

UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
ENGENHARIA AMBIENTAL

RERISSON SANTOS SOUSA

**CARACTERIZAÇÃO DE MATERIAIS SUPORTE E SUBSTRATO PARA
SISTEMAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES *WETLANDS***

Uberlândia

2022

RERISSON SANTOS SOUSA

**CARACTERIZAÇÃO DE MATERIAIS SUPORTE E SUBSTRATOS PARA
SISTEMAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES *WETLANDS***

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado à Universidade Federal de
Uberlândia como requisito parcial para
obtenção do título de bacharel no curso
de Engenharia Ambiental.

Orientadora: Sueli Bertolino

Uberlândia

2022

RERISSON SANTOS SOUSA

**CARACTERIZAÇÃO DE MATERIAIS SUPORTE E SUBSTRATOS PARA
SISTEMAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES “*WETLANDS*”**

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado à Universidade Federal de
Uberlândia como requisito parcial para
obtenção do título de bacharel, no curso
de Engenharia Ambiental.

Uberlândia, 17 de julho de 2022.

Banca Examinadora:

Sueli Moura Bertolino - Professora (UFU)

José Geraldo Mageste - Professor (UFU)

Sthéferson Bruno da Silva - Mestrando em Qualidade Ambiental (UFU)

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais por estarem sempre me apoiando e dando suporte para que pudesse concluir meu curso.

Aos meus tios Adnéia e Valdez, que sempre me apoiaram e confiaram em meu potencial.

Aos colegas de curso que durante o tempo sempre me apoiaram e estiveram presentes.

Universidade Federal de Uberlândia (UFU), pela bolsa de monitoria em Qualidade da Água.

Aos membros da banca avaliadora deste projeto.

“Somente após a última árvore ser cortada;
Somente após o último rio ser envenenado;
Somente após o último peixe ser pescado;
Somente então o homem descobrirá que
dinheiro não pode ser comido”.

(Provérbio Indígena)

RESUMO

A necessidade de tratamento de águas residuais complexas impulsiona os estudos de sistemas de tratamentos cada vez mais eficazes e econômicos como os *wetlands* construídos ou *wetlands* artificiais, os quais possuem a capacidade de remoção de uma abundante série de contaminantes por meio da junção de processos químicos, físicos e biológicos de baixo custo, além de possuírem uma maior capacidade de melhoria na qualidade da água. O meio suporte dos *wetlands* vem sendo cada vez mais avaliado devido a variabilidade de materiais que podem ser utilizados e pela sua importância no sistema, no qual ocorre a remoção de poluentes pelos processos de filtração, adsorção e absorção, além de apoio para o crescimento das plantas e crescimento de microrganismos, principalmente, as bactérias redutoras de sulfato, bem como serão fonte de substrato e doadores de elétrons para estes organismos. O presente trabalho teve como objetivo caracterizar materiais suporte alternativos e substratos orgânicos com potencial de uso em sistemas de tratamento do tipo *wetlands* construídos (WC). Os materiais avaliados como material suporte foram: resíduo da construção civil (RCC), resíduo da indústria de celulose (Grits e Dregs) e pedra brita 01 e os materiais utilizados como fonte de carbono e elétrons foram: sabugo e esterco. Três WC's de bancada foram preenchidos com estes materiais sendo diferenciados apenas pelo meio suporte utilizado, brita, RCC, grits e dregs. Esses foram caracterizados quanto à lixiviação de elementos químicos e Ponto de Carga Zero (PCZ). Os leitos WC's foram monitorados quanto aos parâmetros físico-químicos (pH, turbidez, condutividade, oxigênio dissolvido e temperatura) durante 4 fases as quais totalizaram 91 dias análise. Os resultados do teste de lixiviação para os substratos no que se diz respeito a riscos potenciais ao meio ambiente e à saúde pública, encontram-se dentro do permitido conforme a resolução ABNT NBR N° 10004/2004, já no que se refere a solubilidade, o material brita 01 excedeu o valor máximo permitido (VMP) para os elementos Al (0,9008mg/L) e Fe (1,619mg/L), o RCC excedeu o VMP de ferro (0,381mg/L) e o Grits excedeu para o elemento Al (0,3293mg/L). No teste de ponto de carga zero (PCZ), os resultados obtidos de pH_{PCZ} , através dos ensaios, foram de 8,8 para a brita, 8,55 para o RCC, 8,92 para o dregs e 8,84 para o grits os quais são considerados materiais suporte e para as fontes de carbono e inóculo foi de 8,46 para o esterco, e 5,25 para o sabugo de milho. Tendo como único substrato bom para adsorver cátions o sabugo, visto que sua superfície é carregada negativamente onde seu pH_{PCZ} esteve dentro da faixa do pH de trabalho que está entre 4 e 5.

Palavras chave: *Wetlands*. *Wetlands* construídos. Drenagem ácida de minas (DAM).

ABSTRACT

The need for complex wastewater treatment drives the studies of increasingly effective and economical treatment systems such as constructed *wetlands* or artificial *wetlands*, which have the ability to remove an abundant series of contaminants through the combination of chemical processes, low-cost physical and biological systems, in addition to having a greater ability to improve water quality. The support medium of *wetlands* has been increasingly evaluated due to the variability of materials that can be used and for its importance in the system, in which the removal of pollutants occurs through the processes of filtration, adsorption and absorption, as well as support for the growth of *wetlands* plants and the growth of microorganisms, mainly sulfate-reducing bacteria, as well as being a source of substrate and electron donors for these organisms. The present work aimed to characterize alternative support materials and organic substrates with potential use in constructed *wetlands* (WC) treatment systems. The materials evaluated as support material were: civil construction waste (RCC), pulp industry waste (Grits and Dregs) and crushed stone 01 and the materials used as carbon and electron source were: cob and manure. Three bench WCs were filled with these materials, being differentiated only by the medium used, gravel, RCC, grits and dregs. These were characterized for leaching of chemical elements and Zero Load Point (PCZ). The WC beds were monitored for physicochemical parameters (pH, turbidity, conductivity, dissolved oxygen and temperature) during 4 phases which totaled 91 days of analysis. The results of the leaching test for the substrates with regard to potential risks to the environment and public health, are within the limits allowed according to ABNT NBR Resolution No. 10004/2004, as regards solubility, the crushed material 01 exceeded the maximum allowable value (VMP) for the elements Al (0.9008mg/L) and Fe (1.619mg/L), the RCC exceeded the iron VMP (0.381mg/L) and the Grits exceeded for the element Al (0.3293mg/L). In the zero-load point test (PCZ), the results obtained for [pH] _PCZ, through the tests, were 8.8 for gravel, 8.55 for RCC, 8.92 for dregs and 8.84 for grits, which are considered support materials and for carbon sources and inoculum, it was 8.46 for manure, and 5.25 for corn on the cob. Having as the only good substrate for adsorbing cations the cob, since its surface is negatively charged where its [pH] _PCZ was within the working pH range which is between 4 and 5.

Keywords: *Wetlands*. Constructed *Wetlands*. Acid mine drainage (AMD).

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Variações dos sistemas de <i>wetlands</i> construídos, em destaque o tipo de wetland utilizado neste estudo.....	17
Figura 2 - Wetland Construído com Plantas Flutuantes.....	18
Figura 3 - Wetland Construído com Plantas Emergentes.....	19
Figura 4 - Wetland Construído com Plantas Submersas Fixas.....	19
Figura 5 - Wetland Construído de Fluxo Subsuperficial Horizontal.....	21
Figura 6 - Wetland Construída de Fluxo Subsuperficial Vertical.....	22
Figura 7 - Diagrama esquemático da dupla camada elétrica.....	24
Figura 8 - Materiais suporte e substrato do projeto.....	30
Figura 9 - Filtro para a análise de lixiviação.....	31
Figura 10 - Representação esquemática do leito wetland contendo os materiais suportes e substrato caracterizados neste estudo.....	33
Figura 11 – Fotografia da espécie de macrófita <i>Typha domingensis</i>	34
Figura 12 - Valores de pH inicial x pH final da Brita.....	39
Figura 13 - Valores de pH inicial x pH final dos Resíduos de construção civil (RCC).	40
Figura 14 - Valores de pH inicial x pH final do Dregs.....	41
Figura 15 - Valores de pH inicial x pH final do Grits.....	42
Figura 16 - Valores de pH inicial x pH final do Sabugo de milho.....	43
Figura 17 - Valores de pH inicial x pH final do Esterco.....	44
Figura 18 - Evolução temporal do pH dos leitos WCs com diferentes materiais suportes. WC1 – Brita; WC2 – Grits e Dregs; WC3 – RCC.....	45
Figura 19 - Evolução temporal da condutividade dos <i>Wetlands</i>	47
Figura 20 - Evolução temporal da turbidez dos <i>Wetlands</i>	48

