	42
22	07/06/2018	196,1	45,7
23	24/05/2021	77,79	11,44
24	29/05/2021	33,99	17,59
25	07/06/2021	54,28	16,16
26	12/06/2021	38,12	14,96
27	19/06/2021	38,52	13,01
28	26/06/2021	36,37	10,80
29	03/07/2021	49,67	13,40
30	10/07/2021	49,66	17,73
31	17/07/2021	53,88	16,62
32	24/07/2021	55,29	16,75

Fonte: Autor (2022).

Tabela B2: Dados da concentração de DBO na WC-FSSH

n	Data	Concentração (mg/L)	
		Ca	Ce
1	27/01/2017	24,7	3,75
2	08/02/2017	26,5	3
3	27/02/2017	23,5	3,4
4	11/03/2017	25,5	1,5
5	17/03/2017	28,5	13,5
6	23/03/2017	30	10
7	30/03/2017	18,7	3
8	04/05/2017	27	20
9	17/05/2017	8,25	5
10	24/05/2017	27,7	17
11	14/06/2017	66	30
12	29/06/2017	60,7	29,2
13	06/09/2017	41,2	16,5
14	20/09/2017	45,7	9,4
15	04/10/2017	24	2,6
16	20/10/2017	27	6,4
17	02/01/2017	19,7	5
18	09/02/2018	74	14
19	20/02/2018	12,7	1,1
20	25/04/2018	49,5	40,9
21	04/05/2018	42	19,9
22	07/06/2018	45,7	19
23	24/05/2021	11,44	4,76
24	29/05/2021	17,59	7,56
25	07/06/2021	16,16	6,84
26	12/06/2021	14,96	9,63
27	19/06/2021	13,01	8,19
28	26/06/2021	10,80	5,18
29	03/07/2021	13,40	5,79
30	10/07/2021	17,73	7,23
31	17/07/2021	16,62	8,67
32	24/07/2021	16,75	8,71

Fonte: Autor (2022).

APÊNDICE C – Concentração de de DBO no esgoto das lagoas de estabilização**Tabela 10:** Dados da concentração de DBO nas lagoas de estabilização

n	Data	Concentração (mg/L)	
		Ca	Ce
1	ago/21	413,46	81,92
2	set/21	459,99	147,83
3	out/21	451,18	143,78
4	nov/21	441,82	82,4
5	dez/21	263,04	89,68
6	jan/22	521,55	114,43

Fonte: Autor (2022).

APÊNDICE D – Modelagem cinética-hidrodinâmica da unidade WC-FSSV

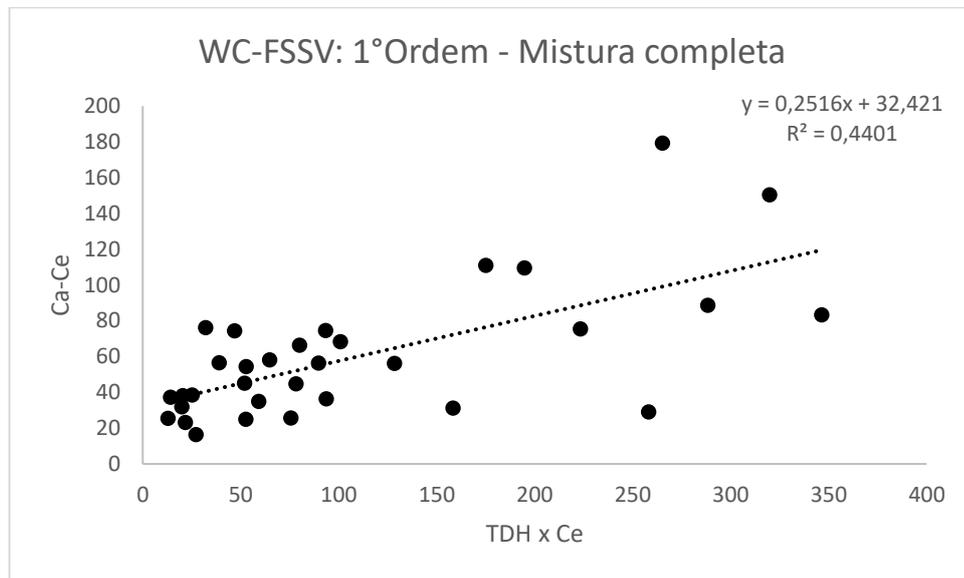


Figura D1: Modelagem 1°Ordem – CSTR da WC-FSSV
Fonte: Autor (2022).

