

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

LUCAS VALÊNCIO DA SILVA

TRATAMENTO DE EFLUENTES DE SUINOCULTURA POR WETLANDS
CONSTRUÍDOS DE FLUXO ASCENDENTE

PALOTINA (PR)

2021

LUCAS VALÊNCIO DA SILVA

TRATAMENTO DE EFLUENTES DE SUINOCULTURA POR WETLANDS
CONSTRUÍDOS DE FLUXO ASCENDENTE

Dissertação apresentada ao curso de Pós-Graduação em
Engenharia e Tecnologia Ambiental, Setor Palotina,
Universidade Federal do Paraná.

Orientadora: Prof. Dra. Lilian Dena dos Santos

PALOTINA (PR)

2022

Universidade Federal do Paraná. Sistemas de Bibliotecas.
Biblioteca UFPR Palotina.

S237 Silva, Lucas Valêncio da
Tratamento de efluentes de suinocultura por Wetlands construídos
de fluxo ascendente. – Palotina, PR, 2021.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná,
Setor Palotina, PR, Programa de Pós-Graduação em Engenharia
e Tecnologia Ambiental.

Orientadora: Prof. Dra. Lilian Dena dos Santos.

1. Nitrogênio. 2. Plantas. 3. Sistemas. 4. Suinocultura.
I. Santos, Lilian Dena dos. II. Universidade Federal do Paraná.
III. Título.

CDU 636.4

Bibliotecária: Aparecida Pereira dos Santos – CRB 9/1653



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR PALOTINA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO ENGENHARIA
E TECNOLOGIA AMBIENTAL - 40001016173P5

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação ENGENHARIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da Dissertação de Mestrado de **LUCAS VALÊNCIO DA SILVA** intitulada: **TRATAMENTO DE EFLUENTES DE SUINOCULTURA POR WETLANDS CONSTRUÍDOS DE FLUXO ASCENDENTE**, sob orientação da Profa. Dra. LILIAN DENA DOS SANTOS, que após terem inquirido o aluno e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua **APROVAÇÃO** no rito de defesa. A outorga do título de mestre está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

Palotina, 12 de Setembro de 2022.

Assinatura Eletrônica

13/09/2022 16:20:14.0

LILIAN DENA DOS SANTOS

Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica

13/09/2022 17:36:40.0

DILCEMARA CRISTINA ZENATTI

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica

13/09/2022 16:20:19.0

ELIANE HERMES

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

RUA PIONEIRO, 2153 - Palotina - Paraná - Brasil
CEP 85950-000 - Tel: (44) 3211-8500 - E-mail: ppgeta@ufpr.br

Documento assinado eletronicamente de acordo com o disposto na legislação federal Decreto 8539 de 08 de outubro de 2015.
Gerado e autenticado pelo SIGA-UFPR, com a seguinte identificação única: 222012
Para autenticar este documento/assinatura, acesse <https://www.prppg.ufpr.br/siga/visitante/autenticacaoassinaturas.jsp>
e insira o código 222012

Foi pensando em contribuir para um mundo sustentável que executei esse projeto, assim dedico esse trabalho a todos a quem essa pesquisa possa ajudar de alguma forma.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por me dar saúde e possibilidades de conseguir seguir em frente, agradeço a minha esposa Jaqueline por me apoiar em todas as decisões de minha vida, agradeço também a Junio Alcantara, Pamela Valêncio e Terezinha Valêncio pela contribuição na execução do projeto.

RESUMO

Wetlands são sistemas de fácil implantação, e usados para tratamentos de diversos tipos de águas residuais, inclusive efluentes de suinocultura. Estes sistemas possuem meio filtrante e plantas em sua composição, são semelhantes a pântanos naturais, porém com uso de forma controlada, e são capazes de remover a carga orgânica, fósforo, sólidos, metais pesados, amônia, nitrito, nitrato, e nitrogênio do efluente, utilizando-se de processos físicos, químicos e biológicos. Este estudo teve como objetivo avaliar o desempenho de um sistema Wetland de fluxo vertical ascendente, na remoção dos contaminantes e poluentes, de efluente suíno. Para isso se avaliou parâmetros de demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_3\text{-N}$), sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF), sólidos totais voláteis (STV), e potencial hidrogeniônico (pH). Foram implantados em escala piloto, na cidade de Palotina-PR, dois sistemas de Wetlands Construídos de fluxo vertical ascendente para tratamento de águas residuais de suinocultura, sendo que em um dos sistemas não houve utilização de plantas (controle) e no outro, foram plantadas as espécies coqueiro anão (*Cocos nucifera*) e sorgo gigante boliviano (*Sorghum bicolor*). O meio de suporte de plantas utilizado foi resíduo da construção civil, como areia e pedra de construção, e solo regional. Os parâmetros operacionais como tipo de substrato, tempo de retenção hidráulica e fluxo do efluente, foram responsáveis por oferecer um meio adequado para atuação das plantas na despoluição do efluente. O sistema com plantas removeu mais de 99% da (DQO), porém os sistemas não se diferenciaram na remoção de sólidos, com valores de remoção de (ST) 29,31%, (STV) 54,29%, e (STF) 4,09%, e ST 29,67%, STV 52,38%, e STF 6,71%, para o sistema controle e o sistema plantado, respectivamente. O coqueiro do sistema Wetland obteve bom desenvolvimento, Os resultados das análises bromatológicas, mostraram que o coqueiro anão plantado no Wetland, se desenvolveu melhor que o coqueiro controle, onde os resultados de fibra em detergente neutro (FDN), e fibra em detergente ácido (FDA), ficaram 56,28% e 32,53, e entretanto mais estudos são necessários com novas plantas, pois o uso do sorgo não é viável por não ter desenvolvido.

Palavras chaves: Sistemas. Plantado. Plantas. Suinocultura. Efluente. Ascendente. Nitrogênio.

ABSTRACT

Wetlands are systems that are easy to implement and are used to treat different types of wastewater, including swine effluents. These systems have a filter medium and plants in their composition, are similar to natural swamps, but with controlled use, and are capable of removing organic load, phosphorus, solids, heavy metals, ammonia, nitrite, nitrate, and nitrogen from the effluent, using physical, chemical and biological processes. This study aimed to evaluate the performance of a Wetland system with ascending vertical flow, in the removal of contaminants and pollutants from swine effluent. For this, parameters of chemical oxygen demand (COD), total Kjeldahl nitrogen (NTK), ammoniacal nitrogen (NH₃-N), total solids (ST), total fixed solids (STF), total volatile solids (STV), and hydrogen potential (pH). Two Constructed Wetlands systems with ascending vertical flow were implemented on a pilot scale, in the city of Palotina-PR, for the treatment of wastewater from swine farming, and in one of the systems there was no use of plants (control) and in the other, plants were planted. dwarf coconut species (*Cocos nucifera*) and Bolivian giant sorghum (*Sorghum bicolor*). The plant support medium used was civil construction waste, such as construction sand and stone, and regional soil. The operational parameters such as substrate type, hydraulic retention time and effluent flow were responsible for offering an adequate means for the plants to act in effluent depollution. The system with plants removed more than 99% of (COD), but the systems did not differ in solids removal, with removal values of (ST) 29.31%, (STV) 54.29%, and (STF) 4.09%, and ST 29.67%, STV 52.38%, and STF 6.71%, for the control system and the planted system, respectively. Coke from the Wetland system had good development. The results of bromatological analyzes showed that the dwarf coconut tree planted in the Wetland developed better than the control coconut tree, where the results of neutral detergent fiber (NDF) and acid detergent fiber (FDA), were 56.28% and 32.53, and however more studies are needed with new plants, as the use of sorghum is not viable because it has not been developed.

Keywords: Systems. Planted. Plants. Swine farming. Effluent. Ascendant. Nitrogen.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Fluxo Superficial.....	22
Figura 2 - Wetland Horizontal.....	23
Figura 3 - Wetland Vertical Descendente.....	24
Figura 4 - Wetland Vertical Ascendente.....	24
Figura 5 - Projeto Primeiro Período.....	35
Figura 6 - Sistema Segundo Período.....	38
Figura 7 - Fluxograma de Coletas.....	41

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1 - Metodologia de Análises.....	39
QUADRO 2 - Comparação Características e Resultados de Estudos Anteriores e Estudo Atual	51

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Resultados de Análise Primeiro Período.....	42
Tabela 2 - Caracterização do efluente de entrada e saída.....	43
Tabela 3 - Independent Samples T-Test.....	44
Tabela 4 - Análise DQO Segundo Período.....	45
Tabela 5 - Potencial Hidrogeniônico.....	45
Tabela 6 - Temperatura Ambiente e Precipitação.....	46
Tabela 7 - Temperatura Dos Wetlands.....	47
Tabela 8 - Análise Segundo Período de Operação – Remoção de Contaminantes.....	48
Tabela 9 - Remoção de Sólidos.....	49
Tabela 10 - Composição Química Porcentagem de Matéria Seca.....	52
Tabela 11 - Comparação Estatística entre Coqueiro Anão Controle e Coqueiro Anão Wetland	53

LISTA DE ABREVIATURAS

°C	-Celsius
CH4	- Nome por extenso
CO2	- Dióxido de Carbono
CT	- Coliformes Totais
DBO	- Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	- Demanda Química de Oxigênio
ES	- Efluente Suíno
FH	- Fluxo Horizontal
FS	- Fluxo Superficial
FT	- Fosforo Total
FV	- Fluxo Vertical
N	- Nitrogênio
NH ₃	- Amônia
NH ₄ ⁺	- Amônio
NO ₂	- Dióxido de Nitrogênio
NO ₃ ⁻	- Nitrato
NT	- Nitrogênio Total
NTK	- Nitrogênio Total Kjeldahl
NH ₃ -N	- Nitrogênio Amoniacal
OD	- Oxigênio Dissolvido
pH	- Nome por extenso
PVC	- Policloreto de Vinila
SS	- Sólidos Suspensos
SST	- Sólidos Suspensos Totais
SV	-Sólidos Voláteis
TRH	- Tempo de Retenção Hidráulica
WC's	- Wetlands Construídos
WCFH	- Wetlands Construído de Fluxo Horizontal

WCFV - Wetlands Construído de Fluxo Vertical

WP – Wetland Plantado

WNP – Wetlands Não Plantado

T1 – Tanque um

T2 – Tanque dois

T3 – Tanque 3

UFC – Unidade Formadora de Colônia

mg/L – Miligramas por Litro

ASE Amostra seca em estufa

ASA Amostra seca em pre secagem

MS Matéria Seca

PB Proteína Bruta

EE Extrato Etéreo

FDN Fibra em Detergente Neutro

FDA Fibra em Detergente Ácido

MM Matéria Mineral

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	16
1.1 JUSTIFICATIVA.....	17
1.2 OBJETIVOS.....	17
1.2.1 Objetivo geral.....	17
1.2.2 Objetivos específicos.....	18
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	19
2.1 DEJETOS DE SUÍNOS.....	19
2.2 WETLANDS CONSTRUÍDOS.....	19
2.2.1 Sistemas de Fluxo Superficial.....	20
2.2.2 Sistema de Fluxo Subsuperficial Horizontal.....	21
2.2.3 Sistemas de Fluxo Subsuperficial Vertical.....	22
2.2.4 Sistemas Híbridos.....	24
2.3 IMPORTÂNCIA DAS PLANTAS NOS WETLANDS.....	24
2.3.1 Monocotiledôneas.....	25
2.4 REMOÇÃO DE NITROGÊNIO NAS WETLANDS.....	26
2.5 REMOÇÃO DA CARGA ORGÂNICA.....	28
2.6 FATORES QUE INFLUENCIAM NO SISTEMA WETLAND.....	28
2.6.1 Meio de Suporte.....	28
2.6.2 Influência do pH e Temperatura.....	29
2.6.3 Tempo de Retenção Hidráulica.....	30
2.6.4 Microrganismos.....	30
2.6.5 Sólidos Totais.....	31
2.7 WETLANDS UTILIZADOS PARA TRATAMENTO DE EFLUENTE DE SUINOCULTURA.....	32
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	34
3.1 CARACTERÍSTICAS DO LOCAL DO EXPERIMENTO.....	34
3.1.1 Primeira fase do experimento.....	34
3.1.2 Características do sistema experimental.....	35
3.1.3 Segunda fase do experimento.....	35
3.1.4 Características do sistema segundo período:.....	36
3.2 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE.....	38
3.2.1 Composição química das plantas.....	39

3.2.2 Fluxograma e cronograma de coletas.....	39
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	41
4.1.1 Calculo estatístico.....	42
4.1.2 Demanda Química de Oxigênio.....	43
4.1.3 pH.....	44
4.1.4 Temperatura.....	45
4.1.5 Nitrogênio.....	46
4.1.6 Sólidos.....	48
4.1.7 Tempo de Retenção Hidráulica.....	48
4.1.8 Análises Bromatológicas.....	51
4.1.9 Analise Estatística.....	52
5 CONCLUSÃO.....	53
REFERENCIAS.....	54

1 INTRODUÇÃO

Um dos grandes problemas ambientais atuais que diz respeito à preservação dos recursos hídricos, e umas das causas das contaminações é a disposição inadequada de efluentes no meio ambiente. A suinocultura é apontada pelos órgãos de fiscalização ambiental, como uma atividade de grande potencial poluidor, frente ao grande número de contaminantes encontrados em seus efluentes. (Assis e Muratori, 2007). Os dejetos de suínos, são aproximadamente cem vezes mais poluentes que os efluentes domésticos, pois apresentam maiores concentrações de carga orgânica, e contaminantes, e frequentemente, são dispostos a céu aberto em pequenas propriedades, tornando um local de proliferação de vetores e degradação do ambiente.

A capacidade poluente dos dejetos suínos, é muito superior a outras espécies, em termos de comparação um suíno, equivale 3,5 pessoas. Cada animal produz em média 0,0045 m³/dia de dejetos (Rocha et al. 2021) Dentre os impactos gerados da suinocultura estão a eutrofização dos rios, alteração da biodiversidade, contaminação por microrganismos patogênicos, além de poder gerar poluição por infiltração de nitrogênio no solo e escoamento superficial de fósforo, quando os dejetos forem mal manejados, (Oliveira e Nunes, 2005, Ito et al. 2016). Desta forma faz-se necessário tecnologias capazes de tratar adequadamente esses efluentes, para que eles possam ser lançados no ambiente causando menor impacto.(Scherer, et al. 2010).