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Proporção e quantidade dos materiais suporte e substratos do projeto.....	33
Tabela 2 - Composição e valores operacionais dos <i>Wetlands</i> durante o monitoramento.....	35
Tabela 3 – Concentrações encontradas no teste de lixiviação e limites máximos estabelecidos por normas.....	36
Tabela 4 - Valores pH inicial x pH final do material suporte, fonte de carbono e inóculo.....	39
Tabela 5 - Coeficiente, desvio padrão e média dos resultados de pH.	46
Tabela 6 - Valores de Eh para os 3 leitos de WC e efluente.....	46
Tabela 7 - Coeficiente, desvio padrão e média dos resultados da Turbidez.....	48

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Al	Alumínio
Ca	Cálcio
Cd	Cádmio
Cu	Cobre
CuFeS ₂	Calcopirita
Cu ₂ S	Calcocita
DAM	Drenagem Ácida de Minas
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
Eh	Oxigênio Dissolvido
ESALQ	Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
Fe	Ferro
Fe ³⁺	Ferro III ou férrico
FeS ₂	Pirita
FeAsS	Arsenopirita
H ⁺	Cátion de Hidrogênio ou próton
HCl	Ácido Clorídrico
HNO ₃	Ácido Nítrico
K	Potássio
Mg	Magnésio
Mn	Manganês
Na	Sódio
Na ₂ S	Sulfeto de sódio
NaOH	Hidróxido de sódio
NH ₄	Amônio
Ni	Níquel
ONU	Organização das Nações Unidas
P	Fósforo
Pb	Chumbo
PCZ	Ponto de Carga Zero

pH	Potencial hidrogênico
pH_{PCZ}	Potencial Hidrogênico do Ponto de Carga Zero
RCC	Resíduo de Construção Civil
RIC	Resíduo Indústria de Celulose
SNIS	Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento
SP	São Paulo
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
TURB	Turbidez
TDH	Tempo de Detenção Hidráulico
WC1	Wetland Construído 1
WC2	Wetland Construído 2
WC3	Wetland Construído 3
WCFS	<i>Wetlands</i> Construídas de Fluxo Subsuperficial
WFS	<i>Wetlands</i> Construídos de Fluxo Superficial
WHFSS	<i>Wetlands</i> Horizontal de Fluxo Subsuperficial
WVFSS	<i>Wetlands</i> Vertical de Fluxo Subsuperficial
Zn	Zinco

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	14
2. OBJETIVO GERAL.....	15
3. BASES TEÓRICAS.....	15
<i>Wetlands</i> Construídos de Fluxo Superficial (WFS)	17
<i>Wetlands</i> com Plantas Flutuantes	18
<i>Wetlands</i> com Plantas Emergentes	18
<i>Wetlands</i> com Plantas Submersas	19
<i>Wetlands</i> Construídas de Fluxo Subsuperficial (WCFS)	20
<i>Wetlands</i> Horizontal de Fluxo Subsuperficial (WHFSS).....	20
<i>Wetlands</i> Vertical de Fluxo Subsuperficial (WVFSS)	21
Ponto de Carga Zero	23
4. ESTADO DA ARTE	24
<i>Wetlands</i> construídos.....	24
Drenagem ácida de Minas (DAM)	26
5. METODOLOGIA.....	29
Caracterização dos materiais suporte e substrato	29
Teste de lixiviação	30
Ponto de carga zero (PCZ).....	32
Sistema experimental de <i>Wetlands</i> construído	32
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	35
Resultados do teste de lixiviação.....	35
Resultados do ponto de carga zero (Pcz).....	38
Materiais suporte: brita, rcc, grift e dregs.....	39
Fontes de carbono e inóculo	42
Estabilização dos leitos <i>wetlands</i> construído	45
7. CONCLUSÕES.....	48
8. REFERÊNCIAS.....	49

1. INTRODUÇÃO

O acesso à água em quantidade e qualidade adequadas é um direito essencial garantido constitucionalmente no mundo. Contudo, no Brasil, mais de 100 milhões de brasileiros não são contemplados minimamente com redes de coleta de esgoto e ainda não tem conhecimento sobre sua importância para garantir saúde e qualidade de vida. Pesquisa encomendada pelo Instituto Trata Brasil ao Ibope, em 2009, nos municípios brasileiros com mais de 300 habitantes (na época, 79 cidades), revelou que 31% da população desconheciam o que é saneamento e somente 3% relacionavam o tema à saúde. (Trata Brasil, 2021). Além disto a pesquisa relacionada ao mesmo tema, obteve dados alarmantes, onde indicava que menos de um quarto dos entrevistados conhecia o destino do esgoto de sua cidade, um percentual similar acreditava que os resíduos seguiam para uma estação de tratamento e um terço dos entrevistados acreditava que o esgoto seguia direto para os rios (Trata Brasil, 2021).

Analisando os anos de 2014 a 2020, temos que a quantidade de brasileiros com rede de esgoto, passava de 98 milhões para 114,6 milhões. Tais números são do Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento (SNIS), divulgado no ano de 2020. O ritmo do avanço da coleta e principalmente do tratamento é lento, o qual nos se mostra que o nosso país está muito atrasado. Soluções como *wetlands* estão sendo cada vez mais utilizadas para solucionar os problemas que envolvem tratamento de esgoto no Brasil. (Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento, 2020).

Wetlands (terras úmidas) são ambientes naturais que ficam inundados periódica ou permanentemente, onde o solo saturado permite o crescimento de macrófitas. Os *wetlands* naturais são excelentes filtros naturais de águas e de nutrientes ou poluentes e desempenham uma função ecossistêmica importante na ciclagem destes materiais, além da proteção de margens de corpos d'água contra ações erosivas e regularização do fluxo hidrológico. Exemplos de *wetlands* naturais são os brejos, pântanos ou várzeas. A dinâmica dos ciclos biogeoquímicos de elementos químicos (carbono e macro e micro nutrientes) que ocorrem nesses ambientes pode ser estudada em ambientes controlados, como os *wetlands* construídos, a fim de otimizar o tratamento de efluentes de diversas características físico-químicas, principalmente, com a presença de poluentes (IAQUELI, 2016).

Portanto, *wetlands* construídos são sistemas passivos e extensivos de tratamento, os quais buscam imitar a natureza, ou seja, imitar os *wetlands* naturais, realizando as mesmas funções, porém para o tratamento de efluentes. Este sistema não utiliza produtos químicos e

elementos eletromecânicos em seus reatores, sendo uma ótima escolha ambiental. Os meios suportes utilizados variam conforme o tipo de escoamento e a remoção de poluentes a qual se deseja remover, sendo que fazem o papel do solo natural, sendo um exemplo do mesmo, a utilização da pedra brita. Além do meio suporte, tem-se a utilização de plantas, as quais são divididas em emergentes, flutuantes e submersas, tendo sua escolha na hora da construção do *wetland*.

Para o tratamento de drenagem ácida de minas (DAM), os *wetlands* (WCs) construídos são uma opção técnica e economicamente viável para o tratamento de águas residuárias, onde se tem baixos custos de construção, operação e manutenção em comparação com outras formas de tratamento. Neste tratamento, tem-se a manipulação de processos físicos, químicos e biológicos simultâneos que ocorrem nos *wetlands* naturais (Ribeiro, 2021).

Desta forma, o presente trabalho apresenta sobre os tipos de *wetlands* construídos, focado na avaliação química de materiais utilizados como meio suporte e como estes podem ser uma solução viável ecologicamente, para o tratamento de efluentes de características ácida e com metais pesados. Vale ressaltar que este trabalho de conclusão de curso foi realizado no âmbito de um projeto de mestrado em andamento intitulado “Wetland de fluxo vertical com diferentes tipos de meio suporte para o tratamento da drenagem ácida de mina” (Silva, S.B., 2022).

2. OBJETIVO GERAL

Essa pesquisa teve como objetivo a caracterização química da pedra brita 01, resíduo de construção civil (RCC), resíduo da indústria de celulose (Dregs e Grits), sabugo de milho seco e cortado em pedaços e esterco, materiais utilizados como meio suporte e substrato orgânico na construção dos *wetlands* com foco no tratamento da Drenagem Ácida de Mina.