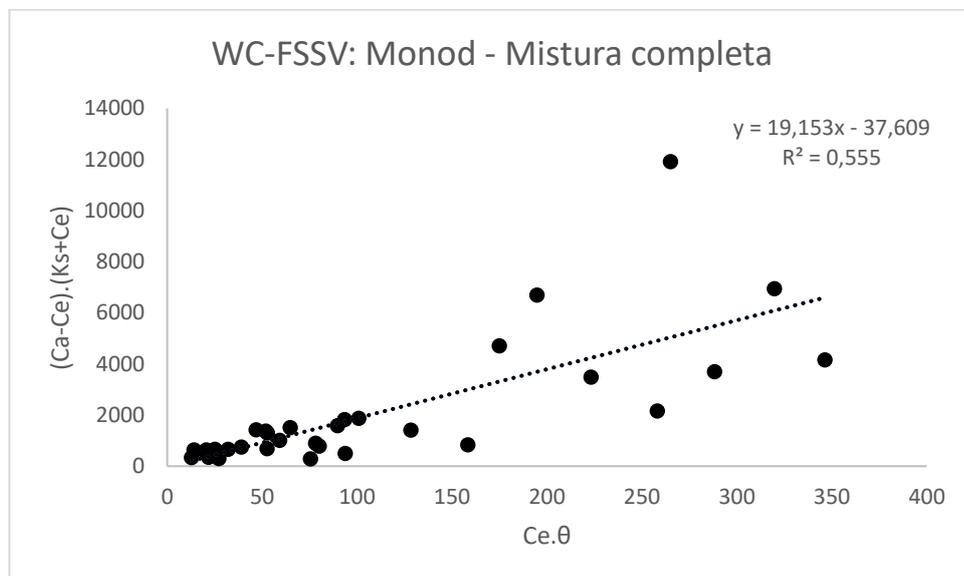


Figura D2: Modelagem Monod – CSTR da WC-FSSV
Fonte: Autor (2022).

APÊNDICE E – Modelagem cinética-hidrodinâmica da unidade WC-FSSH

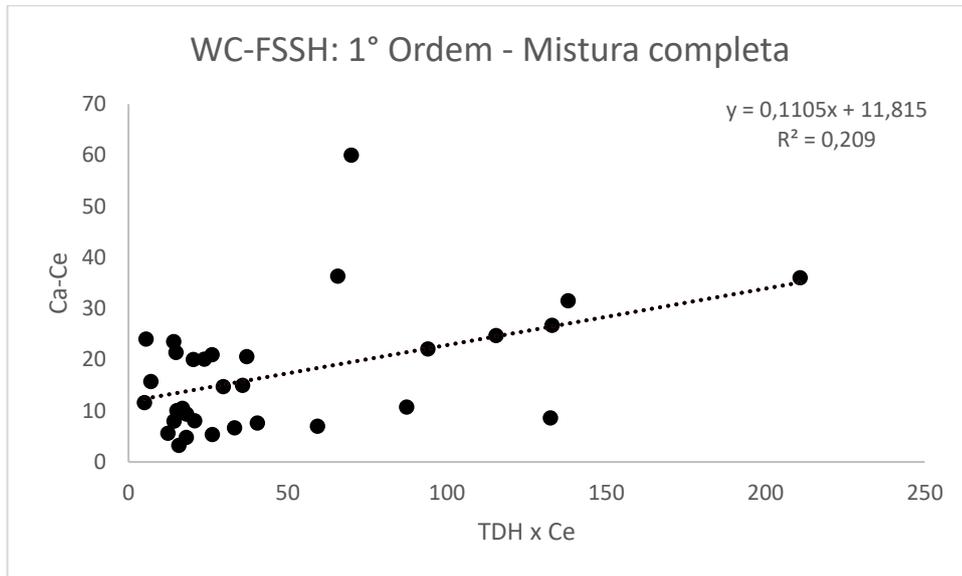


Figura E1: Modelagem 1º Ordem – CSTR da WC-FSSH
Fonte: Autor (2022).