Uma tecnologia de tratamento que pode ser aplicada vários tipos de efluentes, é o sistema de Wetlands Construídos (WC's) que são utilizados em um processo natural envolvendo vegetação, material filtrante e microrganismos, (Vymazal, 2005). Esses sistemas imitam, de forma controlada e monitorada, os processos que ocorrem em áreas alagadas naturais (Stottmeister, et al. 2003). Segundo Lemes et al. (2008) esse sistema de zona de raízes é uma alternativa tecnológica de baixo custo de implantação, operação e manutenção, quando comparada a outras tecnologias de tratamento convencional. Para Vymazal (2019), os Wetlands Construídos quando bem projetados e operados de forma adequada, conseguem manter estabilidade em seu desempenho, sendo capazes de operar por 20 anos ou mais.

As plantas utilizadas no sistema foram (*cocos nucifera*), e (*sorghum bicolor*). Acreditasse que a sua origem seja do sudeste Asiático, a espécie é dividida em duas, o gigante e o anão, e esse por sua vez possui três subvariedades, o verde, o amarelo, e o vermelho, dentre os tipos mais comuns está o coqueiro anão verde do Brasil. Fatores climáticos que influenciam o

desenvolvimento são, temperatura, pluviosidade, intensidade luminosa, e umidade atmosférica. (Alves et al. 1995, Chan & Elevitc, 2006).

A cultura do sorgo iniciou-se no nordeste da África, o sorgo gigante boliviano vem ganhando destaque no Brasil, pois possui características favoráveis para a produção, pois pode ser utilizado em várias ocasiões, tais como, corte verde, produção de silagens, pastagem e ração para animais. (Silva et al. 2021)

1.1 JUSTIFICATIVA

Os efluentes líquidos gerados na suinocultura, também definidos como dejetos, apresentam além de grandes concentrações de material carbonáceo (expresso indiretamente pela Demanda Química de Oxigênio – DQO, Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO e Sólidos Suspensos Totais), altos teores de nitrogênio e fósforo em todas as suas formas (orgânicas e inorgânicas particuladas e dissolvidas). Estes dejetos quando lançados ao ambiente de forma desordenada e sem tratamento, leva a degradação e poluição do meio ambiente.

Portanto, esse trabalho se justifica com a necessidade de incorporações de técnicas que possam ser associadas aos métodos consolidados e que realizem a maximização de processos de transformação e remoção dos nutrientes, sendo por meio de processos físico-químicos ou biológicos.

Trazendo para realidade dos produtores rurais uma forma viável e eficiente para o tratamento e destinação final dos efluentes de suinocultura, diminuindo o impacto ambiental que ocorre tanto por descarte incorreto dos dejetos quanto por proliferação de vetores devido ao mau cheiro, e com uma melhora, toda a comunidade será impactada positivamente.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo geral

Avaliar um sistema Wetland de fluxo vertical ascendente, no tratamento de efluente suíno.

1.2.2 Objetivos específicos

- Implantar tratamento de zona de raízes, avaliar o efluente, após o tratamento de zona de raízes, para verificar o desempenho de plantas não convencionais
- Avaliar o desempenho através de parâmetros físico-químicos; demonstrando as eficiências na remoção de matéria orgânica e termos de DQO, Nitrogênio total, Nitrogênio amoniacal, Sólidos Voláteis, Sólidos Fixos, Sólidos totais e pH do sistema implantado

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 DEJETOS DE SUÍNOS

O Brasil é um dos maiores produtores de proteína animal do mundo, mas em consequência disso, acaba por gerar grande quantidade de resíduos, esses por sua vez, podem causar impactos ao ambiente, porém tendo um tratamento e uma destinação correta, com técnicas adequadas, podem se tornar excelentes fertilizantes (Barros et al, 2019).

Para fazer a aplicação de fertilizantes de origem suinícola, é preciso antes, realizar um estudo do solo, ao qual será feito esse uso, pois uma aplicação única pode fazer com que alguns nutrientes fiquem em excesso (Seganfredo, 2001), pois com o uso inadequado, poderá causar contaminação de corpos hídricos (Konzen, 2015).

Existem muitas tecnologias para mitigar os impactos causados por efluente de suínos, onde comumente as mais utilizadas são, sistemas de esterqueiras, e biodigestores, entretanto, uma não convencional, mas com grande eficiência é os Wetlands Construídas.

2.2 WETLANDS CONSTRUÍDOS

Os sistemas de tratamento de efluentes, por wetlands, vêm sendo estudados desde a década de 50, na Alemanha no Instituto Max Planck, a partir de então começou a ser implantado em vários países da Europa, América e Ásia, no Brasil esta tecnologia ainda não é muito utilizada. As wetlands são sistemas projetados, para reproduzirem as condições de pântanos naturais, onde possuem plantas macrófitas, substratos como meio filtrante, e microrganismos, que juntos são responsáveis, pelas reações químicas, físicas e biológicas, que ocorrem, nos sistemas. O bom

desempenho das Wetlands depende de fatores como, fluxo, material de suporte, plantas, tempo de retenção hidráulica e do tipo de água residual a ser tratado (Vymazal, 2007).

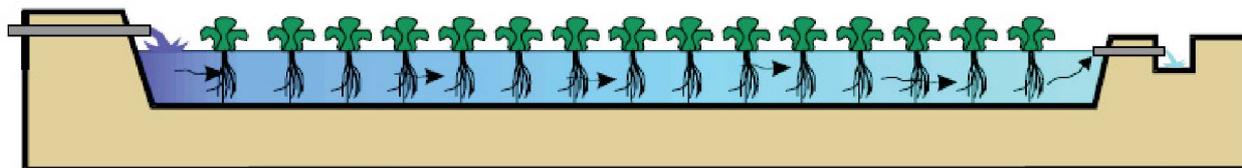
Os Wetlands são capazes de tratar diversos tipos de efluentes, dentre eles, águas pluviais, águas residuais municipais, efluentes industriais, lixiviado de aterros, e efluentes residuais agrícolas, como provenientes de criação de peixes e suínos (Vymazal, 2009). Esses sistemas são capazes de obter um melhor desempenho, quando há um tratamento anterior, como por exemplo, um tanque séptico, lagoa de estabilização, ou um decantador, assim o wetland se torna um trata um filtro, ao qual é capaz de entregar um efluente de melhor qualidade. (Zinato & Guimarães, 2017).

Algumas das vantagens dos Wetlands Construídos são, custo-benefício, fácil manutenção, tratamento eficaz de efluentes, habitat para vida selvagem e sem propagação de vetores. Dentre as desvantagens dependendo do modelo adotado está na demanda de uma grande área para implantação e de acordo com o tipo de efluente a ser tratado há a necessidade de um pré-tratamento (Saeed e Sun, 2012).

2.2.1 Sistemas de Fluxo Superficial

Nesse modelo, Figura 1, a lâmina d'água fica acima da superfície do solo e as plantas podem estar enraizadas na terra ou flutuando, como a água entra em contato direto com o ar, o ambiente tende a ser aeróbio mais perto da superfície da lâmina d'água. Os mecanismos de remoção dos poluentes estão principalmente relacionados com os microrganismos que compõem o biofilme que se forma junto as plantas. Esse modelo consegue apresentar melhor desempenho quando há uso de um pré-tratamento, utilizando esse tipo de Wetlands como um tratamento final, como um tratamento terciário, a fim de remover poluentes específicos, que não foram removidos por processos mais comuns, melhorando a remoção de nutrientes os incorporando a biomassa, ou integrando o sistema secundário e terciário auxiliando também na redução de Demanda Química de Oxigênio (DQO), e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) (Vymazal, 2007, Moshiri, 2020).

Figura 1 Fluxo Superficial



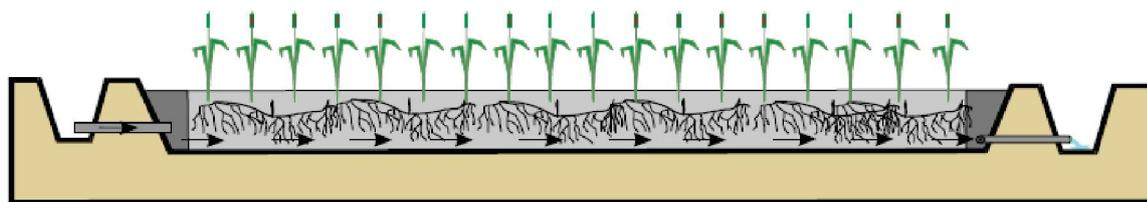
Fonte: Salati, 2009.

Gargallo et al, (2017), avaliaram sistemas de fluxo superficial, tratando águas hipertróficas do Lago L'Albufera, em Valência, Espanha, foram utilizadas Taboas (*Thipa spp*). Os sistemas foram monitorados em um período de três anos, onde os mecanismos de remoção de Nitrogênio foram, nitrificação por seres autotróficos, e a desnitrificação por seres heterotróficos. Um experimento realizado por Li, et al, (2019) em Hunan, China, mostraram que Wetlands de superfície livre, foram capazes de remover 70% do nitrogênio total.

2.2.2 Sistema de Fluxo Subsuperficial Horizontal

Esse sistema não possui lâmina d'água aparente, a água entra por uma extremidade em um ponto mais alto e sai pelo outro lado em um ponto mais baixo, o leito é composto por um meio filtrante, tendo como exemplo a brita, cascalho, casca de coco, argila expandida, resíduos de construção civil, areia e solo, e cultivados com macrófitas emergentes. Os agentes envolvidos na remoção dos poluentes são, microrganismos, plantas e substrato, onde os microrganismos formam um biofilme por toda a superfície do meio de suporte e interagem em simbiose com as plantas. Os Wetlands Construídos (WC's) horizontais, modelo na Figura 2, apresentam bom desempenho para remoção de sólidos suspensos, matéria orgânica, e ambiente favorável para a desnitrificação, mas apresentam baixa oxidação de amônio (Vymazal, 2007, Moshiri, 2020).

Figura 2 - Wetland Horizontal



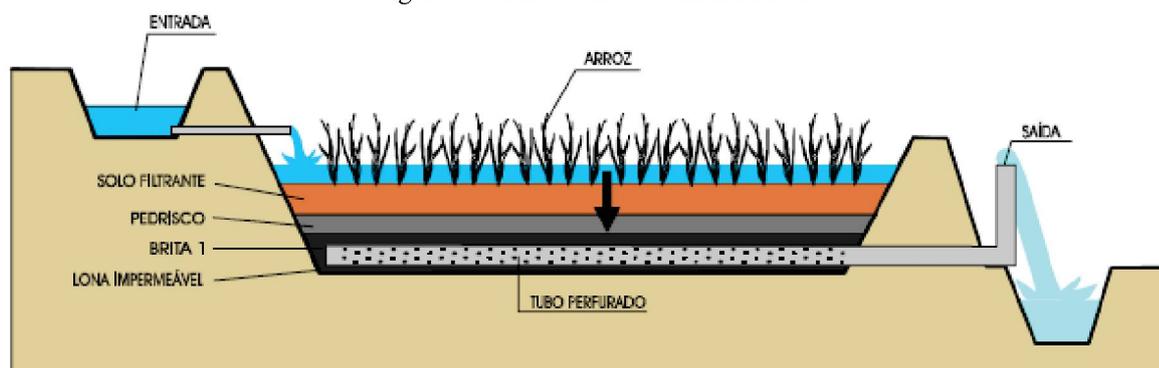
Fonte: Salati, 2009.

Costa et al, (2019), realizaram um estudo em um Wetland Construído de Fluxo Horizontal (WCFH), durante quatro anos, tratando águas residuais pós reator UASB. O WCFH apresentou resultados satisfatórios, quanto a remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos, porém a remoção de N teve resultados menores (Costa et al, 2018). Um estudo realizado na Estônia, foram avaliados Wetlands Horizontais, esses receberam águas residuais pré-tratadas, os sistemas foram preenchidos com argila expandida e Biochar (biocarvão), e plantados com *Typha latifolia*. A combinação dos dois substratos e plantas, removeram de maneira mais eficiente nitrogênio e fósforo total (Kasak, Kuno et al, 2018).

2.2.3 Sistemas de Fluxo Subsuperficial Vertical

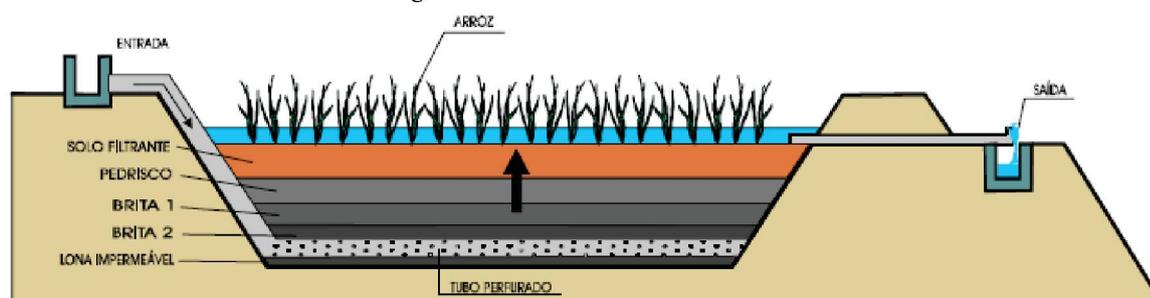
Esse tipo de sistema também possui um leito preenchido por um meio filtrante e plantado com plantas emergentes. O efluente pode ser distribuído pela superfície e coletado ao fundo, caracterizando como fluxo descendente, Figura 3, ou abastecido pelo fundo e coletado pela parte superior, evidenciando o fluxo ascendente, Figura 4.

Figura 3 - Wetland Vertical Descendente



Fonte: Salati, 2009.

Figura 4 - Wetland Vertical Ascendente



Fonte: Salati, 2009.

Esses sistemas possuem uma melhor remoção de carga orgânica e sólidos suspensos, quando comparados com sistemas de fluxo horizontal, e também apresentam boa nitrificação, porém não são sistemas favoráveis no processo de desnitrificação e remoção de nitrato (Vymazal, 2007, Moshiri, 2020).

Duas unidades experimentais foram implantadas, como tratamento de águas residuais municipais, na cidade de Santa Isabel, Equador, os Wetlands Vertical foram plantados com *Pragmites Australis* e *Cyperus Papyrus*. Os dois sistemas apresentaram resultados significativos para remoção de coliformes totais e fecais, no entanto não foram capazes de remover nitratos (García-Ávila, Fernando et al, 2019).