3. BASES TEÓRICAS

As áreas úmidas são sistemas de tratamentos naturais que tratam diferentes tipos de água poluída, por meio de processos otimizados encontrados em ambientes naturais. Os *wetlands* podem ser subdivididas em sistemas de escoamento superficial e de escoamento subsuperficial (VON SPERLING et al., 2018).

Segundo DE PAOLI (2010) o estudo das *wetlands* construídas iniciou-se na Europa nas décadas de 1950 e 1960 a partir dos trabalhos realizados por Kathe Seidel, o qual era responsável pelos experimentos com macrófitas aquáticas na purificação de águas residuárias. Os sistemas envolviam uma série de *wetlands* verticais e horizontais, que mais tarde, no final dos anos 90, seriam avaliadas como a base para os sistemas híbridos (DE PAOLI, 2010).

Em 1960, Reinhold Kickuth, juntamente com Seidel, desenvolveram a *wetland* horizontal de fluxo sub-superficial (WHFSS) usualmente conhecidas como método das zonas de raízes (em inglês: Rhizome Zone Method - RZM). As RZM eram construídas com o meio filtrante de solo (tipicamente argila e areia) e plantadas com *Phragmites*, comumente conhecida pelo nome de caniço-de-água ou simplesmente caniço. Acreditava-se que o sistema de raízes das plantas poderia melhorar ou manter a condutividade hidráulica do meio poroso (originalmente caracterizado pela baixa condutividade), o que não foi comprovado e resultava constantemente em fluxos superficiais indesejados acima do leito (DE PAOLI, 2010).

As vantagens e eficiências dos *wetlands* construídos variam desde sua simplificação, sua segurança operacional, a seu baixo custo operacional e seus efeitos sobre o meio ambiente. Quanto à simplificação e segurança operacional apresentam as seguintes vantagens:

- Construção, operação e manutenção simples;
- Ausência de descarte e de rotinas complexas de gestão de lodo;
- Atendem com segurança a legislação;
- Resistência a choques de carga e de vazão;
- Eficiência de tratamento acima de 90% (remoção de DBO);
- Ausência de elementos eletromecânicos e de produtos químicos.

Em relação aos custos operacionais da ETE com *Wetlands*, tem-se:

- Baixo ou nulo consumo de energia elétrica;
- Rotinas operacionais que demandam apenas 2 horas por dia;
- Não necessita de mão de obra especializada;
- Redução de custos com gestão de lodo;
- Independência de centrífugas e de aterro sanitário para desaguamento e destinação de lodo.

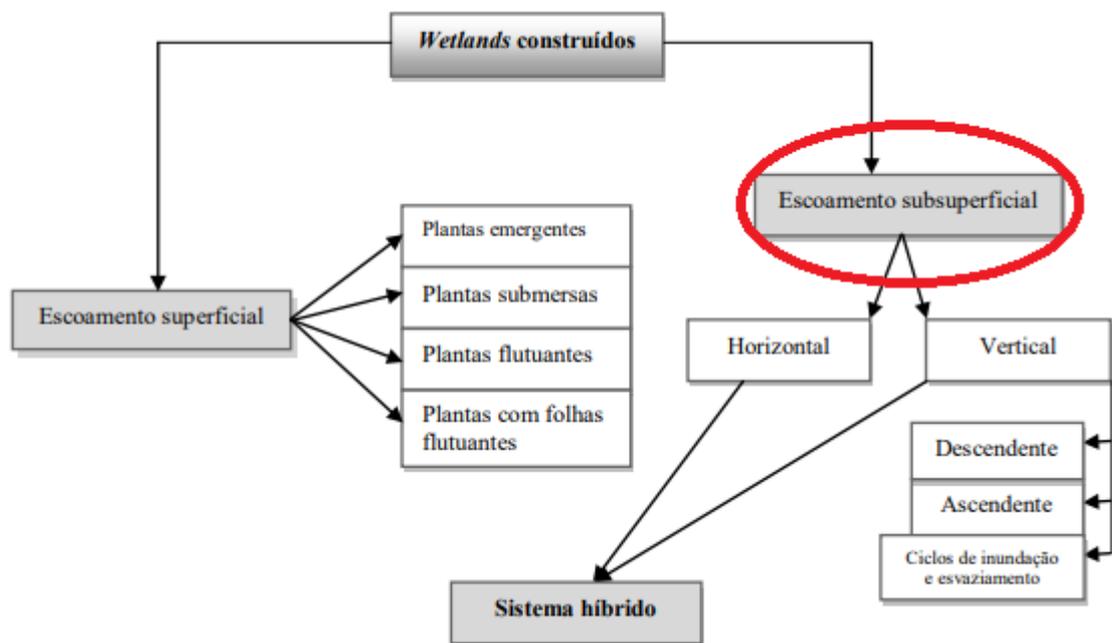
Quanto à recursos e qualidade ambiental:

- Tendência mundial de saneamento;
- Ausência de odores, vetores e ruídos;
- Possibilidade de reuso de águas;
- Mineralização e higienização passiva do lodo com possibilidade de destinação agrícola;

- Integração paisagística e harmonização com o entorno;
- Tecnologia recomendada pela ONU;
- Possibilidade de reuso da biomassa vegetal.

Existem basicamente dois tipos principais de *wetlands* construídos (MONTEIRO, 2009), os quais são classificadas de acordo com o nível da coluna d'água, plantas utilizadas no tratamento, entre outros fatores e possuem diferentes características, como apresentado na Figura 1.

Figura 1 - Variações dos sistemas de *wetlands* construídos, em destaque o tipo de wetland utilizado neste estudo.



Fonte: Adaptado de Vymazal e Kroepfelová, 2008.

Wetlands Construídos de Fluxo Superficial (WFS)

Os *wetlands* de fluxo superficial são os que mais se assemelham aos pântanos e áreas alagadas naturais, por possuírem uma configuração onde o sistema sofre alagamentos acima do nível do solo (FAISSAL, 2016).

Neste sistema, existem algumas desvantagens, como a quantidade de insetos vetores de doenças e a exposição a vetores patogênicos do efluente, devido ao alagamento.

Os *wetlands* de fluxo superficial são utilizados para remediar solos argilosos com baixa permeabilidade e terrenos com declividade reduzida. A alta eficiência hidráulica ou baixa velocidade de fluxo e alto tempo de retenção hidráulico aliada às boas condições de

sedimentação fazem com que a quantidade de matéria orgânica e sólidos em suspensão seja muito elevada (PIO; ANTONY; SANTANA, 2013).

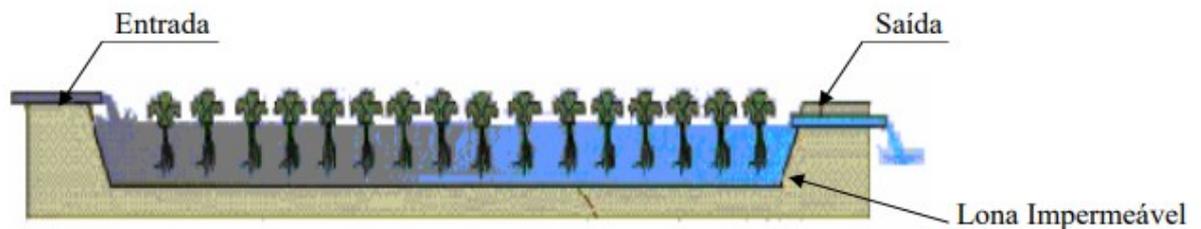
Estes tipos de *Wetlands* construídos são divididos em 3 classes, cada um utilizando diferentes técnicas e plantas, para o tratamento dos efluentes, como a seguir:

Wetlands com Plantas Flutuantes

Neste tipo de wetland são utilizadas plantas vasculares flutuantes as quais são tolerantes a condição de saturação do líquido, cultivadas a partir da matéria orgânica e nutrientes contidos no esgoto (Figura 2). Elas podem ser enraizadas com folhas flutuantes na superfície da água, ou livres.

As principais espécies flutuantes utilizadas em sistemas de fluxo superficial são o aguapé (*Eichhornia crassipes*) e a lentilha d'água (*Lemna spp.*) (ZANELLA, 2008).

Figura 2 - Wetland Construído com Plantas Flutuantes.



Fonte: SILVA, 2007.