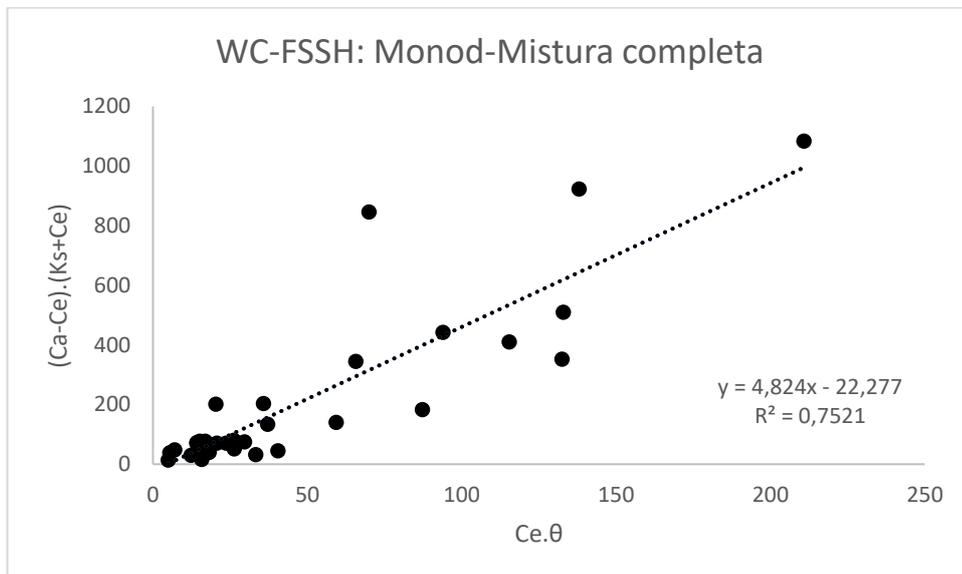


Figura E2: Modelagem Monod – CSTR da WC-FSSH
Fonte: Autor (2022).

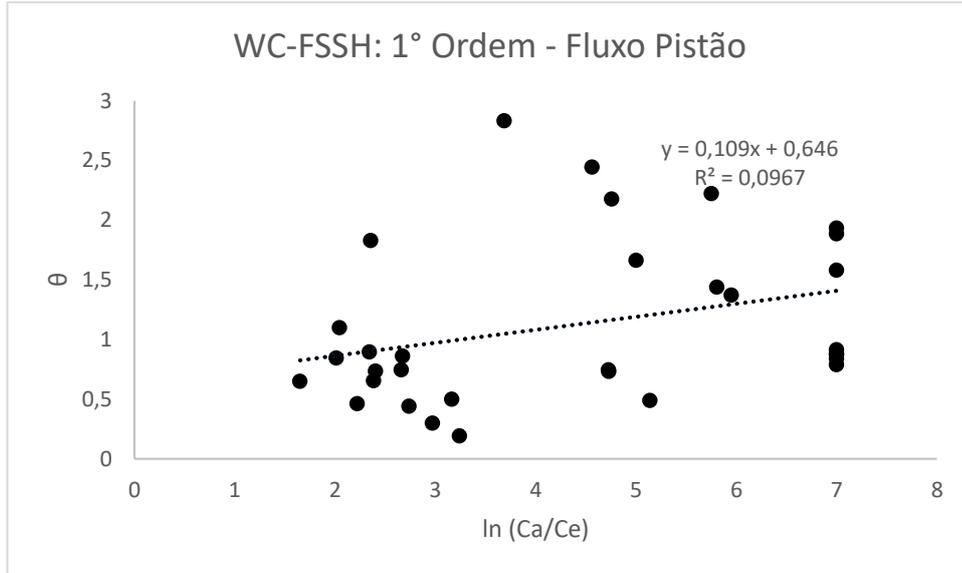


Figura E3: Modelagem 1° Ordem – PFR da WC-FSSH
Fonte: Autor (2022).

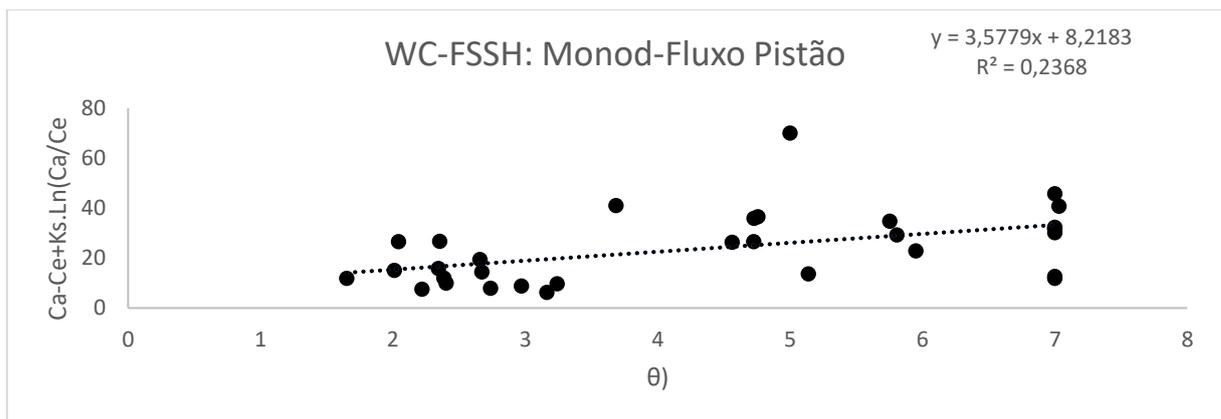


Figura E4: Modelagem Monod – PFR da WC-FSSH
Fonte: Autor (2022).