Weerakoon et al. (2020) estudaram três modelos de Wetland Construído de Fluxo Vertical (WCFV), com taxas de cargas hidráulicas variadas, de 5, 10, 20 e 40 cm/dia, e ficou evidenciado que todos os modelos apresentam bom desempenho na remoção de DBO e NH_4^+ , sendo a taxa de carga hidráulica de 20 cm/dia, a mais indicada.

2.2.4 Sistemas Híbridos

Este sistema pode ser composto pela junção dos modelos citados anteriormente, a fim de maximizar o tratamento de efluentes, já que a união sequencial dos sistemas fornece diferentes tipos de ambientes para o desenvolvimento dos diversos tipos de microrganismos, assim possibilitando ocorrer diferentes reações químicas, físicas e biológicas (Vymazal, 2007). Segundo Bang et al, (2019), dentro de um sistema híbrido composto por FV-FH, os sistemas de fluxos verticais removem melhor a carga orgânica biodegradável, e os sistemas horizontais, conseguem remover mais a matéria orgânica, não biodegradável. Os sistemas de fluxo horizontal fornecem boa desnitrificação e o fluxo vertical removem o NH_3 , os sistemas híbridos são capazes de oferecer uma maior capacidade de remoção de nitrogênio (Vymazal & Kröpfelová, 2011, Wang et al, 2017).

Uma comparação em larga escala de duas Wetlands Híbridas construídas tratando águas residuais domésticas no Paquistão foram acompanhadas por um ano e apresentaram eficiência na remoção de contaminantes como DQO, DBO, NH_4^+ , SST, Nitratos e sulfetos (Ali et al, 2018). No tratamento de água de residuais de suínos, foi avaliado um sistema híbrido de dois estágios, que também apresentou eficiência na remoção de SST, DQO, nitrogênio e fósforo (Ren et.al, 2021)

Um estudo feito na Polônia realizado por Jucherski et al. (2017), demonstrou que num período de 10 anos um sistema híbrido foi eficaz no tratamento de águas residuais de uma fazenda, em relação a DQO, DBO, SST, NT, e FT. Em um período de dois anos, foi avaliado o desempenho de um Wetland Híbrido, com mármore, areia, pedra de cal e cascalho como meio de suporte, mostrou que o efeito da recirculação favorece a remoção de nitrogênio total, quando utilizado para tratar águas residuais domésticas (Ayaz et.al, 2012). Para Nguyen et al. (2018) um Wetland híbrido composto por um sistema vertical e um horizontal favorece a nitrificação e a desnitrificação.

2.3 IMPORTÂNCIA DAS PLANTAS NOS WETLANDS

As plantas possuem papel fundamental nas Wetlands Construídas, no qual a parte mais ativas, em termos de remoção de contaminantes, que se espera das plantas é a zona da raiz, a absorção pelas plantas melhora o desempenho da remoção de nitrogênio, pois convertem formas inorgânica de nitrogênio na forma orgânica, e também fornecem oxigênio para o crescimento de microrganismos, fornecem carbono que é fixado pela fotossíntese, otimizando o processo de desnitrificação. Outro processo realizado pelas plantas é a evapotranspiração, que de acordo com o clima, pode influenciar de forma positiva o tratamento do efluente. Wetlands plantados removem maior carga de nitrogênio e carga orgânica, em comparação com sistemas não plantados (Drizo et al,2000, Stottmeister et al,2003, Huett et al,2005, Maltais-Landry et al. 2009, Cui et al. 2010, Zhao et al. 2011, Dan et al. 2011, Vymazal, 2007).

Além, dos benefícios citados acima, sobre a utilização das plantas nos tratamentos dos efluentes, ocorre a diminuição do odor, minimiza a proliferação de insetos, e retirada de microrganismos patogênicos, permitindo então a liberação do efluente, com menor contaminação ao corpo receptor (Dias, et al. 2016). Embora dos importantes desempenhos, os sistemas Wetlands envolvendo macrófitas, necessitam de um cuidadoso manejo e monitoramento, no que se refere à frequência da remoção das plantas que estão no estado de envelhecimento, pois os nutrientes absorvidos podem retornar para a água (Maroneze, et al. 2014).

2.3.1 Monocotiledôneas

As monocotiledôneas possuem apenas um cotilédone no interior de suas sementes, exemplo dessa espécie são, coqueiros, milho, arroz, trigo e grama. Essas plantas possuem uma diversidade de tamanho e forma, o que ajuda na identificação delas. Algumas monocotiledôneas podem ter o cotilédone como órgão de reserva, porém para a maioria das espécies, os nutrientes são armazenados no endosperma, e essas reservas serão responsáveis por nutrir o embrião na fase de desenvolvimento (Raven, et al.1996, Rodrigues, et al. 2010).

As folhas são uninérvea em sua grande maioria, e possuem tecidos condutores, xilema e floema, as folhas são parte do caule, que se desenvolvem de forma diferenciada, estas por sua vez,

são os principais órgãos responsáveis pela fotossíntese, e é onde ocorre a maior perda de água. O sistema radicular, é do tipo fasciculado, onde se originam da base do caule, e não possuem raiz pivotante, raízes aéreas podem se desenvolver em plantas, cujo as quais estão imersas em áreas de brejo, essas raízes são adventícias, que crescem acima do solo, a fim de arejar a planta, já que elas precisam de oxigênio para respirar, um exemplo são as palmeiras e o milho. O caule das monocotiledôneas tem seus feixes vasculares dispersos, o crescimento em espessura, cessa com a maturação dos tecidos primários, prevalecendo o crescimento secundário. O caule tem como funções, suporte e condução, substâncias são conduzidas das folhas para as demais regiões, pelo floema, e das raízes para as folhas, pelo xilema (Rodrigues, et al, 2010, Raven, et al,1996).

As plantas são capazes de utilizar materiais brutos do ambiente, em seus processos bioquímicos, transformando nutrientes inorgânicos, em vitaminas e aminoácidos. Os nutrientes inorgânicos são essenciais para o crescimento das plantas, pois servem como fonte de energia, componentes para as paredes celulares, e estão envolvidos no balanço osmótico, e ativador de algumas enzimas. A maior parte da água absorvida pela planta, é eliminada no ar, em forma de vapor, isso ocorre pois a planta precisa absorver CO_2 para realizar a fotossíntese, porém a membrana celular é impermeável ao dióxido de carbono, por isso para que a planta seja capaz de absorver o CO_2 , é necessário uma superfície úmida. Para isso a água da planta precisa sempre estar em contato com o ar, assim a planta perde água por evapotranspiração (Raven, et al.1996, Rodrigues, et al. 2010).

2.4 REMOÇÃO DE NITROGÊNIO NAS WETLANDS

O nitrogênio pode causar a eutrofização dos rios causando impacto direto nos organismos aquáticos, com isso se dá a importância na eliminação desse elemento químico dos efluentes antes do descarte em corpos hídricos ou uso como fertilizante no solo (Saeed e Sun, 2012). Este elemento pode se apresentar na forma orgânica e inorgânica, e os meios de remoção do N são, nitrificação, absorção pelas plantas, desnitrificação, amonificação, adsorção e volatilização da amônia.

Através de um processo bioquímico, o nitrogênio é convertido em amônia, pela ação de microrganismos, que dependem muito da temperatura e pH, onde a faixa de valores ideais varia de 40-60 ° e 6,5-8,5 pH, e ocorrem melhor em condições aeróbias (Vymazal, 2007), em sistemas verticais, as plantas ajudam na amonificação, pois elas fornecem oxigênio para que as bactérias possam realizar esse processo. A nitrificação nas WC's ocorre em duas etapas, onde a primeira conversão se dá por meio das bactérias nitrossômonas, nitrosospira e nitrosococcus, que convertem NH_4^+ em NO_2 , e a segunda etapa se dá por meio das bactérias Nitrospira e Nitrobacter, que o transformam em NO_3^- (Wang et al, 2021). A temperatura ideal para a nitrificação está entre 25 °C e 40 °C, esse processo também pode ocorrer por seres heterotróficos, como exemplo das algas e fungos (Vymazal, 2007), enquanto a desnitrificação produz nitrogênio, óxido nitroso, óxidos nítricos, que tem como produtores os *Bacillus*, *Enterobacter*, *Micrococcus*, *Pseudomonas* e *Spirillum* (Kadlec e Knight, 1996), e essas formas de nitrogênio são utilizados como aceptores de elétrons. Para Wang (2021), as temperaturas entre 34-37 °C são ideais para que a desnitrificação se estabilize, e também depende de matéria orgânica para ocorrer, e fluxos verticais ascendentes favorecem na remoção de NO_3^- (Cao et al, 2021).

Os substratos fazem adsorção da amônia, por vias de reações catiônicas, e a remoção de NH_4^+ varia de acordo a concentração no efluente (Vymazal, 2007), e segundo Zhu et al. (2011), o processo de adsorção é maior nas primeiras horas de funcionamento do sistema, isso ocorre devido à existência de mais espaços vagos no substrato, mas com o decorrer do tempo estabiliza-se, e a capacidade de adsorção depende do tipo de meio de suporte que é utilizado.

A volatilização da amônia é um processo físico, onde a amônia da superfície é removida da atmosfera, para Bai (2005) uma grande parte da remoção de nitrogênio é devido a volatilização da amônia, que ocorre melhor em pH superior a 8, em comparação com os outros meios de remoção de nitrogênio, a volatilização não é adequada por se tratar de um gás tóxico. Para Poach(2003) a volatilização da amônia, em tratamento de dejetos suínos, é menos preferível que a nitrificação, segundo o autor a volatilização pode ser diminuída com a nitrificação parcial do efluente.

Avaliando estudos anteriores notasse que, sistemas de Fluxo Horizontal (FH) tem dificuldade na remoção de amônia por falta de oxigenação, isso se torna uma limitação na remoção de nitrogênio, já os sistemas de Fluxo Vertical (FV) com alimentação intermitente, possibilita a aeração passiva, possibilitando a difusão do oxigênio e criando condições para a oxidação da amônia.

2.5 REMOÇÃO DA CARGA ORGÂNICA

A decomposição de material orgânico pode ocorrer de forma aeróbia e anaeróbia, dependendo do tipo da Wetland, a degradação da matéria orgânica é feita por bactérias heterotróficas aeróbia, e a capacidade metabólica para a decomposição, é influenciada diretamente pelas características da matéria orgânica, isto é, pelo grau de biodegradabilidade, e pela quantidade de oxigênio disponível (Ong et al, 2010, Saeed e Sun, 2012). Dependendo das configurações do sistema da WC, o oxigênio disponível pode ser bastante limitado, com isso a degradação da matéria orgânica ocorre de forma anaeróbia, porém segundo Carballeira (2017), esses processos são mais lentos comparados com processos aeróbios, e ocorrem estritamente, por meio de microrganismos capazes de degradar matéria orgânica através de fermentação, transformando-a primeiramente em ácidos e álcoois, e em seguida, um outro grupo de bactérias promovem metanogênese, produzindo CO₂ e CH₄ (Saeed e Sun, 2012, Wang et al, 2019). Segundo Wu et al, (2015), a aeração melhora o desempenho, de sistemas de fluxo vertical, pois a degradação aeróbia é um dos fatores principais, para a eliminação da matéria orgânica. Em um estudo em escala piloto, realizado por Carranza-Díaz, Otoniel et al (2014), wetlands plantados, apresentaram melhor performance, que wetlands não plantados, quando comparado a remoção de carga orgânica.

2.6 FATORES QUE INFLUENCIAM NO SISTEMA WETLAND

2.6.1 Meio de Suporte

Existem vários tipos de materiais que podem ser usados nas Wetlands como meio filtrante, como areia, pedra, argila expandida, bambu, resíduos de construção civil entre outros. Cada composição de material, porosidade, condutividade e pH, podem favorecer para que o meio crie condições ideais para remoção de contaminantes, e superfície para a criação de biofilmes, que estão envolvidos com os processos físicos e químicos na despoluição do efluente (Saeed, et al, 2018, Marcelino et al, 2020, Li et al, 2021). Os substratos fazem adsorção da amônia, por vias de reações

catiônicas, e a remoção de NH_4^+ varia de acordo a concentração no efluente (Vymazal, 2007). Segundo Zhu et al, (2011) o processo de adsorção é maior nas primeiras horas de funcionamento do sistema, pois há mais espaços vazios no substrato, mas com o decorrer do tempo estabiliza-se, sendo que a capacidade de adsorção depende do tipo de meio de suporte que é utilizado. Lu et al, (2016) comprovaram que vários tipos de substratos são eficazes na adsorção de DQO, NT, FT e turbidez de efluentes domésticos.

Zhang et al. (2020), relatam que resíduos de construção podem ser usados como meio de suporte em wetlands construídos, pois apresentam efeitos positivos, na remoção de contaminantes de efluentes. O uso de resíduos de concreto, apresentam melhor desempenho, quando comparados com cascalho, chegando a ser até 4,5 vezes mais eficientes, e ainda diminuem o custo de implantação, além de reduzirem o impacto da extração de arenito (Cao, et al. 2020). Um fator que deve ser levado em consideração, é a presença de material com características alcalinas, como exemplo a cal, para Dantas et al. (2018), o calcário pode elevar a basicidade dos efluentes.

2.6.2 Influência do pH e Temperatura

Alguns processos que acontecem em WC's são influenciados pelo pH, no entanto segundo Sánchez (2021) nos valores entre 4,5-6,5 a remoção de DBO, DQO e Fósforo, se mantém alta, porém o pH baixo diminui a capacidade de eliminação de amônia. As reações químicas e físicas das plantas e dos microrganismos induzem o pH do meio, mas em ambientes muito ácidos as plantas também podem ser afetadas (Iamchaturapatr et al., 2007, Mayes et al., 2009).

Em um estudo realizado por Mendonça, et al, (2015), com wetlands tratando efluente de um laticínio, a alteração do pH do afluente, não teve efeito significativo no pH do efluente final. Segundo os autores isso ocorreu devido à presença de matéria orgânica no meio, pois a degradação anaeróbia facilita a produção de ácidos orgânicos voláteis, levando a queda no valor do pH.

A oxidação da matéria orgânica, adsorção de nutrientes pelas plantas e microrganismos, são afetados pela temperatura, com climas mais frios e perda da temperatura resultam em eficiências menores de remoção de contaminantes. Em condições amenas o desempenho dos WC's pode ser afetado, e não obterem resultados tão bons quanto de climas tropicais, já que o metabolismo de

agentes envolvidos é afetado (Akratos e Tsihrintzis, 2007, Yalçuk e Ugurlu,2009, Wang et al. 2017). Em uma pesquisa feita por Mees, et al (2018), avaliou-se dois wetlands, um plantado e um sem plantas, como tratamento secundário de efluente de laticínio, onde foi possível observar que o sistema com plantas, manteve uma temperatura mais elevada.