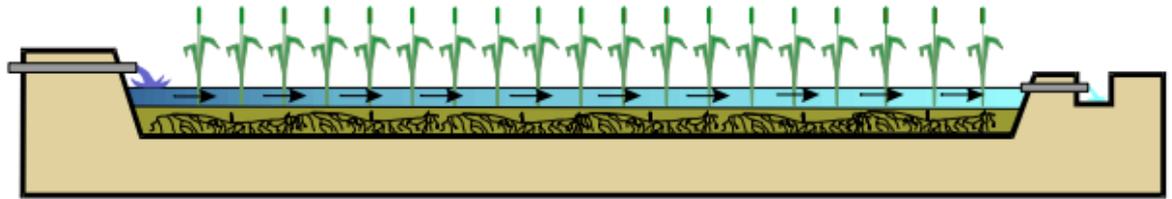
Uma observação importante neste tipo de *wetlands* é a possibilidade de proliferação de mosquitos, devido a vegetação flutuante, as quais servem de abrigo para ovos e larvas.

Wetlands com Plantas Emergentes

Wetlands com plantas emergentes (Figura 3, a seguir) possui plantas onde seu sistema radicular apresenta-se fixo ao sedimento, onde caules, folhas e flores estendem-se acima do nível da massa líquida.

Essa configuração assemelha-se muito aos brejos naturais, o qual serve como atrativo habitat para a fauna local, além de proporcionar benefícios estéticos a estação de tratamento dependendo do tipo de vegetação escolhida (ZANELLA, 2008).

Figura 3 - Wetland Construído com Plantas Emergentes.



Fonte: FAISSAL, 2016.

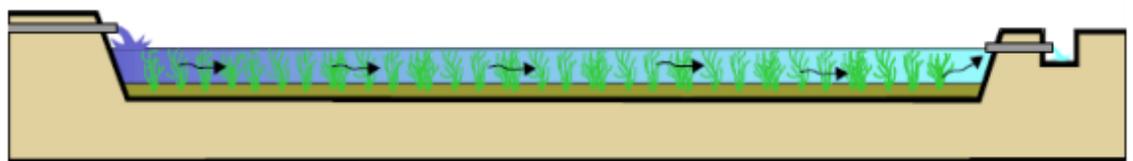
As espécies de plantas típicas deste tipo de *wetlands* são chamadas de Juncos, entre elas as mais utilizadas são a Tábua-estreita (*Typha latifolia*) e a Caniço (*Phragmites australis*).

Wetlands com Plantas Submersas

Essa configuração de *wetlands* possui uma subclassificação de acordo com a mobilidade da vegetação, sendo ela fixa ou livre (Figura 4). Sendo as fixas as que crescem totalmente debaixo d'água e, livres as que possuem a porção radicular fixa ao meio suporte ou substrato no fundo do tanque ou canal.

As espécies mais utilizadas são a *Isoetes Lacustris*, *Lobelia Dortmanna* e a *Egéria* spp. para águas oligotróficas, ou então a *Elodea Canadensis* para águas eutróficas (MATTOSO, 2014).

Figura 4 - Wetland Construído com Plantas Submersas Fixas



Fonte: MATTOSO, 2014.

Esta classificação de *wetlands* é a mais sensível, em virtude de que quando expostas ao sol, geralmente seus tecidos foto sinteticamente ativos são destruídos. E além disso, é necessário um ambiente bem oxigenado para seu desenvolvimento, sendo assim não recomendadas para tratamento de esgoto urbano.

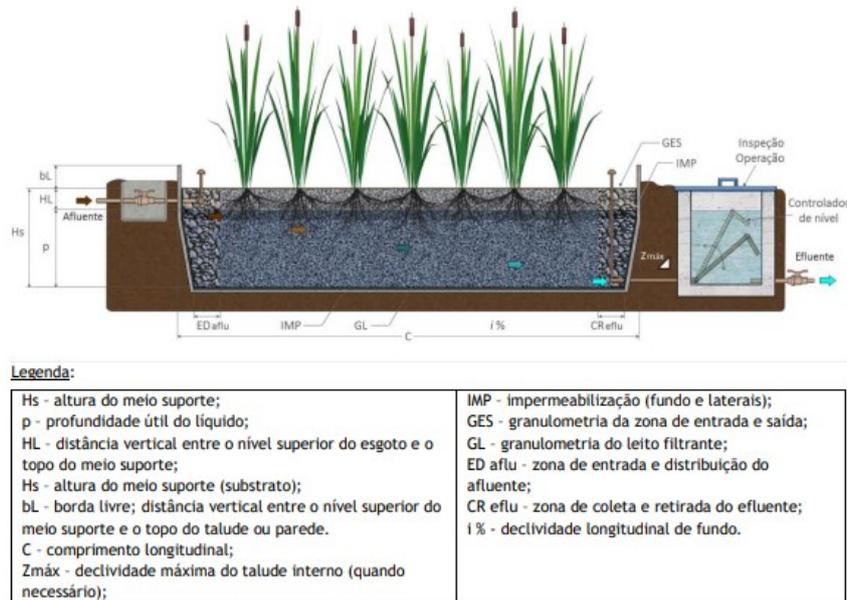
***Wetlands* Construídas de Fluxo Subsuperficial (WCFS)**

Estes *wetlands* são os mais utilizadas no mundo por terem capacidade de remoção elevada das concentrações de nitrogênio, fósforo e metais pesados graças aos processos físicos, químicos e biológicos. Eles são divididos em duas particularidades dos sistemas subsuperficiais, o subsuperficial vertical e o horizontal.

***Wetlands* Horizontal de Fluxo Subsuperficial (WHFSS)**

Os *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial horizontal (Figura 5), consistem em tanques preenchidos por um material suporte de cascalho ou areia, cultivados com macrófitas, possuindo uma pequena inclinação para que o efluente caminhe no sentido horizontal, de uma extremidade até a outra. Normalmente são construídos canais longos e estreitos, os quais podem ter as mais variadas dimensões, dependendo dos parâmetros de projeto. A atividade das plantas tem dois focos principais, o fornecimento de oxigênio para os microrganismos da rizosfera e o aumento com estabilização da condutividade hidráulica. Este sistema apresenta uma remoção de nutrientes de baixa ou média eficácia, porém têm excelentes resultados na remoção de DBO e sólidos em suspensão (MATTOSO, 2014).

Figura 5 - Wetland Construído de Fluxo Subsuperficial Horizontal



Fonte: Sperling e Sezerino, 2018.

Segundo SILVA (2007), esse tipo de sistema é satisfatório para a remoção de sólidos suspensos e bactérias; remoção de DBO até uma determinada capacidade de transferência de oxigênio e desnitrificação. É pobre para a nitrificação no tratamento secundário, devido à sua limitada capacidade de transferência de oxigênio, mas produzem efluentes bem nitrificados no tratamento terciário. A eficiência de remoção de poluentes no tratamento secundário é atingida em *wetlands* construídos com área superficial de 5-10m²/hab, podendo atingir médias de remoção de nutrientes somente de 30% a 50% (ou 60%) (Laber *et al.*, 1997).

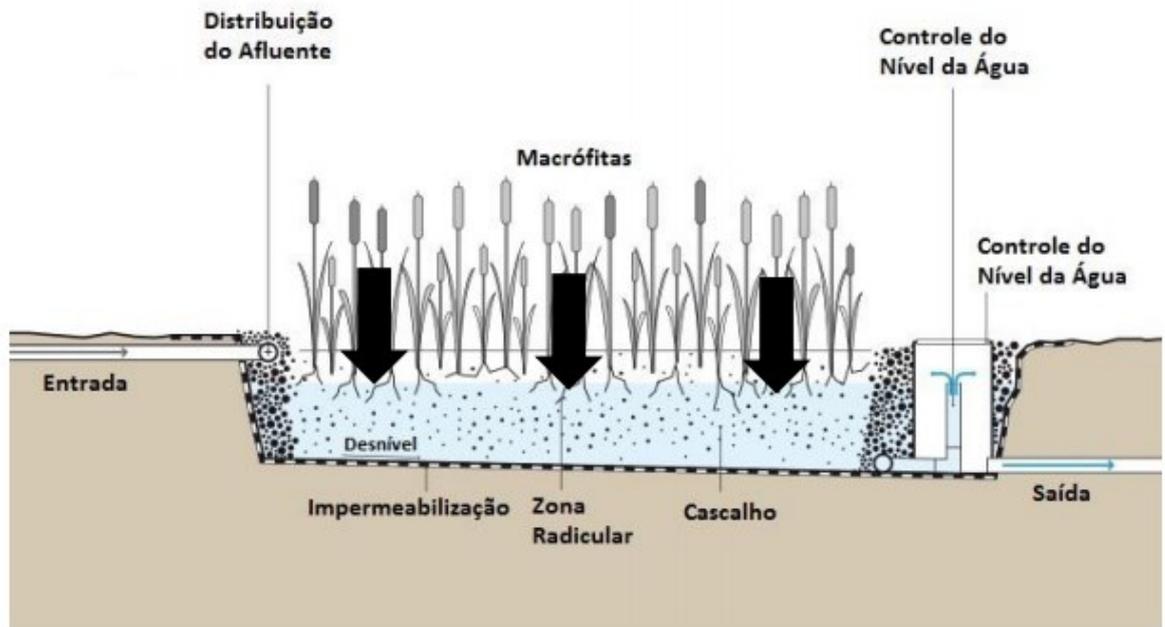
***Wetlands* Vertical de Fluxo Subsuperficial (WVFSS)**

Nos *wetlands* construídos de fluxo vertical, as águas residuárias são inseridas intermitentemente sobre a superfície do filtro e percoladas verticalmente. Da mesma forma que nos *wetlands* de fluxo horizontal, seu interior é preenchido por material suporte e as macrófitas são plantadas diretamente sobre ele. O efluente tratado é coletado no fundo por um sistema de drenagem.