APÊNDICE F – Modelagem cinética-hidrodinâmica da Lagoa de estabilização

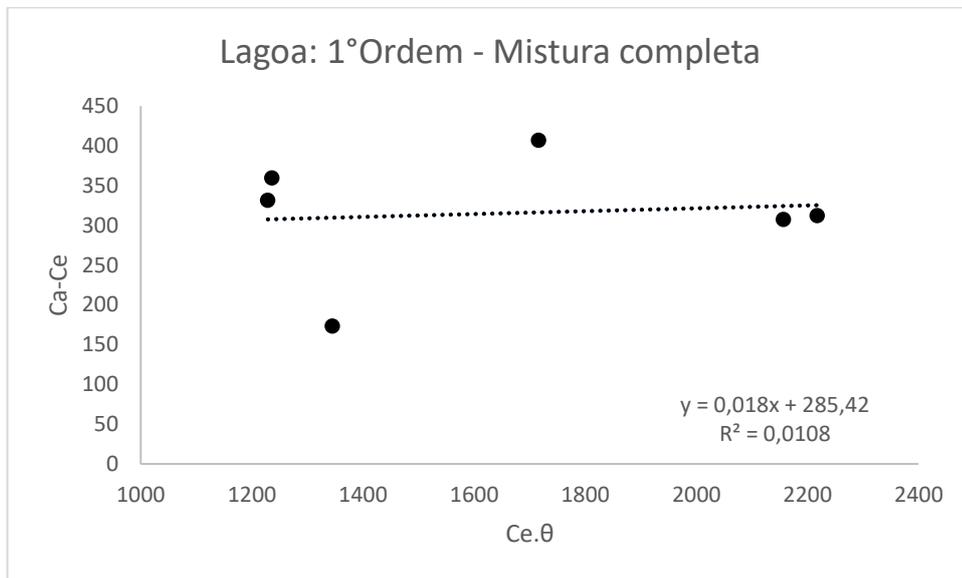


Figura F1: Modelagem 1° Ordem – CSTR das lagoas de estabilização
Fonte: Autor (2022).

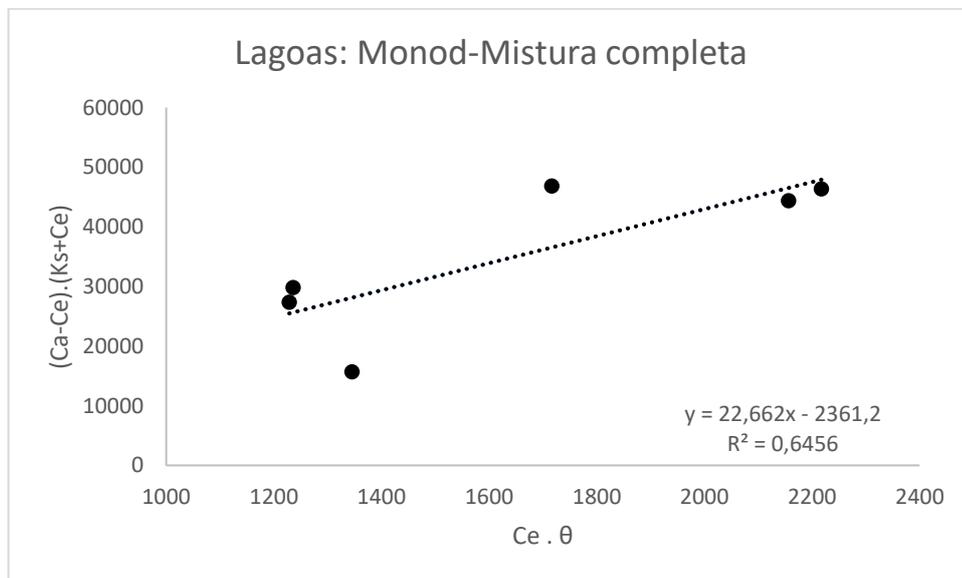


Figura F2: Modelagem Monod – CSTR das lagoas de estabilização
Fonte: Autor (2022).