2.6.3 Tempo de Retenção Hidráulica

Para Ghosh e Gopal (2010), um maior TRH favorece um melhor desempenho para remoção de nitrogênio, DBO e DBQ, promovendo uma taxa de carregamento hidráulico maior, o tempo de retenção hidráulica diminui, e com isso os microrganismos ficam menos tempo em contato com o efluente, diminuindo assim o desempenho das reações físicas e químicas que ocorrem nos Wetlands Construídos (Ong et al,2010). Em um estudo realizado por Ren et al, (2021), um sistema híbrido de dois estágios, sendo fluxo vertical seguido por horizontal, com um TRH total de 22,5 h, abastecido com efluente de suínos, o sistema foi capaz de remoções totais de DQO de $72 \pm 7,4$, de NT $47 \pm 19,7$ e FT de $85 \pm 9,5\%$. Em outro estudo feito por Li et al,(2019), um sistema de múltiplos estágios foi implantado a fim de tratar efluente de suínos em grande escala, onde o mesmo teve o TRH de 32 dias apresentou eficiência na remoção de DQO e NT de 89,8% e 97,9% respectivamente. O que pode ser observado é que a eficiência do sistema é influenciada pelo THR, mas também este deverá ser maior ou menor, dependendo do fluxo do sistema e o efluente a ser tratado, pois em alguns casos um tempo muito longo acaba perdendo a performance no que diz respeito a diminuição da DQO, ou a passagem do efluente for muito rápida os microrganismos envolvidos em processos de remoção de nitrogênio, não terão tempo de contato o suficiente com a matéria orgânica.

2.6.4 Microrganismos

Os microrganismos são grandes responsáveis pela remoção da carga poluidora, uma das pesquisas pioneiras foi de Seidel (1968), que demonstrou em seu estudo a absorção de poluentes orgânicos por microrganismos. Os MO encontrados em Wetlands são os fungos, bactérias, algas e *bacillusit*, esses seres são encarregados do processamento da carga poluidora do afluente através da nitrificação, desnitrificação, amonificação, processos biogeoquímicos, fazem a decomposição da matéria orgânica, entre outros fatores (Meng, et al, 2014).

A composição da biomassa microbiana está ligada diretamente ao tipo de fluxo da Wetland, os substratos, e tempo de retenção hidráulica, qualidade da matéria orgânica, características do efluente, e fatores ambientais. Porém a biomassa microbiana não é muito diferente entre os tipos de fluxos das WC's (Truu et al. 2009), para Kadlec e Knight (1996) os organismos comuns encontrados em pântanos construídos são, bactérias, fungos, algas.

Os microrganismos heterótrofos, frequentemente encontrados em cursos de águas, que são lançados com alta carga de matéria orgânica, proliferam no substrato, produzindo um biofilme que proporciona a autodepuração dessa água (Costa et al. 2003). Os microrganismos também criam um biofilme nas raízes das plantas, e auxiliam no seu desenvolvimento, e melhorando assim a remoção de contaminantes (Shahid et al. 2020). As bactérias são os grandes responsáveis pela degradação de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo, enquanto os fungos apresentam bom desempenho da remoção de metais pesados do solo e efluente (Shahid et al. 2020).

2.6.5 Sólidos Totais

A remoção de sólidos nos Wetlands ocorre por meio da filtração, feita pelos substratos e raízes das plantas, e por meio de sedimentação, trazendo benefícios como, diminuição da turbidez, e favorecendo o processo de sorção de outros poluentes (Francisco et al. 2012). Além disso, fatores como tempo de retenção hidráulica, taxa de carregamento hidráulico, e tipo de mídia, influenciam a capacidade de remoção de sólidos (Weerakoon, et al, 2013).

Tanto as Wetlands de fluxo vertical e as de fluxo horizontal possuem bom desempenho para remoção de sólidos, Summerfelt et al, (1999) comprovaram que os sistemas FV e FH foram

capazes de remover 98% e 96% de SST, respectivamente, já para Sohair et al. (2013) os WCFV a porcentagem de remoção foi de 94% e WCFH foi de 92,3%.

Mesmo com o tempo de atividade os WC's não tendem a perder eficiência na remoção de sólidos, mas para isso é necessário que os sistemas sejam bem projetados e realizadas manutenções a fim de evitar entupimentos (Vymazal, 2019).

2.7 WETLANDS UTILIZADOS PARA TRATAMENTO DE EFLUENTE DE SUINOCULTURA

No tratamento de efluente de suinocultura, Ren et al, (2021) avaliaram um sistema híbrido de duas fazes, primeira etapa era de fluxo vertical e segunda etapa de fluxo horizontal submerso, o substrato principal era lodo de alúmen desidratada, obtido de processo de tratamento de água, usando sulfato de alumínio, o sistema foi capaz de remover SS $76 \pm 12,4\%$, DQO $72 \pm 7,4\%$, NT $47 \pm 19,7\%$ e FT 85,95%. Já Li et al, (2019), obtiveram melhores resultados na remoção de NT 97,9% e DQO 89,8% em efluente de suinocultura localizada em Hunan na China, onde o sistema utilizado foi uma Wetland de fluxo vertical.

Huang et al. (2017) avaliaram quatro WC vertical com fluxos ascendente e descendente, plantados com *Phragmitis australis*, o efluente era de um confinamento de suínos na região de Ximen, China, observou-se que o sistema com fluxo descendente obteve um melhor desempenho para remoção de NH_4^+ e o fluxo descendente propicia maior remoção de NT. Também na China, mas na cidade de Wuhan, dois Wetlands de fluxo ascendente seguido por fluxo descendente, um com clinoptilolita e outro com areia de quartzo foram usados como substrato, onde foram avaliados por Du et al,(2018) no tratamento de efluente de suínos, sendo possível comprovar que o fluxo descendente adsorve melhor o NT do que fluxo ascendente, e ainda a clinoptilolita teve influência significativa, adsorvendo 93,01% do nitrogênio total amoniacal.

Um WC de fluxo vertical foi instalado por Du et al, (2020) objetivando o tratamento de efluente de granja de suínos, o sistema foi plantado com *Arundo donax*, onde os resultados revelam que as plantas favoreceram o aumento da remoção de NT, comparando com sistemas não plantados, as plantas também ajudam no aumento de *Pseudomonas*, *Acinetobacter* e *Bacillus*. Objetivando apresentar o uso de Wetlands para o tratamento de efluentes de suínos, Li et al, (2019)

avaliaram um sistema superficial com vários estágios de escala real, os resultados obtidos revelaram remoção de TN, NH_4^+ e NO_3^- , 9,14 – 7,75 – 45,49 $\text{mg/m}^2/\text{d}^{-1}$.

Os efluentes de suinocultura contêm alta carga de poluentes (Dong e Reddy, 2012, Lee et al, 2004), com isso os sistemas verticais precisam ser bem projetados, uma vez que instalados a manutenção dos materiais de suporte se tornam difíceis.

Lian et al. (2015) apresentam resultados satisfatórios na remoção de contaminantes de efluentes de suíno. Os WC's de configurações diferentes de FV, FH e FS são capazes de remover antibióticos de efluentes suínos de forma significativa (Li et al, 2014, Xu et al, (2017).

Em estudo realizado por Huang et al. (2017), a remoção de antibióticos encontrados em águas residuais de suinocultura foi maior que 90%, já para Luo et al, (2018), os Wetlands foram capazes de remover de 70,1% a 89,4 % de fósforo do efluente também de origem de granja de suínos. Diferentes tipos de substratos podem ser utilizados com eficiência na remoção do fósforo, cascas de ostras e tijolos quebrados apresentam bom desempenho quando utilizados como meio de suporte para tratar efluente suíno (Wang et al, 2013).

De acordo com Zhang et al, (2017), o bom desempenho na remoção de nitrogênio está relacionado com os tipos de microrganismos que se desenvolvem nos Wetlands. As diferentes concentrações de contaminantes estão estritamente correlacionadas com o tipo e concentração de microbiana, o que mostra a capacidade que os WC's tem em se adaptar as diferentes cargas de contaminantes de efluentes de suinocultura, mesmo em altas cargas de concentração, os sistemas de fluxo Subsuperficial conseguem ter um bom desempenho na remoção dos contaminantes (Ibekwe et al, 2016, Luo et al, 2018).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 CARACTERÍSTICAS DO LOCAL DO EXPERIMENTO

O experimento foi realizado numa propriedade rural do município de Palotina localizado no oeste do Paraná, com as seguintes coordenadas geográficas 24°15'56.1"S, 53°52'22.5" W. A respectiva propriedade possui suinocultura de terminação implantada, com capacidade de alojar dois mil suínos, onde os dejetos suínos são dispostos em esterqueiras.

3.1.1 Primeira fase do experimento

O projeto contou com duas fazes, na primeira o sistema foi plantado com Taboa (*typha dominguenses*), e Taioba (*Xanthosoma sagittifolium*), onde a Taboa foi testada no primeiro tanque, e no terceiro tanque, e a Taioba no segundo tanque, ambas no sistema plantado. A configuração dos sistemas está ilustrada na figura 5.

Figura 5 - Projeto Primeiro Período

3.1.2 Características do sistema experimental

O preenchimento do fundo para a superfície foi nas seguintes proporções, resultando em 0,12 m³, cada um dos sistemas:

- 40 cm de resíduos de construção civil;
- 10 cm de pedra brita;
- 16 cm de areia lavada;
- 10 cm de resíduos de construção civil;
- 10 cm de pedra brita;
- 10 cm de solo;
- 5 cm de pedra brita;
- 5 cm de resíduos de construção civil;

Os dois sistemas de fluxo vertical ascendente foram abastecidos pelo fundo, por tubos de PVC de 50 mm, e a saída acontecia pela parte superior, 10 cm abaixo de superfície. Caracterizou-se como sistema subsuperficial, pois não havia lâmina de água aparente, sendo que a tubulação conduzia o efluente para o próximo tanque, até passar pelas três etapas do Wetland.

O WP era composto com três tambores de polietileno de alta densidade de 200 litros, a tubulação do sistema era de PVC de 50 mm.

Ambos foram preenchidos com resíduos de construção civil sem padronização de tamanhos, e de origem cerâmica e cimentícia, pedra de construção civil (brita n^o2) de origem basáltica, areia de construção (areia lavada), e solo local (latossolo).

3.1.3 Segunda fase do experimento

Na segunda fase as plantas foram substituídas, e realizadas alterações na estrutura dos wetlands. As plantas utilizadas foram coqueiro anão (*Cocos nucifera*) e sorgo gigante boliviano (*Sorghum bicolor*). A escolha das plantas foram determinadas através das características fisiológicas, onde o coqueiro tem grande capacidade de absorção de água, e evapotranspiração, e o sorgo é fonte de alimento para animais.

O coqueiro anão plantado com apenas um propágulo no segundo tanque, onde a muda utilizada foi adquirida em um viveiro de mudas, e a mesma possuía 18 meses de idade, e o sorgo gigante com seis mudas no terceiro tanque, esse plantado por semeadura direta no sistema, e espaçamento de 15 cm de distância entre si, com isso foi possível alocar seis covas.

Foram realizados o cultivo de plantas controle, nas mesmas condições que as plantas utilizadas no wetland, com resíduo de construção civil, pedra brita, areia lavada, e solo local, o sorgo com espaçamento de 15 cm, e o coqueiro com apenas uma muda, porém eram apenas regadas com água, e sem adição de fertilizantes.

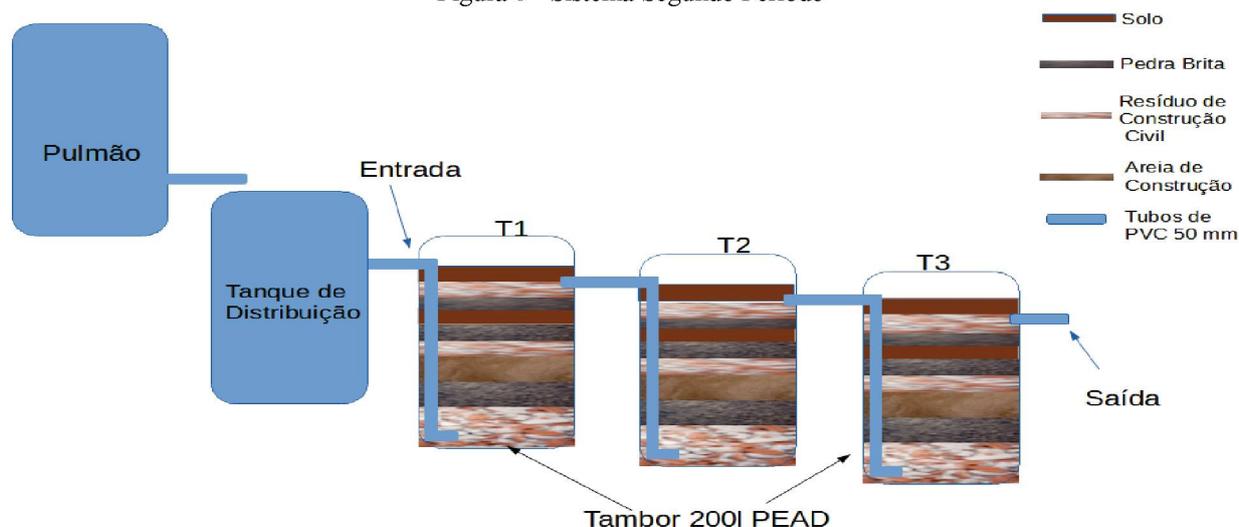
3.1.4 Características do sistema segundo período:

As alterações realizadas nos sistemas foram as seguintes:

- 10 cm de solo (apenas tanque 2 e 3);
- Coqueiro anão introduzido um propágulo no tanque 2;
- Sorgo gigante semeadura feita no tanque 3;

Modelo do sistema conforme a figura 6:

Figura 6 - Sistema Segundo Período



Fonte: O autor

O WNP foi composto nas mesmas proporções do WP, com a diferença de não conter plantas no sistema.

Foram utilizados dois sistemas de Wetlands verticais ascendentes, um plantado, que foi chamado de WP, e um controle, que foi chamado de WNP, ambos tinham três etapas subsequentes, compostas por um galão de 200 litros, cada uma das etapas, com as mesmas características, onde os sistemas ficaram expostos a céu aberto, recebendo todo o intemperismo, com objetivo de aplicar as condições naturais.