A concentração de remoção de nitrogênio é dependente do suprimento presente de oxigênio no processo, o processo de nitrificação é beneficiado quando há uma aplicação intermitente de carga a qual gera uma maior oxigenação para o sistema.

Os *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial vertical (Figura 6) são uma boa opção para locais onde não há disponibilidade de energia para o uso de bombas e de lugares que possuem baixo gradiente hidráulico (FAISSAL, 2016), como para tratamento de efluentes industriais.

Figura 6 - Wetland Construída de Fluxo Subsuperficial Vertical.



Fonte: FAISSAL, 2016.

Este tipo de wetland apresenta vantagens em comparado aos demais, pois pode ser construído em lugares frios e não apresenta risco de transmissão de doenças ao homem.

Os principais parâmetros de definições de um sistema de tratamento de efluentes utilizando *wetlands* são:

- As características físico-químicas do efluente após tratamento;
- A configuração dos leitos;
- Escolha do substrato orgânico (quando necessário), da macrófita e do material suporte.

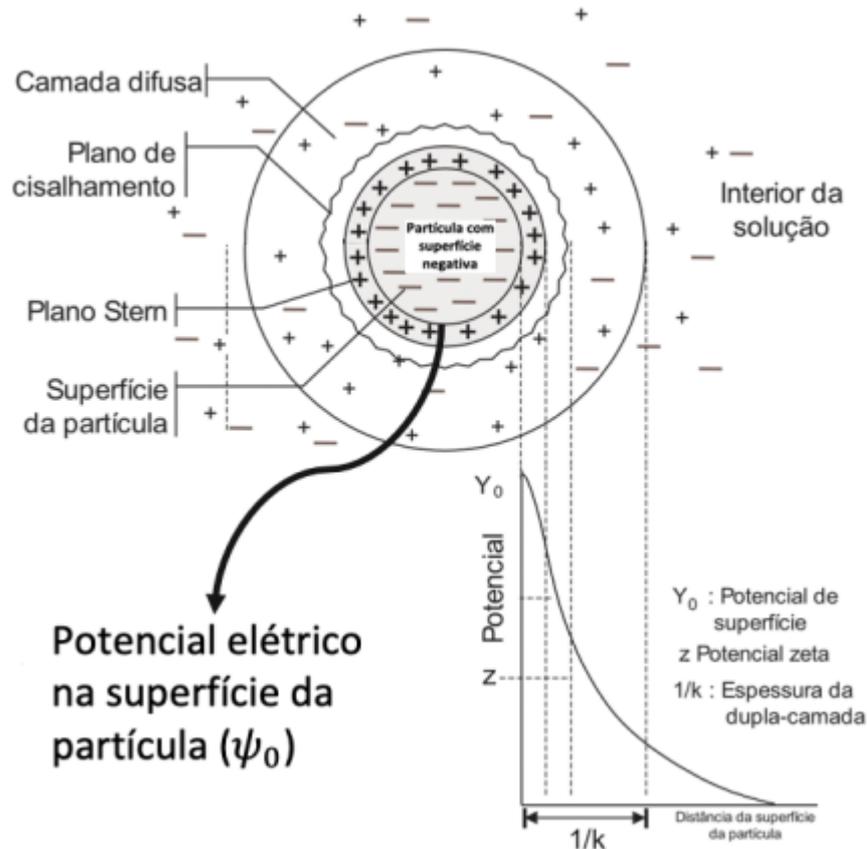
Este último foi o objeto de estudo deste trabalho, no qual, teve-se como análise o ponto de carga zero e a lixiviação.

Ponto de Carga Zero

O ponto de carga zero ou PCZ, pode ser definido como o valor de pH em que a adsorção de íons determinantes de potencial (H^+ e OH^-) é igual (PEREZ, D. V.; CAMPOS, D. V. B. de; TEIXEIRA, P. C. 2017). Entende-se que o PCZ, é o ponto onde se tem interação entre grandes quantidades iguais de cargas positivas e negativas, as quais resultam em carga superficial total nula. Caso o pH do meio seja abaixo do pH_{PCZ} , o material adquire capacidade de troca aniônica, ou seja, é um bom material para adsorver ânions, devido à concentração de cargas positivas em sua superfície, e caso contrário, onde o pH é acima do pH_{PCZ} , o material pode ser considerado bom para adsorver cátions, pois sua superfície estará carregada por cargas negativas (TEODORO, 2018).

O PCZ afeta diretamente o comportamento do estado coloidal, o qual consiste em um sistema heterogêneo de duas ou mais fases diferentes, dispersa e contínua sendo elas sólida, líquida ou gasosa. As superfícies de um material possuem a capacidade de absorver cargas elétricas, variando seu estado conforme a distribuição espacial das cargas livres na sua vizinhança, à qual é idealizada como dupla camada eletroquímica. Ela é formada pelas camadas de Stern e pela difusa de Gouy-Chapman. A Stern apresenta cargas adsorvidas à superfície carregada da partícula e tem-se uma diminuição na densidade de cargas (camada difusa) conforme a distância da superfície da partícula aumenta (Minas Júnior Consultoria Mineral, 2020).

Figura 7 - Diagrama esquemático da dupla camada elétrica. Adaptado de Bernardo, et al. (2017)



Fonte: BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017.

4. ESTADO DA ARTE

Wetlands construídos

Experiências brasileiras e internacionais têm demonstrado que os sistemas de *wetlands* construídos podem ser uma excelente alternativa para o tratamento integral de esgoto (SALATI et al., 1996); para o tratamento de efluente agrícola (casas de vegetação, recinto de animais e tanques de peixes) (JUNSAN et al., 2000); para o tratamento de água captada em rios Classe 2 para abastecimento industrial e urbano (ELIAS et al., 2000); bem como na recuperação de áreas alagadas com o intuito principal de aumento de biodiversidade e consequente atividades de educação ambiental (KADLEC & KNIGHT, 1996), principalmente por apresentarem vantagens como o baixo custo de implantação, fácil manutenção e a alta eficiência de melhoria dos parâmetros que caracterizam os recursos hídricos (BUSATO,

2014), e para o tratamento de drenagem ácida de minas (DAM), onde há a remoção de metais das águas de drenagem pela precipitação como oxi-hidróxidos ou sulfetos e por reações de troca iônica (DE MELLO; DUARTE; LADEIRA, 2014).

O primeiro projeto de sistemas de *wetlands* realizado no Brasil foi feito por SALATI e Rodrigues, em 1982, com a construção de um lago artificial nas proximidades de um córrego altamente poluído (Rio Piracicamirim) na ESALQ (Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz"), em Piracicaba, SP. As experiências iniciais foram satisfatórias e os trabalhos foram continuados a partir de 1985, pelo Instituto de Ecologia Aplicada (Piracicaba, SP). Foram desenvolvidas novas tecnologias, procurando-se especialmente, aumentar a eficiência do sistema e reduzir os investimentos (SALATTI, 2003).

Os desenhos dos projetos desenvolvidos de *wetlands* variam de acordo com sua finalidade. No Brasil, existem implantadas diversas estações de tratamento de efluentes líquidos, as quais utilizam sistemas de *wetlands* construídos que foram projetados pelo Instituto de Ecologia Aplicada (Piracicaba/SP). Em geral, os projetos executados podem ser divididos em 4 grandes categorias que são elas, sistemas de purificação de grandes volumes de água, sistemas para tratamento de esgoto urbano, sistemas para purificação de águas industriais e sistemas para abastecimento de água industrial e urbana (INSTITUTO DE ECOLOGIA APLICADA, 1997).