Os sistemas foram montados manualmente no local de instalação. O tanque pulmão foi instalado com a base acima da altura da borda do tanque de distribuição, para garantir que a pressão do volume de água mantivesse a vazão com volume constante. A vazão era controlada por um registro de gaveta, e o tanque de distribuição foi posicionado com a base 50 cm mais alto que a base do primeiro tanque dos Wetlands. As saídas foram feitas no mesmo nível para garantir a distribuição igual entre os dois sistemas, com uma vazão de 10,34 ml por minuto cada saída. Os tambores com capacidade de 200 litros cada, que compuseram os dois WC's, foram perfurados na parte superior com diferença de altura de 5 cm da entrada para a saída, onde os mesmos foram posicionados a 25 cm de distância entre si, e com desnível de 3 graus para que a transferência por gravidade fosse favorecida. A disposição dos materiais foram configuradas para que os sistemas possuíssem diferentes níveis de filtragem, sem que houvesse colmatação do meio filtrante.

O sistema de tratamento foi monitorado, através de análises laboratoriais dos seguintes parâmetros, Demanda Química de Oxigênio (DQO), Sólidos Totais (ST), Sólidos Voláteis (SV),

Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), Nitrogênio Amoniacal (NA), Temperatura (T), Coliformes Termotolerantes (CT), e Potencial Hidrogeniônico (pH), de acordo com as metodologias listadas no quadro 1 onde os mesmos ocorreram no efluente bruto, e após cada etapa de cada sistema, as temperaturas foram aferidas no momento das coletas, já as demais análises foram realizadas no laboratório de produção de biocombustíveis da UFPR setor Palotina, e laboratório externo.

QUADRO 1 - Metodologia de Análises

Parâmetro	Metodologia de Análise (APHA_2005)
Temperatura (°C)	
Potencial Hidrogeniônico	4500_H ⁺ ,
Demanda Química de Oxigênio (mg L ⁻¹)	5220_D,
Nitrogênio Total Kjeldahl (mg L ⁻¹)	4500_N,
Nitrogênio Total Amoniacal (mg L ⁻¹)	4500_NH ₃ ,
Coliformes Termotolerantes NMP/100mL	TM
Sólidos Totais (mg L ⁻¹)	2540_B
Sólidos Fixos (mg L ⁻¹)	2540_B
Sólidos Voláteis (mg L ⁻¹)	2540_B

3.2 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE

O efluente utilizado para abastecer os sistemas, eram provenientes das esterqueiras, a céu aberto, onde eram usadas no armazenamento de dejetos suínos, onde permanecem por aproximadamente por 140 dias. Neste sistema, é removido, DQO, ST, STF, STV e ortofosfato, porém esse sistema é usado apenas como um armazenamento temporário, pra que o efluente se estabilize e possa ser usado com segurança, na aplicação ao solo (Lima et al, 2017).

Efluente Bruto possuía as seguintes características, NTK $647,5 \pm 1,511$, NA $530,18 \pm 1,667$, ST $7,80 \pm 0,0205$, STF $6,319 \pm 0,0293$, STV $1,480 \pm 0,0329$, DQO $1842,746 \pm 0,2145$.

3.2.1 Composição química das plantas

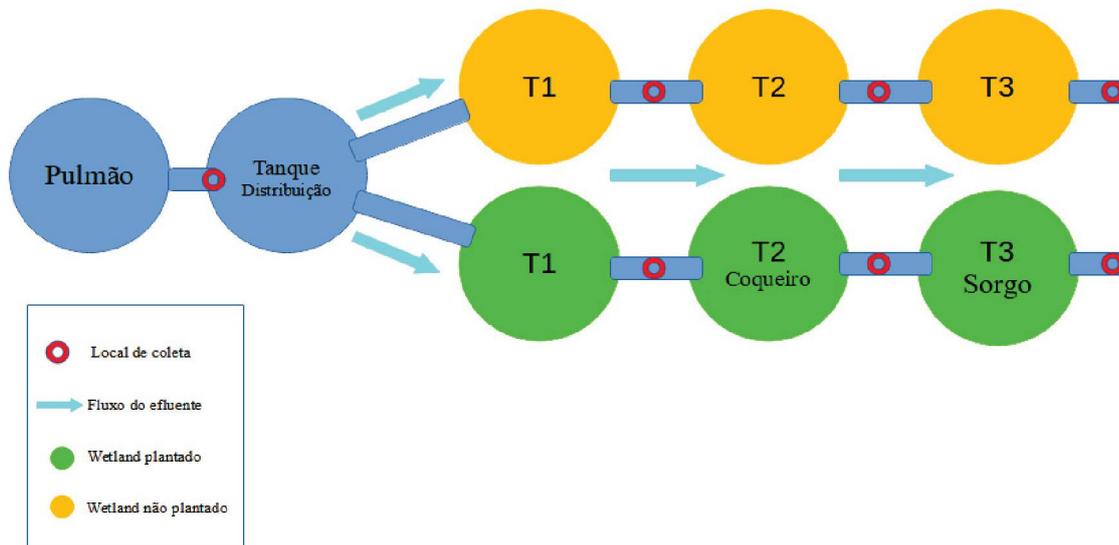
Para determinação da composição química das plantas estas foram pré-secas e, posteriormente, moídas em moinho de facas, com peneira de 1 mm. Na sequência, foram avaliados quanto ao extrato etéreo (%), proteína bruta (%), matéria mineral (%), matéria seca (%), fibra em detergente neutro (FDN), fibra em detergente ácido (FDA) de acordo com a metodologia proposta por Silva e Queiroz, (2002). As análises bromatológicas foram realizadas no Laboratório de Nutrição Animal da UFPR Setor Palotina.

3.2.2 Fluxograma e cronograma de coletas

As coletas do primeiro período foram realizadas em 23 e 24 de agosto de 2021, foi realizada a coletas do efluente bruto, e após cada tanque do Wetland Plantado e do Wetland Não Plantado, com o intuito de avaliar as eficiências dos sistemas.

O segundo período teve suas coletas realizadas entre os meses de junho, e agosto de 2022, as amostras foram coletadas no efluente bruto e após cada tanque do sistema WP e o WNP, após a primeira coleta do efluente bruto, as demais coletas foram feitas com 8 dias e uma hora, tempo esse o de retenção hidráulica. Na Figura 7 - Fluxograma de Coletas é mostrado a direção qual o efluente percorria, e qual os locais onde foram feitas as coletas:

Figura 7 - Fluxograma de Coletas



Fonte: O autor.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os sistemas tiveram dois períodos de operação, a primeira etapa iniciou-se dia 23 de julho de 2021, onde foi utilizado plantas já consolidadas no sistema plantado, sendo essas taboas (*Typha domingensis*) e taioba (*Xanthosoma sagittifolium*). Inicialmente taioba ocupava o tanque 2 do sistema plantado, e a taboa no tanque 1, porém teve de ser transferida para o tanque 3, tendo vista que as plantas começaram a amarelar e morrer; quando estavam no tanque 1, mostrando que a carga orgânica era muito alta para a taboa. A partir do momento que as plantas se estabeleceram no tanque 2 e 3, foram realizadas duas coletas, e análises para avaliar a capacidade na remoção de matéria orgânica pelas Wetlands. Com os resultados das análises pode-se perceber uma remoção de 94,08% de DQO e 32,31% ST, no sistema com plantas, e 93,73% e 51,79%, de DQO e ST, respectivamente no sistema sem plantas, conforme a Tabela 1.

Tabela 1 - Resultados de Análise Primeiro Período

	WP	WP	WP	WNP	WNP	WNP
	T1	T2	T3	T1	T2	T3
DQO	88,50%	90,01%	94,08%	88,26%	89,89%	93,73%
	±0,0019	±0,038	±0,0019	±0,0047	±0,0085	±0,0019
ST	2,05%	1,54%	32,31%	9,23%	21,54%	51,79%
	±0,0039	±0,0002	±0,0228	±0,0039	±0,0020	±0,0078
STF	32,31%	29,23%	56,41%	87,69%	49,23%	68,72%
	±0,0060	±0,0062	±0,0048	±0,0201	±0,0274	±0,0011
STV	69,74%	72,31%	75,90%	21,54%	72,31%	83,08%
	±0,0233	±0,0124	±0,0078	±0,068	±0,0156	±0,0282

Fonte: O autor – Tanque um (T1), Tanque dois (T2), Tanque três (T3), Wetland Plantado (WP), Wetland Não Plantado (WNP), Sólidos Totais (ST), Sólidos Totais Fixos (STF), Sólidos Totais Voláteis (STV), Demanda Química de Oxigênio (DQO).

Já na segunda etapa da operação, iniciada em 06 de março de 2022, no sistema plantado foi utilizado plantas não convencionais em Wetlands, sendo essas o coqueiro anão (*Cocos nucifera*) e o sorgo gigante boliviano (*Sorghum bicolor*).

Os resultados do monitoramento dos parâmetros físico-químicos e microbiológico realizados nesse estudo, teve um período total de oito meses, sendo que os dois primeiros meses ocorreram no primeiro período de testes, e os 6 meses finais no segundo período da operação, sendo realizada três coletas, e análises.

Mesmo o efluente bruto tendo passado por um sistema de tratamento primário (sistema de esterqueira), ainda apresentam valores inadequados para o descarte em corpos hídricos, porém nota-se que após o efluente passar pelas Wetlands, os valores de concentrações diminuem, entregando assim um efluente de excelente qualidade, podendo ser observado na tabela 2. Ademais o sistema plantado se destaca, principalmente em termos de DQO, onde houve uma remoção máxima no efluente final de 99,48%. Fazendo uma comparação entre as unidades de cada sistema, percebe-se que o tanque 1 de cada unidade não divergiram muito as eficiências, em termos de DQO, tendo vista que ambos possuem configurações idênticas, e que só a partir do tanque 2 é possível ver a divergência entre os sistemas, reforçando assim, que as plantas contribuem para um melhor desempenho para as Wetlands, quando considerado remoção da Demanda Química e Oxigênio. Os dois sistemas apresentaram um ótimo desempenho na eficiência da remoção de Nitrogênio, e DQO.

Tabela 2 - Caracterização do efluente de entrada e saída

	Efluente Bruto mg/l	WP - T3 - mg/l	WNP - T3 - mg/l
NTK	647,5 ±1,511	154 ±1,237	248 ±1,268
NA	530,18 ±1,667	113,72 ±3,123	199,98 ±2,580
ST	7,80 ±0,0205	5,27 ±0,0068	3,76 ±0,0206
STF	6,319 ±0,0293	3,40 ±0,0022	2,44 ±0,0033
STV	1,480 ±0,0329	1,879 ±0,015	1,32 ±0,0009
DQO	1842,746 ±0,2145	9,43 ±0,3834	347,05 ±0,1005

Fonte: O autor - Tanque três (T3), Wetland Plantado (WP), Wetland Não Plantado (WNP), Sólidos Totais (ST), Sólidos Totais Fixos (STF), Sólidos Totais Voláteis (STV), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Nitrogênio Amoniacal (NH₄-N), Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK).

4.1.1 Cálculo estatístico

O cálculo estatístico foi realizado utilizando o software Jamovi, sendo usado a ferramenta Independent Samples T-Test, onde é possível observar que os dois Wetlands não apresentaram diferenças ($P > 0,05$) significativa estatisticamente.

Tabela 3 - Independent Samples T-Test

		Statistic	df	p
Sólidos Totais	Student's t	0,18	4.00	0,87
Sólidos Totais Fixos	Student's t	0,12	4.00	0,91
Sólidos Totais Voláteis	Student's t	0,34	4.00	0,75
DQO	Student's t	-0,668 ^a	2.00	0,57
Nitrogênio Total kjeldahl	Student's t	-0,29 ^a	2.00	0,8
Nitrogênio Amoniacal	Student's t	-0,44 ^a	2.00	0,7

Fonte: O autor.

4.1.2 Demanda Química de Oxigênio

Em termos de DQO, o melhor resultado obtido foi, onde a concentração inicial era de 1842,746 mg/L, caindo para 9,64 mg/L constatando uma eficiência de 99,4% nos sistemas com plantas, já o sistema sem plantas a concentração final ficou em 347,05 mg/L, resultando em uma remoção de 81,17% da DQO. Foi constatado nesse trabalho que as plantas tiveram importante influência nos resultados de eliminação da matéria orgânica, pois comparando o desempenho dos dois Wetlands, percebe-se que a partir da segunda etapa dos sistemas há uma diferença na eliminação de DQO, no sistema com plantas a carga caiu para 155,686 mg/L e o sistema sem plantas 397,414 mg/L. Tratando efluente suíno com uma Wetland Superficial, Li et al,(2019) conseguiu uma remoção de 89% de DQO, valor esse inferior a essa pesquisa, sendo os dois sistemas eram de tratamento secundário, Ren et al,(2021) também obteve um valor inferior, capaz de eliminar $72 \pm 7,4\%$ da DQO, onde o sistema utilizado foi um híbrido, no entanto Vazquez et al, (2013) utilizando um Wetland de Fluxo Vertical, e usando cascalho como meio de suporte, foi capaz de remover 93% da DQO, valor esse mais próximos ao encontrado nessa pesquisa.

Tabela 4 - Análise DQO Segundo Período

	WP	WP	WP	WNP	WNP	WNP
	T1	T2	T3	T1	T2	T3
DQO	73,51%	91,55%	99,48%	75,70%	78,43%	81,17%
	± 0,3150	± 0,2095	± 0,4010	± 0,3046	± 0,1343	± 0,0663
	8,49%	48,27%	70,36%	11,44%	51,21%	67,07%
	± 0,0066	± 0,0280	± 0,0345	± 0,0062	± 0,0343	± 0,0076
	88,73%	89,54%	94,31%	88,85%	90,94%	93,50%
	± 0,2678	± 0,3120	± 0,3834	± 0,2907	± 0,1191	± 0,1005

Fonte: O autor - Tanque um (T1), Tanque dois (T2), Tanque três (T3), Wetland Plantado (WP), Wetland Não Plantado (WNP), Demanda Química de Oxigênio (DQO).

4.1.3 pH

Nesta pesquisa durante o primeiro e o segundo período, não houve grande variação do pH, notando-se que a variação ficou entre 8,24 a 9,35, durante a primeira fase, já na fase seguinte, o pH variou entre 8,33 a 8,43 no Wetland plantado e 8,41 a 8,76 no sem plantas, onde o pH do efluente bruto era de 8,18, valores esses aptos a serem descartados em corpos hídricos, de acordo com a resolução CONAMA 430/2011, onde os valores estão entre 5 e 9, os resultados estão descritos na tabela 5. Fator que pode influenciar a elevação do pH, é a composição dos RCC, onde segundo Dantas et al, (2018), o calcário pode influenciar o aumento do pH. Segundo VonSperling (2005) com uma faixa de pH de 9,5 metade da amônia está na forma iônica e metade não ionizada, porém a faixa ao qual se manteve o pH do efluente favorece para que ocorra a nitrificação.

Li et al. (2021) encontrou faixa de pH 7,98 na entrada, e 8,63 na saída, utilizando resíduos de construção civil como meio de suporte, Dantas et al, (2018) verificou valores semelhantes, com uma entrada com pH de 8,34, obtendo uma saída de 8,16, porém com tipos de efluentes diferentes, valores muito parecidos com o do atual trabalho.

Tabela 5 - Potencial Hidrogeniônico

		WP	WP	WP	WNP	WNP	WNP
	Efluente	T1	T2	T3	T1	T2	T3
	Bruto						
Fase 1	8,24	8,69	8,67	9,14	9,01	9,03	9,35
	± 0,0455	± 0,0163	± 0,0327	± 0,0698	± 0,0942	± 0,0497	± 0,035
Fase 2	8,18	8,33	8,43	8,53	8,41	8,38	8,76
	± 0,0216	± 0,0294	± 0,049	± 0,0236	± 0,0309	± 0,0408	± 0,0464

Fonte: Autoria própria - Tanque um (T1), Tanque dois (T2), Tanque três (T3), Wetland Plantado (WP), Wetland Não Plantado (WNP).

4.1.4 Temperatura

Durante os dias de coletas, as temperaturas ambientes variaram com mínima de $-0,1^{\circ}\text{C}$ a máxima de $27,8^{\circ}\text{C}$, como pode ser observado na tabela 6, e também houve uma maior precipitação durante a semana da última coleta, o que pode ter influenciado resultados inferiores de remoção de contaminantes.

Tabela 6 - Temperatura Ambiente e Precipitação

DATA	PREC	TMED °C	TMÁX °C	TMÍN °C	UR
* 10/08/22	0,4	12,7	17,2	8,6	86
11/08/22	0	13,4	22,5	5,9	79
12/08/22	0	16,1	24,4	9,7	72
13/08/22	0	17,5	27,5	8,5	69
14/08/22	0	21,6	32	11,5	55
15/08/22	0	22,9	33,2	13,8	58
16/08/22	45,6	17,8	25,2	14,5	92
17/08/22	1,8	18,5	23,4	13,7	95
* 18/08/22	27	16,4	19,7	10,3	86
* 13/06/22	0	8,5	20,4	-0,1	81
14/06/22	0	11,4	22,1	3	80
15/06/22	0	15,3	24,5	7,4	79
16/06/22	0	18,3	27,5	9,8	81
17/06/22	15	19,2	22,5	14,3	90
18/06/22	0	12	8,3	5,4	82
19/06/22	5,8	11	20,4	1,7	88
20/06/22	3,2	17,8	22,3	14,8	88
* 21/06/22	0	20,5	27,8	15,7	82
22/06/22	0	20,1	29,5	12,8	85
23/06/22	0	20,1	28,7	12,8	86
24/06/22	0	19,7	28,7	13,7	83
25/06/22	0	19	27,9	11,8	85
26/06/22	0	18,7	22,3	14,8	94
27/06/22	0	17,9	24,4	12,3	84
28/06/22	0	18,3	26,7	12,2	83
* 29/06/22	0	15,3	20,4	7,3	81

Fonte: IAPAR (2022): precipitação (PREC), temperatura média (TMED), temperatura máxima (TMÁX), temperatura (TMÍN), umidade relativa (UR), *datas das coletas.

As temperaturas não variaram de forma significativa ao longo dos sistemas, mesmo que entre cada tanque, de ambos os sistemas, houve pequenas variações, diminuição e aumento na temperatura. Observando a tabela 7, o Wetland plantado teve menor variação na temperatura, a partir das etapas com plantas, a ainda assim as temperaturas de ambos os sistemas se mantiveram com uma variação de 2° C entre a entrada e a saída. De acordo com Sezerino et al, (2015) 25° C a 35° C, é uma faixa de temperatura adequada para a desnitrificação, com isso em dias mais quentes, o Wetland pode atingir temperatura interna para que essa reação ocorra, o desenvolvimento dos microrganismos também é influenciado pela temperatura, principalmente para a degradação da matéria orgânica e nitrificação (Kadlec e Wallace, 2009). Mazzola et al, (2004) descreveu temperaturas entre 22° C a 24° C no efluente, onde o sistema usado foram, três WCFV, onde dois eram cultivados com *Typha sp.* e *Eleocharis sp.*, e um controle, tratando efluente suíno pós um reator anaeróbio, De La Mora-Orozco et al, (2018) registraram temperaturas entre 16° C a 20° C, também tratando efluente suíno, por um wetland Híbrido composto por WCFS - tanque de sedimentação – WCFH, na cidade de Arandas, Estado de Jalisco, México.

Tabela 7 - Temperatura Dos Wetlands

	WP	WP	WP	WNP	WNP	WNP
Efluente	T1	T2	T3	T1	T2	T3
Bruto						
20° C	20° C	21° C	22° C	23° C	23° C	23° C
19° C	19° C	20° C	20° C	20° C	21° C	21° C
26° C	25° C	24° C	26° C	26,5° C	28° C	27.5° C

Autoria própria: Tanque um (T1), Tanque dois (T2), Tanque três (T3), Wetland Plantado (WP), Wetland Não Plantado (WNP).

4.1.5 Nitrogênio

A remoção de nitrogênio (N) pelas duas unidades de Wetlands foram satisfatórias, pois o efluente final de ambos os sistemas atingiram bons níveis de remoção deste contaminante. A eficiência de remoção média de NTK e N Amoniacal foram de 78,55% e 76,22% respectivamente no sistema plantado, e 62,28 e 61,70% no sistema sem plantas. A diferença entre as saídas dos dois WC's foi de 84,26 mg/L e 94 mg/L, para Nitrogênio Amoniacal e Nitrogênio Total Kjeldahl, respectivamente, com isso é possível ver que a diferença na capacidade de remoção de nitrogênio entre os dois sistemas são bastante significativas, indicando que as plantas favorecem para melhorar os processos envolvidos na remoção de Nitrogênio, no entanto essa diferença entre o Wetland Plantado (WP) e o Wetland Não Plantado (WNP), não está ligado apenas na capacidade de absorção das plantas, mas sim por causa da simbiose entre plantas e micro-organismos, que de acordo com Stottmeister et al,(2003), este é a principal via para a remoção de Nitrogênio. A remoção de NTK foi semelhante ao estudo de Bôas et al, (2018), onde um sistema híbrido foi capaz de remover 75% de efluente suíno, no entanto, inferior a estudos como de Li et al,(2019), que obtiveram eficiência de 97,9% em um sistema wetland superficial de seis estágios, e TRH de 32 dias, plantado com *P. australis* e *A. calamus*, Feng et al,(2021) tratando efluente suíno, em um wetland de fluxo vertical utilizando *Iris pseudacuros*, também conseguiram excelente desempenho, onde a remoção de NT ficou em 97%, tais resultados comprovam que os Wetlands, são de fato uma alternativa no tratamento de efluentes, principalmente para tratamento secundário ou terciário, com finalidade de remoção de nutrientes. Porém o desempenho inferior do atual estudo, pode ser associado ao fato de a degradação aeróbia prevalece sobre a nitrificação, quanto ao consumo de O₂, principalmente no sistema sem plantas, onde não há disposição de oxigênio pelas plantas.

Tabela 8 - Análise Segundo Período de Operação – Remoção de Contaminantes

	WP	WP	WP	WNP	WNP	WNP
NH ₄ -N	14,6%	39,8%	78,6%	23,8%	42,5%	62,3%
	±0,0045	±0,0020	±0,0026	±0,0039	±0,0174	±0,0141
NTK	22,2%	39,7%	76,2%	20,9%	42,4%	61,7%
	±0,0231	±0,0463	±0,0071	±0,0052	±0,0183	±0,0088

Fonte: O autor - Tanque um (T1), Tanque dois (T2), Tanque três (T3), Wetland Plantado (WP), Wetland Não Plantado (WNP), Nitrogênio Amoniacal (NH₄-N), Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK).

4.1.6 Sólidos

A partir dos resultados mostrados na tabela 9 nota-se que não houve diferença significativa nas eficiências entre os dois WC's, em termos de sólidos totais, fixos e voláteis. O baixo desempenho pode ser atribuído ao arraste de partículas do solo usado no sistema, e possível lixiviação dos resíduos de construção civil. Os SV apresentaram maior remoção, pois a biodegradabilidade é mais fácil quando comparado com os SF, esse por sua vez é esperado um aumento, devido aos sais minerais, e compostos inorgânicos que são liberados no sistema, o que pode ser notado na tabela 9, onde a remoção de STF foram perdendo a eficiência ao longo dos sistemas, já a remoção de STV se manteve com maior estabilidade no sistema com plantas, porém no tanque 2 houve uma queda no desempenho. Sezerino e Philippi (1998), conseguiram resultados mais eficazes, com uma remoção de 76% dos sólidos totais, porém efluente industrial foi usado na pesquisa, e um WCFH. Santos et al. (2016) obteve resultados semelhante a atual pesquisa na remoção de ST 58,26%, SF 58,44%, e SV 57,89%, com uma WC cultivada com (*Paspalum vaginatum*), tratando efluente de suínos, com um pré-tratamento por um biodigestor e decantador.

Tabela 9 - Remoção de Sólidos

	WP		WNP			
	T1	T2	T3	T1	T2	T3
ST	16,5%	21,8%	29,7%	13,5%	31,3%	29,3%
	±0,0062	±0,0078	±0,0069	±0,0085	±0,0042	±0,0207
STF	64,4%	7,7%	6,7%	23,6%	4,8%	4,1%
	±0,0154	±0,0099	±0,0022	±0,0084	±0,0057	±0,0033
STV	52,2%	35,7%	52,4%	3,6%	57,6%	54,3%
	±0,0269	±0,0153	±0,0153	±0,0099	±0,0160	±0,0010

Fonte: O autor: Wetland plantado (WP), Wetland não plantado (WNP).

4.1.7 Tempo de Retenção Hidráulica

O TRH foi determinado através do volume de vazão dividido pelo tempo, onde a vazão era de 10,34 ml/min, com isso, obteve-se um tempo de retenção hidráulica de oito dias e uma hora. O Tempo de Retenção Hidráulica (TRH), favoreceu para que os agentes envolvidos na remoção do Nitrogênio pudessem agir. Um tempo de retenção hidráulica entre três e dez dias, pode favorecer na remoção de nitrogênio, se há condições aeróbias no sistema, (Saeed e Sun, 2012). Costa et al, (2003) conseguiram resultados expressivos na remoção microbiológica, em águas de um rio contaminado com efluentes domésticos, onde foi eliminado 99,96% de coliformes fecais, utilizando um tempo de retenção hidráulica de dez dias, outro estudo, no entanto, com um tempo de retenção hidráulica de 3 dias, e tratando efluente residual doméstica sintética, Silva et al, (2019), conseguiram elevada eficiência na remoção de DQO 98,25% e NT 83,6%, utilizando um WCFH aerado. Com esse estudo foi capaz de comprovar, que os Wetlands são uma excelente alternativa para o tratamento de efluente de origem suinícola.

O sistema com planta apresenta melhores resultados em termos de remoção de DQO, 99,48%, e a unidade controle foi capaz de remover 83,17%, com isso pode se dizer que as plantas influenciam de forma positiva para que as reações químicas aconteçam no meio.

O abastecimento de forma contínua não afeta o desempenho dos Wetlands, e o tempo de retenção hidráulica de oito dias foi favorável para a remoção de carga orgânica, e de nitrogênio.

As plantas não convencionais podem ser usadas em Wetlands, no entanto, deve-se melhor dimensionar o espaçamento para o plantio do sorgo gigante boliviano, para que as plantas não se sufoquem, pois com o espaçamento usado na atual pesquisa de 15 cm entre as plantas, não foi adequado para que elas pudessem se desenvolver.

Os resíduos de construção civil (RCC), são uma boa alternativa como meio de suporte, mas a disposição da configuração do sistema, pode afetar o desempenho na remoção de sólidos. No quadro 2 é apresentado resultados de outros wetlands, comparados com o sistema atual.

QUADRO 2 - Comparação Características e Resultados de Estudos Anteriores e Estudo Atual

Autores	Qual efluente tratado?	Tipo do Tratamento	Tipo de sistema?	Onde foi realizado?	Quanto tempo?	Meio filtrante?	Tempo de retenção hidráulica?	Plantas?	Resultados?
Vázquez et al, (2013)	Lixiviado de alta resistência, gerado a partir de pilhas de composto	1º	VFCW	Município de Teo, prox. Santiago de Compostela (NW da Espanha)	Operado por mais de 200 dias	Cascalho granítico	HLR – 2,4-7,1 mm/d, mais o HLR real resultou em 240 mm/d.	<i>Phragmites australis</i>	SST – 99% DQO – 93% DBO 99% NT – 93%
Li et al, (2019)	Dejetos suínos – 1500 porcos	2º	SFCW de 6 estágios com um digestor de biogás na cabeceira	Changsha, província de Hunan, China	10/2013 até presente estudo	Arrozal	32 dias	<i>M. elatinoides</i>	DQO – 89,8% NT – 97,9% NH ₄ ⁺ - 98,2% NO ₃ ⁻ - 87,6%
Du et al, (2020)	Águas residuais de suínos	2º	IVCW – fluxo vertical integrado	Wuhan, China	1 ano de operação	Zeólita clinoptilolita	7 dias	<i>Arundo donax</i>	NT 88,3% a 99,2% NH ₄ ⁺ 96,23% e 98,5%
Feng et al, (2021)	Água residuais reais de suínos	1º	WCFV	Em escala de laboratório	3 fases de 2 meses cada	CW 1 – Cascalho CW 2 – Biochar CW 3 – Cascalho com aeração	3 dias	<i>Iris pseudacorus</i>	DQO 89,8%, NT 97,9%, NH ₄ ⁺ 98,2%, NO ₃ ⁻
Du et al, (2018)	Águas residuais de suínos de tanque de digestão de confinamento	2º	IVCWS – fluxo vertical integrado (2 conj. de tanques construídos)	Wuhan, China	3 lotes operados por 10 dias/cada	Clinoptilolita (CLITE) e Areia de quartzo (CRTL)		<i>Arundo donax</i>	Média de remoção de TAN – CLITE 96,11%; CRTL 29,62%
Ren et al, (2021)	Águas residuais de suínos	2º	VFCW-MFC + HSSFCW-MFC	Irlanda	6 meses	Bolo de lama Alúmen desidratados	9,0h e 23,5h	Pequenos <i>cyperus</i>	SS 76 ± 12,4, DQO 72± 7,4, NH ₄ ⁺ 59± 28,3, NO ₃ 69± 25,6 TN 47 ± 19,7 TP 85±0,5
Li & Wu, (2021)	Águas residuais de suínos	1º	SFCWS (18 unidades construídas)	Huhan, China	63 dias	Solo de arroz local	7 dias	<i>Elatinoides myriophyllum</i>	NH ₄ ⁺ 87,6± 4,6% NT 85,8± 3,0% NO ₃ ⁻ 86,7± 7,6%
Silva, Lucas Valêncio (2022)	Água residuais de suínos	2º	WCFV	Palotina, PR	1º Período 2 meses 2º Período 6 meses	RCC, areia de construção, pedra brita, e latosolo	8 dias e 1 hora	<i>Typha domingensis</i> , <i>Xanthosoma sagittifolium</i> , <i>Cocos nucifera</i> , <i>Sorghum bicolor</i>	DQO – 99,48% NTK - 76,2% NH ₄ -N - 78,6% ST – 29,7% STF – 6,7% STV – 52,4%

4.1.8 Análises Bromatológicas

Os valores encontrados no Sorgo Gigante Boliviano, foram comparados com a literatura, pois as plantas controles não desenvolveram, as mesmas definharam e morreram, não sendo possível a comparação entre Sorgo do Wetland com o controle.