Os trabalhos publicados deste tipo de wetland mostram que os resultados são satisfatórios para a nitrificação no tratamento secundário, já que possui uma alta capacidade de transferência de oxigênio, ligada a dosagem intermitente da carga e a taxa de aplicação hidráulica a qual contribui também para a remoção de DBO e DQO (SILVA, 2007).

De acordo com o estudo sobre a utilização de *wetlands* construídas para tratamento de águas residuárias no Brasil, realizado por Zinato e Guimarães (2017), as configurações mais utilizadas no Brasil são as de fluxo subsuperficial horizontal, fluxo vertical e fluxo superficial horizontal.

A capacidade em remover metais pesados tóxicos de águas residuais nos sistemas *wetlands* se deve a mecanismos físico, químicos e bioquímicos como a adsorção (fixação de moléculas líquidas a uma superfície sólida), de precipitação e a absorção pelas plantas. De acordo com Silveira, et al, 2013, os compostos orgânicos formados no sistema *wetland* apresentam cargas negativas capazes de adsorver cátions mono, di e trivalentes, como Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Ni^{2+} , Cd^{2+} , Zn^{2+} , Pb^{2+} , Al^{3+} . Algumas espécies de macrófitas apresentam uma tolerância maior a metais pesados, com capacidade de acumulá-los em suas

raízes e transferi-los para as folhas, eles também podem ser construídos para tratamento de chorume proveniente dos aterros sanitários (Silveira, et al, 2013).

Diferentes tipos de *wetlands* construídos têm sido combinados para melhorar a eficiência de remoção de poluentes específicos. A maioria dos sistemas híbridos combinam células de fluxo horizontal e vertical, porém a mais comum é uma célula vertical seguida de uma horizontal. Esta configuração vem sendo bastante aplicada devido aos altos requisitos de remoção de amônia (DE PAOLI, 2010).

Uma outra alternativa de configuração de *wetlands* híbridas é uma célula horizontal seguida de uma vertical, com recirculação. A célula horizontal primeiramente remove o material orgânico e os sólidos suspensos, em seguida a célula vertical promove a nitrificação da amônia em nitrato e uma parte recircula para a célula horizontal onde ocorre a desnitrificação e remoção, em muitos casos, total do nitrogênio. É um sistema mais complexo em que há necessidade de um maior controle operacional e gastos com energia elétrica para a recirculação (DE PAOLI, 2010).

Estudo realizado por Faxina, et al. (2018) levanta a hipótese de que o cultivo de macrófita em leito, a qual possui ocorrência em vereda, possui uma eficiência na melhora de parâmetros como o de qualidade de efluente industrial, ao qual permite a disposição final conforme a legislação. Tal estudo apontou um potencial para o tratamento de efluentes gerados, no qual o leito experimental promoveu a redução de 87,9% de fósforo, 80,8% de nitrogênio e 92,69% de DQO em relação ao efluente bruto, tornando-o apto para a disposição final em cursos d'água após o tratamento com macrófitas, conforme os padrões estabelecidos na Resolução do CONAMA N° 430/2011 e Deliberação Conjunta do COPAM-CERH N° 01/2008.

Para o dimensionamento de uma estação de tratamento deve-se considerar a demanda (vazão em função do uso e do número de habitantes), o espaço físico e o terreno (relevo, tipo de solo e nível d'água), bem como a presença de corpo hídrico (lago, rio ou área de alagado), visto que o custo total de implantação de um sistema de tratamento de esgoto que utiliza filtros com zona de raízes varia conforme a área necessária para implantação do filtro, principalmente em função dos volumes de brita e areia necessários para compor as camadas filtrantes (BUSATO, 2014). Devido a este último fator, a busca por materiais eficientes e de custos mais baixos é uma necessidade para implantação em grande escala destes sistemas.

Drenagem ácida de Minas (DAM)

A drenagem ácida de minas (DAM) é produzida pela oxidação de minerais de sulfeto a qual tem alta capacidade de lixiviação de elementos presentes no minério e nas rochas circundantes à área minerada. É caracterizada por pH baixo, alta condutividade e altas concentrações de Al, Fe, Mn, entre outros metais e metalóides, que auxiliam na acidez destas drenagens, uma vez que podem sofrer reações de hidrólise. Dentre os sulfetos frequentemente encontrados e que podem produzir drenagem ácida estão a pirita (FeS_2), arsenopirita (FeAsS), calcopirita (CuFeS_2) e calcocita (Cu_2S), sendo a primeira a mais comum (CAMPANER; LUIZ-SILVA, 2009).

Conforme citado por Zhang e Wang (2014), a (DAM) devido a sua alta acidez e altas concentrações de sulfato, metais dissolvidos e outros elementos é uma das ameaças ambientais mais sérias para a área de mineração. Para isso, se desenvolve técnicas como o de tratamento microbiano por bactérias redutoras de sulfato, no qual tem como função gerar alcalinidade reduzindo sulfato a sulfeto quando fornecido com carbono orgânico responsável sob condições anaeróbicas e causar precipitação de metais como sulfetos em condições de baixa oxidação-redução.

Segundo Souza (2015) as drenagens ácidas causam os seguintes impactos ao meio ambiente:

- Severas ameaças à saúde para as espécies aquáticas, ao hábitat nativo e a vida das plantas;
- Poluição das águas subterrâneas e de superfície;
- Deterioração da qualidade do solo;
- Liberação de metais pesados.
- Lençol subterrâneo e água de superfície.
- Empobrecimento da qualidade do solo.
- Liberação de metais pesados contidos no solo.

A utilização de áreas alagadas para o tratamento de DAM passou a existir através da observação de áreas alagadas naturais. Os efluentes oriundos de tratamento prévio são tratados com a utilização de plantas, algas e/ou bactérias sulfato redutores e também pelo meio suporte utilizado, os quais podem variar conforme a necessidade de tratamento (SILVA, 2016).

Projeto em escala de laboratório, realizado por Ribeiro (2021), para o tratamento de drenagem ácida de minas, utilizando *wetland* de fluxo vertical descendente, comprovou a boa aplicabilidade do tratamento, porém em efluentes onde se tem pH muito baixo e com alta concentração de metais, esta tecnologia deve ser utilizada como uma alternativa conjugada a outros tipos de tratamento.

Um dos principais componentes de um wetland construído é seu meio suporte, no qual pode ser feito com solo, camadas de brita e/ou areia. Estes atuam como suporte físico para as plantas, disponibilização de uma maior área superficial reativa e servindo como meio de aderência para a população microbiana, auxiliando a remoção de componentes orgânicos e inorgânicos por meio de processos físicos e químicos (RUBIM, 2017).

Diversos são os meios suportes utilizados em projetos *wetlands*, alguns apresentando uma melhor eficiência do que outros. Existem resíduos inorgânicos que são gerados durante o processo de produção de celulose, um deles é o grits. Tal resíduo é resultado de um processo que utiliza NaOH e Na₂S para realizar a deslignificação da celulose, denominado processo Kraft, sendo gerado durante a etapa de recuperação química dos reagentes. Segundo Rodrigues et al. (2016), o grits consiste em um material insolúvel removido do reator de apagamento, rico em Ca, Mg, K, Na e Al, além de quantidades significativas de pirsonita [Na₂CO₃.CaCO₃.2H₂O], um carbonato mineral precipitado.

Análises químicas, térmica e de teores dos elementos que constituem o dregs, foram realizadas por ALMEIDA et al. (2007), que indicou a utilização deste produto como corretivo da acidez dos solos e também como fonte de cálcio e de alguns micronutrientes às plantas, sem riscos de contaminação a curto e médio prazo (depende da dosagem).

Outro resíduo utilizado como material suporte em leitos de *wetlands* são os resíduos da construção civil, como a cerâmica. Leal (2019), utilizou resíduos da fabricação de cerâmica no tratamento de um efluente secundário de um condomínio, apresentando uma performance de remoção dos parâmetros de DBO 71%, DQO 78%, CT 95%, P total 91%, N total 69%, TURB 77%, SDT 429 e pH 7, utilizando a macrófita do cerrado *Eleocharis acutângula*.

No que se diz respeito a fontes de redução de carbono na promoção da redução de sulfato, (SULZBACH, 2015), em seu projeto sobre biorreatores a base de biocarvão para a remoção de sulfato e elementos-traço em águas de drenagem de mina, fez a utilização de esterco bovino como fonte redutora, no qual indicou a utilização deste como inóculo de bactérias redutoras de sulfato em biorreatores a base de biocarvão, permitindo a redução dos níveis de sulfato da água de DAM.

Yuet all (2019), analisando a eficiência da espiga de milho em sistema wetland de bancada, apresentou-se um tempo de operação de 1,5 anos de eficiência na remoção de nitrogênio, a qual foi mantida em uma taxa acima de 60%. Em comparação a outras fontes de carbono orgânico de forma contínua, o resultado foi significativamente superior ao obtido por carbono de celulose, como a palha de junco e folha de cânfora e algodão. A necessidade de

remoção dos metais dos efluentes de drenagem que se leva a diferentes estudos para avaliar a diversificação a qual pode ser utilizada os mais variados tipos de materiais suporte, fontes de carbono e inóculo e plantas, para a construção e execução de *wetlands*.

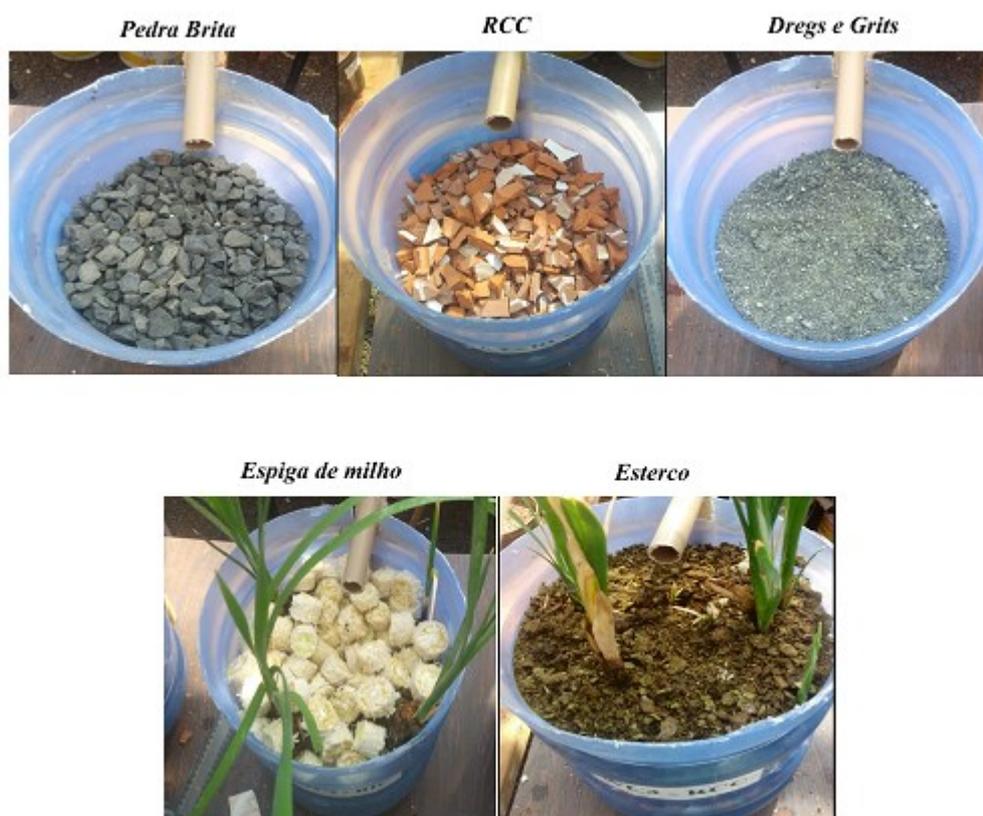
5. METODOLOGIA

A configuração de *wetlands* que contém os materiais avaliados neste estudo é a de fluxo vertical, devido sua facilidade de manutenção e montagem, o qual está avaliando o tratamento da drenagem ácida de mina. Seu efluente é aplicado uniformemente na superfície e percola por meio de maciço filtrante, o qual se encontra não saturado, por fim coletado no fundo do sistema por meio de um conjunto de tubulações, o qual pode tratar drenagens ácidas com altas concentrações de Al , Fe^{3+} e oxigênio dissolvido (Ribeiro, 2021). Esta configuração de wetland vem chamando cada vez mais a atenção devido sua capacidade completa de nitrificação a qual é alcançada mantendo-se o reator em condições aeróbicas por meio da intermitência na aplicação das cargas e pelo período de descanso (SILVA, S. C.; 2007).

Caracterização dos materiais suporte e substrato

Os materiais e substratos caracterizados neste projeto foram: i) brita 01 (material convencional em *wetlands*); ii) resíduos da indústria de celulose (alternativo); iii) sabugo de milho; iv) esterco e v) resíduos da construção civil, como visto na Figura 8.

Figura 8 - Materiais suporte e substrato do projeto.



Fonte: Sousa, 2022.

O sabugo de milho foi cortado em tamanhos de aproximadamente 2 dedos e seco ao sol, a pedra brita 01 possui malha entre 9,5 mm e 19 mm e tem um pH mais alcalino. Utilizou-se também esterco bovino seco, e resíduo da construção civil, sendo composto pela mistura de cacos de cerâmicas, telhas e de tijolos. O dregs e grits foram avaliados separadamente, porém quando colocados no sistema foram misturados em quantidades iguais.

Estes materiais foram avaliados quanto à presença e solubilidade de elementos químicos em suas estruturas, a fim de se verificar se possuem uma característica inerte, para serem utilizados em sistemas de tratamento de efluentes. Foi feito o teste de lixiviação e o Ponto de Carga Zero de cada material substrato.

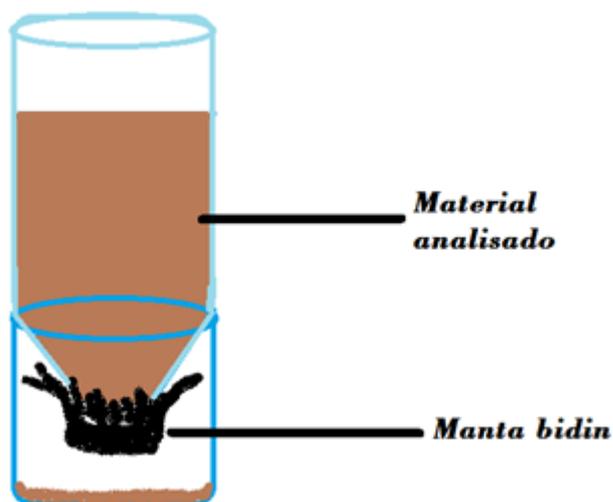
Teste de lixiviação

O teste de lixiviação é comumente utilizado para avaliar a estabilidade química dos resíduos quando em contato com soluções aquosas, no qual permite a verificação do grau de

mobilização ou de disponibilidade dos constituintes (CAUDURO, 2003). Foi utilizada a resolução ABNT NBR 10005:2004 – Procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos como parâmetro de comparação dos extratos. Esta resolução indica a classificação do extrato lixiviado de resíduos sólidos, dividindo-os em classe I – perigoso, e classe II – não perigoso.

Para esta análise foi necessário a montagem de um sistema filtrante simples como apresentado na Figura 9. Neste sistema adicionou-se uma quantidade de amostra suficiente para a determinação dos metais Al, Ca, Cd, Cu, Fe, Mg, Mn, P e Zn, distribuindo-as uniformemente sobre a superfície do filtro e passando aproximadamente 250 mL de água destilada pelo sistema, coletando com uma alíquota de 50mL, acidificando-a com ácido nítrico (HNO₃) e mantendo armazenado em tubos Falcon de 15 mL.

Figura 9 - Filtro para a análise de lixiviação.



Fonte: Sousa, 2022.

O material filtrado é denominado extrato lixiviado, onde foi medido o pH O extrato foi analisado seguindo os parâmetros descritos no AWWA - APHA – WPCI Standard methods for the examination of water and wastewater ou USEPA - SW 846 - Test methods for evaluating solid waste; Physical/Chemical methods (ABNT NBR 10006, 2012).

Ponto de carga zero (PCZ)

Para determinação do PCZ utilizou metodologia de Regalbuto e Robles (2004) a qual consiste em 2 soluções, sendo a primeira com pHs nos intervalos de 2 a 6, por meio da diluição de uma solução de ácido clorídrico (HCl) de pH 1. A solução ácida foi preparada a partir da adição de 8,1 mL de ácido clorídrico (HCl) em um balão volumétrico de 1L e completando com água destilada, e a segunda solução obtendo pHs nos valores de 8 a 11, através de uma solução de hidróxido de sódio de pH 12, sendo obtida através da dissolução de 0,4 g de NaOH em um pouco de água e em seguida adicionar a um balão volumétrico de 1L e completando-o com água destilada.