A matéria seca (MS) permite um balanceamento ideal do alimento para consumo animal, e esse por sua vez será maior ou menor, dependendo do percentual de MS disponível, e segundo Macedo et al, (2012), a adubação com nitrogênio aumentam o teor de MS, no entanto os valores encontrados no atual trabalho encontram-se abaixo do ideal para o trato animal, o que pode ter sido influenciado pelo corte fora de tempo, o desenvolvimento do sorgo pode ter sido afetado, pelo fato de não ter havido correção do pH do solo. Já a proteína bruta (PB) do sorgo, alcançou valores maiores que o encontrado por Lourenço Junior, J.B. et al, (2004), 8,96% PB, o que pode estar ligado com a disponibilidade de nitrogênio no efluente. Os valores de Fibra em Detergente Ácido (FDA), são semelhantes a valores encontrados na literatura, alcançando valor médio de 36,42%, Neumann et al, (2002), obteve valor de 32,69%, Moraes et al, (2013), em sorgo AG 2005E, o valor médio de FDA foi de 38,6%, e Avelino et al, (2011), também usando a mesma espécie de sorgo da pesquisa anterior, atingiram o valor de 31,73%.

Com relação ao valor de Fibra em Detergente Neutro (FDN), o valor médio encontrado no sorgo, foi de 71,73%, valor esse superior aos valores supracitados anteriormente, apenas a pesquisa de Lourenço Junior, J.B. et al, (2004), obteve 71,65% de FDN, valor esse semelhante a atual pesquisa.

Tabela 10 - Composição Química Porcentagem de Matéria Seca

Plantada	ASA %	ASE %	MS %	PB %	EE %	MM %	FDN %	FDA %
Coqueiro	30,97	86,16	26,69	11,11	4,16	8,55	70,64	43,4
Controle								
Coqueiro	36,62	85,4	31,25	11,79	3,21	5,34	56,28	32,53
Wetland								
Sorgo	36,43	79,92	29,11	9,56	1,58	7,42	71,73	36,42
Wetland								

Fonte: Autoria própria: Matéria Seca (MS), Proteína Bruta (PB), Extrato Etéreo (EE), Fibra em Detergente Neutro (FDN), Fibra em Detergente Ácido (FDA), Matéria Seca (MS), Matéria Mineral (RM).

4.1.9 Análise Estatística

Já os valores entre Coqueiro do Wetland e do Coqueiro Controle, divergiram estatisticamente ($P > 0,05$), como pode ser observado na tabela 11 .

Tabela 11 - Comparação Estatística entre Coqueiro Anão Controle e Coqueiro Anão Wetland

		Statistic	df	p
PB (% MS)	Student's t	0,76 ^a	7.00	0,47
EE (% MS)	Student's t	2,75	4.00	0,05
RM (% MS)	Student's t	12,08	4.00	< 0,001
FDN (% MS)	Student's t	5,56	6.00	0
FDA (% MS)	Student's t	6,4	.00	< 0,001

Fonte: Autoria própria: Proteína Bruta (PB), Extrato Etéreo (EE), Fibra em Detergente Neutro (FDN), Fibra em Detergente Ácido (FDA), Matéria Seca (MS).

Os menores níveis de FDN e FDA no coqueiro do Wetland indica que ele estava em pleno crescimento, ainda tendo folhas jovens. Já o controle se apresenta com composição de uma planta mais velha, perto da senescência, com maior teor fibras insolúveis da parede celular, Machado et al, (2018). Isso é uma indicação de ótima adaptação do coqueiro anão em Wetland, podendo indicar seu uso.

5 CONCLUSÃO

O Wetlands de Fluxo Vertical Ascendente, cultivado com coqueiro anão e sorgo girante boliviano, apresentou bom desempenho, onde o sistema reduziu os índices de poluentes, com uma redução máxima de DQO de 99,48%, e 78,55% de NTK, em efluentes suínos, mostrando ser uma alternativa viável.

A disposição do meio de suporte não foi o mais adequado, pois houve arraste de partículas do solo, com isso não obteve bom desempenho na remoção de sólidos.

A temperatura e pH atingiram valores adequados para que as reações químicas ocorressem no meio, e o TRH foi favorável na eliminação de poluentes.

O coqueiro anão pode ser considerada uma opção alternativa no uso em Wetlands, por outro lado o sorgo não é indicado.

Com isso é possível substituir os sistemas de esterqueiras comumente utilizados em propriedades rurais por sistemas de WC para tratar efluentes de suinocultura, já que esses sistemas por sua vez são capazes de entregar ótimo desempenho para tratar águas poluídas das mais variadas cargas de contaminantes, com um custo-benefício acessível.

. Como sugestão para futuras pesquisas, seria mais adequado deixar o resíduo de construção civil apenas no fundo do sistema, e o solo para o plantio, mais distante da saída do efluente.

REFERENCIAS

- Abou-Ellela, S. I., Golinielli, G., Abou-Taleb, E. M., & Hellal, M. S. (2013). Municipal wastewater treatment in horizontal and vertical flows constructed wetlands. *Ecological Engineering*, *61*, 460–468.
- A FUNASA. (2013). Manual prático de análise de água. *Fundação Nacional de Saúde (FUNASA)*, 150.
- Akratos, C. S., & Tsihrintzis, V. A. (2007). Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, *29*(2), 173–191. doi: 10.1016/j.ecoleng.2006.06.013
- Appezato-da-Glória, B., & Carmello-Guerreiro, S. M. (2012). Organização interna do corpo vegetal. In *Anatomia vegetal*.
- Assis, F. O., & Muratori, A. M. (2007). Poluição Hídrica Por Dejetos De Suínos: Um Estudo De Caso Na Área Rural Do Município De Quilombo, Santa Catarina. *Revista Geografar*, *2*(1), 42–59. doi: 10.5380/geografar.v2i1.8418
- Avelino, P. M., Neuman, J., Neiva, M., Araujo, V. L. De, & Alexandrino, E. (2011). *Composição bromatológica de silagens de híbridos de sorgo cultivados em diferentes densidades de plantas 1 Chemical composition of silage sorghum hybrids grown at different densities Introdução Material e métodos*. 208–215.
- Bai, J., Ouyang, H., Deng, W., Zhu, Y., Zhang, X., & Wang, Q. (2005). Spatial distribution characteristics of organic matter and total nitrogen of marsh soils in river marginal wetlands. *Geoderma*, *124*(1–2), 181–192. doi: 10.1016/j.geoderma.2004.04.012
- Bang, W. H., Jung, Y., Park, J. W., Lee, S., & Maeng, S. K. (2019). Effects of hydraulic loading rate and organic load on the performance of a pilot-scale hybrid VF-HF constructed wetland in treating secondary effluent. *Chemosphere*, *218*, 232–240. doi: 10.1016/j.chemosphere.2018.11.110
- Barros, E. C., Nicoloso, R., Oliveira, P. A. V. de, & Corrêa, J. C. (2019). Potencial agrônômico dos dejetos de suínos. *Embrapa Suínos e Aves*, *1*, 52.
- Boog, J., Nivala, J., Aubron, T., Wallace, S., van Afferden, M., & Müller, R. A. (2014). Hydraulic characterization and optimization of total nitrogen removal in an aerated vertical subsurface flow treatment wetland. *Bioresource Technology*, *162*, 166–174. doi: 10.1016/j.biortech.2014.03.100
- BRASIL. (2011). Resolução CONAMA N^o 430/2011. *Diário Oficial Da União*, *8*.
- Calijuri, M. L., Bastos, R. K. X., Magalhães, T. de B., Capelete, B. C., & Dias, E. H. O. (2009). Domestic wastewater treatment in UASB-horizontal flow constructed wetlands systems: Organic matter, solids, nutrients and coliforms removal. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, *14*(3), 421–430. doi: 10.1590/s1413-41522009000300016

- Cao, C., Huang, J., Yan, C. ni, Zhang, X. xin, & Ma, Y. xuan. (2021). Impacts of Ag and Ag₂S nanoparticles on the nitrogen removal within vertical flow constructed wetlands treating secondary effluent. *Science of the Total Environment*, 777. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.145171
- Cao, Z., Zhou, L., Gao, Z., Huang, Z., Jiao, X., Zhang, Z., Ma, K., Di, Z., & Bai, Y. (2021). Comprehensive benefits assessment of using recycled concrete aggregates as the substrate in constructed wetland polishing effluent from wastewater treatment plant. *Journal of Cleaner Production*, 288, 125551. doi: 10.1016/j.jclepro.2020.125551
- Carballeira, T., Ruiz, I., & Soto, M. (2017). Aerobic and anaerobic biodegradability of accumulated solids in horizontal subsurface flow constructed wetlands. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 119, 396–404. doi: 10.1016/j.ibiod.2016.10.048
- Carranza-Diaz, O., Schultze-Nobre, L., Moeder, M., Nivala, J., Kuschik, P., & Koeser, H. (2014). Removal of selected organic micropollutants in planted and unplanted pilot-scale horizontal flow constructed wetlands under conditions of high organic load. *Ecological Engineering*, 71, 234–245. doi: 10.1016/j.ecoleng.2014.07.048
- Costa, J. F., de Paoli, A. O., Von Sperling, M., & Seidl, M. (2018). Performance evaluation of horizontal subsurface flow constructed wetlands in the treatment of uasb reactor effluent, based on four years of monitoring. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 23(1), 191–200. doi: 10.1590/s1413-4152201890370
- Costa, L. D. L., Ceballos, B. S. O. De, Meira, C. M. B. S., & Farias, M. L. (2003). Eficiência de wetlands construídos com dez dias de detenção hidráulica na remoção de colifagos e bacteriófagos. *Revista de Biologia e Ciências Da Terra*, 3(1), 0.
- Dantas, P. R., Chaves, M. T. L., Cavalcante, D. M., Albuquerque, W. G. de, Medeiros, W. P. de, & Bezerra, A. M. S. (2019). Reúso de água cinza tratada em sistema de alagado construído com resíduos da construção civil. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, 14(1), 62. doi: 10.18378/rvads.v14i1.5819
- De Moraes, S. D., Jobim, C. C., Da Silva, M. S., & Marquardt, F. I. (2013). Production and chemical composition of hybrid sorghum and corn for silage. *Revista Brasileira de Saude e Producao Animal*, 14(4), 624–634. doi: 10.1590/s1519-99402013000400002
- Díaz, F. J., Ogeen, A. T., & Dahlgren, R. A. (2012). Agricultural pollutant removal by constructed wetlands: Implications for water management and design. *Agricultural Water Management*, 104, 171–183. doi: 10.1016/j.agwat.2011.12.012
- Ding, Y., Song, X., Wang, Y., & Yan, D. (2012). Effects of dissolved oxygen and influent COD/N ratios on nitrogen removal in horizontal subsurface flow constructed wetland. *Ecological Engineering*, 46, 107–111. doi: 10.1016/j.ecoleng.2012.06.002
- Especial, | Edição, & Simep |, V. (2016). Ano 12 | volume. 9, 107–120.
- García-Ávila, F., Patiño-Chávez, J., Zhinín-Chimbo, F., Donoso-Moscoso, S., Flores del Pino, L., & Avilés-Añazco, A. (2019). Performance of *Phragmites Australis* and *Cyperus Papyrus* in the treatment of municipal wastewater by vertical flow subsurface constructed

- wetlands. *International Soil and Water Conservation Research*, 7(3), 286–296. doi: 10.1016/j.iswcr.2019.04.001
- Gargallo, S., & Oliver, N. (2021). *Ciência do Meio Ambiente Total Modelo biocinético para remoção de nitrogênio em pântanos construídos na superfície da água livre Palavras-chave*. 1–22.
- Ghosh, D., & Gopal, B. (2010). Effect of hydraulic retention time on the treatment of secondary effluent in a subsurface flow constructed wetland. *Ecological Engineering*, 36(8), 1044–1051. doi: 10.1016/j.ecoleng.2010.04.017
- Ilyas, H., & Masih, I. (2017). The performance of the intensified constructed wetlands for organic matter and nitrogen removal: A review. *Journal of Environmental Management*, 198, 372–383. doi: 10.1016/j.jenvman.2017.04.098
- Ito, M., Guimarães, D., & Amaral, G. (2016). Impactos ambientais da suinocultura: desafios e oportunidades. *BNDES Setorial*, 44(Agroindústria), 125–156.
- Jucherski, A., Nastawny, M., Walczowski, A., Jozwiakowski, K., & Gajewska, M. (2017). Assessment of the technological reliability of a hybrid constructed wetland for wastewater treatment in a mountain eco-tourist farm in Poland. *Water Science and Technology*, 75(11), 2649–2658. doi: 10.2166/wst.2017.139
- Kadlec, R. H., & Wallace, S. (2008). Treatment Wetlands. In *Treatment Wetlands*. doi: 10.1201/9781420012514
- Kasak, K., Truu, J., Ostonen, I., Sarjas, J., Oopkaup, K., Paiste, P., Kõiv-Vainik, M., Mander, Ü., & Truu, M. (2018). Biochar enhances plant growth and nutrient removal in horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, 639, 67–74. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.05.146
- Kayro, V., Santos, S., Paula, A., Colares, F., & Nogueira, R. (2011). *Poluentes De Águas Residuárias Da Suinocultura*. 1–5.
- Konzen, E. A. (2005). Dejetos de suínos fermentados em biodigestores e seu impacto ambiental como insumo agrícola. *Comunicado Técnico - Embrapa*, 124, 1–8.
- Li, F., Lu, L., Zheng, X., Ngo, H. H., Liang, S., Guo, W., & Zhang, X. (2014). Enhanced nitrogen removal in constructed wetlands: Effects of dissolved oxygen and step-feeding. *Bioresource Technology*, 169, 395–402. doi: 10.1016/j.biortech.2014.07.004
- Li, H., Zhang, Y., Wu, L., Jin, Y., Gong, Y., Li, A., Li, J., & Li, F. (2021). Recycled aggregates from construction and demolition waste as wetland substrates for pollutant removal. *Journal of Cleaner Production*, 311(September 2020), 127766. doi: 10.1016/j.jclepro.2021.127766
- Li, H., Liu, F., Luo, P., Chen, X., Chen, J., Huang, Z., Peng, J., Xiao, R., & Wu, J. (2019). Stimulation of optimized influent C:N ratios on nitrogen removal in surface flow constructed wetlands: Performance and microbial mechanisms. *Science of the Total Environment*, 694. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.07.381

- Li, X., Li, Y., Li, Y., & Wu, J. (2019). Enhanced nitrogen removal and quantitative analysis of removal mechanism in multistage surface flow constructed wetlands for the large-scale treatment of swine wastewater. *Journal of Environmental Management*, 246(June), 575–582. doi: 10.1016/j.jenvman.2019.06.019
- Li, X., Li, Y., & Wu, J. (2021). Bacterial community response to different nitrogen gradients of swine wastewater in surface flow constructed wetlands. *Chemosphere*, 265. doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.129106
- Lima, M. X., Carvalho, K. Q., Passig, F. H., Borges, A. C., Filippe, T. C., Azevedo, J. C. R., & Nagalli, A. (2018). Performance of different substrates in constructed wetlands planted with *E. crassipes* treating low-strength sewage under subtropical conditions. *Science of the Total Environment*, 630, 1365–1373. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.02.342
- Liu, H., Hu, Z., Zhang, J., Ngo, H. H., Guo, W., Liang, S., Fan, J., Lu, S., & Wu, H. (2016). Optimizations on supply and distribution of dissolved oxygen in constructed wetlands: A review. *Bioresource Technology*, 214, 797–805. doi: 10.1016/j.biortech.2016.05.003
- Lourenço Junior, J. de B., Dantas, J. A. da Silva, Silva, A. V. da, & Monteiro, E. M. M. (2004). Potencial nutritivo da silagem de sorgo. *Embrapa*, 83–100. Retrieved from <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/900608/potencial-nutritivo-da-silagem-de-sorgo>
- Luiz Villas Boas Lemes, J., Nagel Schirmer, W., Vinicius Winckler Caldeira, M., Van Kaick, T., Abel, O., & Romaniw Bárbara, R. (2008). Tratamento De Esgoto Por Meio De Zona De Raízes Em Comunidade Rural. *Revista Acadêmica: Ciência Animal*, 6(2), 169. doi: 10.7213/cienciaanimal.v6i2.10460
- Macedo, C. H. O., de Andrade, A. P., Santos, E. M., Da Silva, D. S., Da Silva, T. C., & Edvan, R. L. (2012). Fermentation characteristics and chemical composition of sorghum silage in function of nitrogen fertilization. *Revista Brasileira de Saude e Producao Animal*, 13(2), 371–382. doi: 10.1590/s1519-99402012000200007
- Marcelino, G. R., de Carvalho, K. Q., de Lima, M. X., Passig, F. H., Belini, A. D., Bernardelli, J. K. B., & Nagalli, A. (2020). Construction waste as substrate in vertical subsuperficial constructed wetlands treating organic matter, ibuprofenhene, acetaminophen and ethinylestradiol from low-strength synthetic wastewater. *Science of the Total Environment*, 728, 138771. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.138771
- Maroneze, M. M., Zepka, L. Q., Vieira, J. G., Queiroz, M. I., & Jacob-Lopes, E. (2014). A tecnologia de remoção de fósforo: Gerenciamento do elemento em resíduos industriais. *Revista Ambiente e Agua*, 9(3), 445–458. doi: 10.4136/1980-993X
- Mayes, W. M., Batty, L. C., Younger, P. L., Jarvis, A. P., Kõiv, M., Vohla, C., & Mander, U. (2009). Wetland treatment at extremes of pH: A review. *Science of the Total Environment*, 407(13), 3944–3957. doi: 10.1016/j.scitotenv.2008.06.045
- Mees, J. B., Peterle, A. C., Ferreira, M., Cardoso, A., & Medianeira, C. (2012). II-019 - SISTEMA ALAGADO CONSTRUÍDO APLICADO COMO PÓS - TRATAMENTO PARA EFLUENTE DE LATICÍNIO VISANDO A REMOÇÃO DE. 1, 1–11.

- Meng, P., Pei, H., Hu, W., Shao, Y., & Li, Z. (2014). How to increase microbial degradation in constructed wetlands: Influencing factors and improvement measures. *Bioresource Technology*, *157*, 316–326. doi: 10.1016/j.biortech.2014.01.095
- Neumann, M., Restle, J., Brondani, I. L., Nörnberg, J. L., Mello, R. O., Souza, A. N. M., & Pellegrini, L. G. (2005). Efeito do Tamanho da Partícula e do Tipo de Silo Sobre o Valor Nutritivo da Silagem de Sorgo (*Sorghum bicolor* L. Moench). *Revista Brasileira de Milho e Sorgo*, *4*(2), 224–242. doi: 10.18512/1980-6477/rbms.v4n2p224-242
- Oliveira, P. A. V., & Nunes, M. L. A. (2002). Sustentabilidade ambiental da suinocultura. *Embrapa Suínos e Aves*, 16.
- Ong, S. A., Uchiyama, K., Inadama, D., Ishida, Y., & Yamagiwa, K. (2010). Performance evaluation of laboratory scale up-flow constructed wetlands with different designs and emergent plants. *Bioresource Technology*, *101*(19), 7239–7244. doi: 10.1016/j.biortech.2010.04.032
- Planejamento, N. O., & Uso, D. O. (2001). *Comunicado técnico*. 1–5.
- Poach, M. E., Hunt, P. G., Vanotti, M. B., Stone, K. C., Matheny, T. A., Johnson, M. H., & Sadler, E. J. (2003). Improved nitrogen treatment by constructed wetlands receiving partially nitrified liquid swine manure. *Ecological Engineering*, *20*(2), 183–197. doi: 10.1016/S0925-8574(03)00024-7
- Raven, P. H., Evert, R. F., & Eichhorn, S. E. (2007). *Livro - Biologia Vegetal - Raven.pdf* (pp. 01–738).
- Ren, B., Wang, T., & Zhao, Y. (2021). Two-stage hybrid constructed wetland-microbial fuel cells for swine wastewater treatment and bioenergy generation. *Chemosphere*, *268*, 128803. doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.128803
- Saeed, T., Muntaha, S., Rashid, M., Sun, G., & Hasnat, A. (2018). Industrial wastewater treatment in constructed wetlands packed with construction materials and agricultural by-products. *Journal of Cleaner Production*, *189*, 442–453. doi: 10.1016/j.jclepro.2018.04.115
- Saeed, T., & Sun, G. (2012). A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *Journal of Environmental Management*, *112*, 429–448. doi: 10.1016/j.jenvman.2012.08.011
- Sánchez, M., Gonzalo, O. G., Yáñez, S., Ruiz, I., & Soto, M. (2021). Influence of nutrients and pH on the efficiency of vertical flow constructed wetlands treating winery wastewater. *Journal of Water Process Engineering*, *42*. doi: 10.1016/j.jwpe.2021.102103
- Sandoval-Herazo, M., Martínez-Reséndiz, G., Echeverria, E. F., Fernández-Lambert, G., & Herazo, L. C. S. (2021). Plant biomass production in constructed wetlands treating swine wastewater in tropical climates. *Fermentation*, *7*(4), 1–12. doi: 10.3390/fermentation7040296
- Sciences, H. (2016). 濟無 No Title No Title No Title. *4*(1), 1–23.

- Sezerino, P. H., Bento, A. P., Decezaró, S. T., Magri, M. E., & Philippi, L. S. (2015). Brazilian experiences with constructed wetlands applied to wastewater treatment: Design parameters for horizontal systems. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 20(1), 151–158. doi: 10.1590/S1413-41522015020000096615
- Sezerino, Pablo Heleno; Philippi, L. S. (2015). *Tratamento de esgotos utilizando o potencial solo – planta*. January.
- Shahid, M. J., AL-surhane, A. A., Kouadri, F., Ali, S., Nawaz, N., Afzal, M., Rizwan, M., Ali, B., & Soliman, M. H. (2020). Role of microorganisms in the remediation of wastewater in floating treatment wetlands: A review. *Sustainability (Switzerland)*, 12(14), 1–29. doi: 10.3390/su12145559
- Sleytr, K., Tietz, A., Langergraber, G., & Haberl, R. (2007). Investigation of bacterial removal during the filtration process in constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, 380(1–3), 173–180. doi: 10.1016/j.scitotenv.2007.03.001
- Souza, Cecília de Fátima; Siqueira Carvalho, Cínara da Cunha; Campos, J. A. T., & Matos, Antônio; Pinto Marques Ferreira, W. (2009). Characterization of waste from swine finishing phase. *Revista Ceres*, 56(ISSN 0034-737X), 128–133. Retrieved from <https://www.redalyc.org/pdf/3052/305226730003.pdf>
- Stottmeister, U., Wießner, A., Kusch, P., Kappelmeyer, U., Kästner, M., Bederski, O., Müller, R. A., & Moormann, H. (2003). Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*.
- Summerfelt, S. T., Adler, P. R., Glenn, D. M., & Kretschmann, R. N. (1999). Aquaculture sludge removal and stabilization within created wetlands. *Aquacultural Engineering*, 19(2), 81–92. doi: 10.1016/S0144-8609(98)00042-9
- Vymazal, J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, 380(1–3), 48–65. doi: 10.1016/j.scitotenv.2006.09.014
- Vymazal, J. (2019). Is removal of organics and suspended solids in horizontal sub-surface flow constructed wetlands sustainable for twenty and more years? *Chemical Engineering Journal*, 378(June), 122117. doi: 10.1016/j.cej.2019.122117
- Vymazal, J. (2005). Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering*.
- Vymazal, J. (2009). The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. *Ecological Engineering*, 35(1), 1–17. doi: 10.1016/j.ecoleng.2008.08.016
- Vymazal, J., Sochacki, A., Fučík, P., Šereš, M., Kaplická, M., Hnátková, T., & Chen, Z. (2020). Constructed wetlands with subsurface flow for nitrogen removal from tile drainage. *Ecological Engineering*, 155(February), 105943. doi: 10.1016/j.ecoleng.2020.105943
- Wang, M., Zhang, D. Q., Dong, J. W., & Tan, S. K. (2017). Constructed wetlands for wastewater treatment in cold climate — A review. *Journal of Environmental Sciences*, 57, 293–311. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.12.019>

- Wang, Q., Cao, Z., Liu, Q., Zhang, J., Hu, Y., Zhang, J., Xu, W., Kong, Q., Yuan, X., & Chen, Q. F. (2019). Enhancement of COD removal in constructed wetlands treating saline wastewater: Intertidal wetland sediment as a novel inoculation. *Journal of Environmental Management*, 249(August), 109398. doi: 10.1016/j.jenvman.2019.109398
- Wang, X., Bai, J., Tian, Y., Wang, T., Zhou, X., & Zhang, C. (2021). Synergistic effects of natural ventilation and animal disturbance on oxygen transfer, pollutants removal and microbial activity in constructed wetlands. *Chemosphere*, 283, 131175. doi: 10.1016/j.chemosphere.2021.131175
- Weerakoon, G. M. P. R., Jinadasa, K. B. S. N., Herath, G. B. B., Mowjood, M. I. M., & van Bruggen, J. J. A. (2013). Impact of the hydraulic loading rate on pollutants removal in tropical horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 61, 154–160. doi: 10.1016/j.ecoleng.2013.09.016
- Weerakoon, G. M. P. R., Jinadasa, K. B. S. N., Manatunge, J., Wijesiri, B., & Goonetilleke, A. (2020). Kinetic modelling and performance evaluation of vertical subsurface flow constructed wetlands in tropics. *Journal of Water Process Engineering*, 38(May), 101539. doi: 10.1016/j.jwpe.2020.101539
- Wu, H., Zhang, J., Ngo, H. H., Guo, W., Hu, Z., Liang, S., Fan, J., & Liu, H. (2015). A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation. *Bioresource Technology*, 175, 594–601. doi: 10.1016/j.biortech.2014.10.068
- Yalcuk, A., & Ugurlu, A. (2009). Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment. *Bioresource Technology*, 100(9), 2521–2526. doi: 10.1016/j.biortech.2008.11.029
- Ye, J., Wang, L., Li, D., Han, W., & Ye, C. (2012). Vertical oxygen distribution trend and oxygen source analysis for vertical-flow constructed wetlands treating domestic wastewater. *Ecological Engineering*, 41, 8–12. doi: 10.1016/j.ecoleng.2011.12.015
- Zhu, H., Yan, B., Xu, Y., Guan, J., & Liu, S. (2014). Removal of nitrogen and COD in horizontal subsurface flow constructed wetlands under different influent C/N ratios. *Ecological Engineering*, 63, 58–63. doi: 10.1016/j.ecoleng.2013.12.018
- Zhu, W. L., Cui, L. H., Ouyang, Y., Long, C. F., & Tang, X. D. (2011). Kinetic Adsorption of Ammonium Nitrogen by Substrate Materials for Constructed Wetlands. *Pedosphere*, 21(4), 454–463. doi: 10.1016/S1002-0160(11)60147-1