Transferiu-se 25 mL de ácido clorídrico para um balão de 250 mL, depois dilui-se transferindo 25 mL desse balão para outro de 250 mL. Esse procedimento foi repetido até diluir a solução de HCl seis vezes.

O mesmo procedimento foi realizado para a solução de NaOH. Dessa forma, obteve-se 12 balões volumétricos, seis contendo solução de HCl diluída e seis contendo solução de NaOH diluída. Com pHagâmetro de mesa, mediu-se o pH inicial de cada uma das 12 soluções.

Em seguida, pesou-se 50 mg de cada material suporte, sendo eles pedra brita, RCC, dregs, grits, sabugo de milho, pedra brita e esterco, e transferiu-se para 12 erlenmeyers de 50 mL. Posteriormente, adicionou-se 50 mL de solução da faixa dos 12 valores de pH para os 12 erlenmeyers, cada um para o seu ponto de pH inicial correspondente para gerar a faixa dos valores de pH. O procedimento foi realizado em duplicata. Após o preparo das amostras, transferiu-se cada uma delas para a mesa agitadora por um período de 24 horas a 100 rpm. Após o período de 24 horas, mediu-se o pH final de cada amostra com o equipamento pHmetro. Com os valores obtidos, criou-se o gráfico $pH_{inicial} \times \Delta (pH_{final} - pH_{inicial})$ para determinar o ponto de carga zero (PCZ) do adsorvente. O valor que cruza o eixo x é o ponto de carga zero.

Sistema experimental de *Wetlands* construído

Os materiais e substratos foram testados em três sistemas *wetlands* de bancada (Figura 10), com as seguintes características: volume útil 20L, fluxo descendente, variando o tipo de materiais suporte e proporção de substrato, conforme apresentado na Tabela 1. Foi utilizado

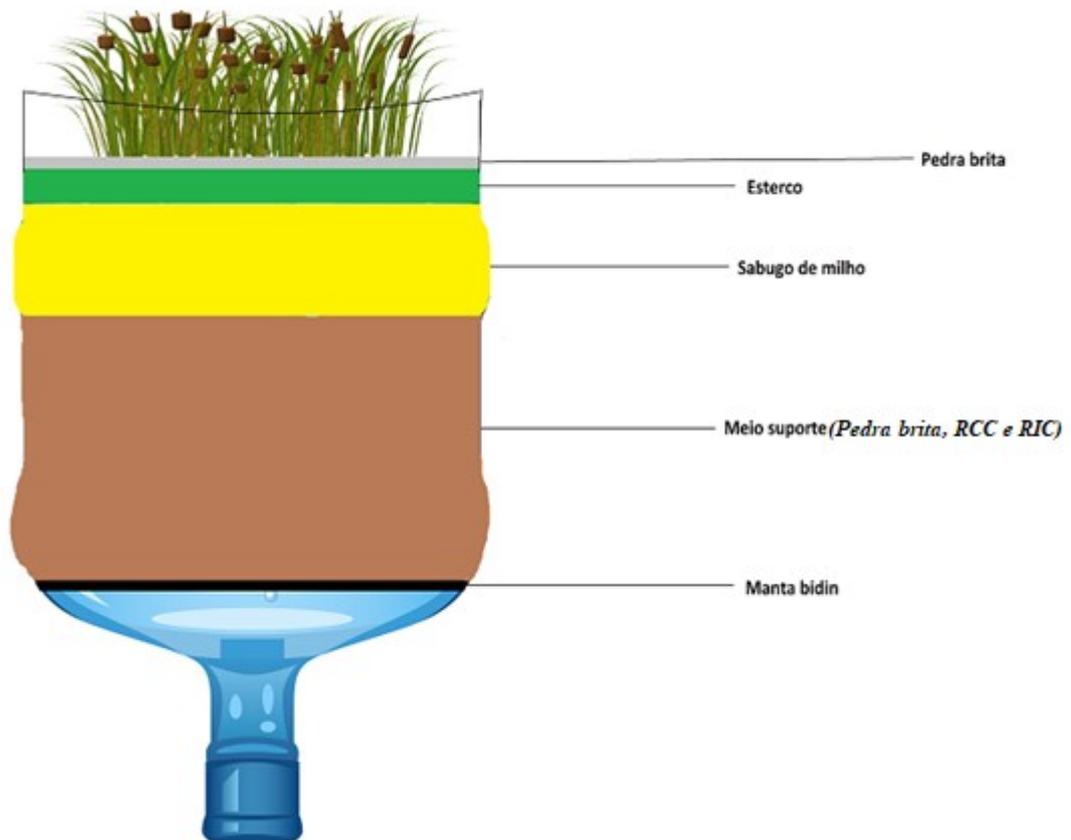
uma manta de tecido chamada manta bidin, a qual possui a função de evitar carreamento do material do sistema.

Tabela 1 – Proporção e quantidade do material suporte e substratos do projeto.

Material	Proporção de material (%)	Quantidade (Cm)
Pedra brita 01 (superfície)	3,85	1,00
Esterco	9,61	2,50
Sabugo de milho	25,00	6,50
Meio suporte (RCC, RIC, brita)	61,54	16,00

Fonte: Sousa, 2022.

Figura 10 - Representação esquemática do leito wetland contendo os materiais suportes e substrato caracterizados neste estudo.



Fonte: Sousa, 2022.

Nos *wetlands* foram plantados indivíduos da espécie *Typha domingensis* (Figura 11) ou popularmente conhecida como taboa. Tal macrófita é uma das mais utilizadas na depuração de águas, seu tamanho pode variar de dois a quatro metros de altura, é considerada uma planta daninha aquática, à qual é encontrada nas margens de represas, lagoas e brejos.

Figura 11 – Fotografia da espécie de macrófita *Typha domingensis*.



Fonte: G1, 2014.

Cada material utilizado possui características próprias e uma função dentro do sistema *wetland*, onde em suas camadas superficiais, todos os sistemas possuem pedra brita, esterco e sabugo de milho, variando apenas o meio suporte de cada um, como visto na Figura 10.

Os leitos de *wetlands* foram alimentados com efluente sintético de DAM, com pH inicial entre 4 e 5, sendo o monitoramento dos parâmetros realizado conforme Tabela 2. Após um período de adaptação/estabilização dos leitos (30 dias) em regime batelada, iniciou a avaliação do sistema em regime intermitente. Neste trabalho, foram apresentados apenas os valores dos parâmetros pH, condutividade e turbidez, a fim de avaliar a estabilidade dos materiais suportes. Esses parâmetros foram determinados utilizando um equipamento medidor multiparâmetro marca HANNA, modelo HI 9829.

Tabela 2 - Composição e valores operacionais dos *Wetlands* durante o monitoramento.

UNIDADES	PARTIDA Regime Batelada	FASE 1 Reg. Intermitente	FASE 2 Reg. Intermitente	FASE 3 Reg. Intermitente	FASE 4 Reg. Intermitente
Carga Metal/TDH	4 ou 3 dias	1 dia	1 dia	1 dia	1 dia
Cd (mg L ⁻¹ m ⁻²)	-	0,143	0,285	0,427	0,57
Cu (mg L ⁻¹ m ⁻²)	-	9,975	19,95	29,925	39,9
Zn (mg L ⁻¹ m ⁻²)	-	4,275	8,55	12,825	17,1
Mn (mg L ⁻¹ m ⁻²)	-	18,525	37,05	52,575	74,1
Fe (mg L ⁻¹ m ⁻²)	-	5,7	11,4	17,1	22,8
S (mg L ⁻¹ m ⁻²)	-	285	570	855	1140
Nº DIAS	30	30	30	30	30

Fonte: Silva, 2022.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Resultados do teste de lixiviação

Uma amostra de cada material que foi preenchida nos WC de bancada foi avaliada quanto à solubilização de alguns elementos químicos pelo teste de lixiviação (ABNT-10005/2004). O objetivo deste teste é diagnosticar quanto de determinado elemento químico será lixiviado para o meio natural. A concentração dos metais encontrados no lixiviado é apresentada na Tabela 3.

Tabela 3 – Concentrações encontradas no teste de lixiviação e limites máximos estabelecidos por normas.

MATERIAL SUPORTE	CONCENTRAÇÃO DE ELEMENTOS (MG. L-1) OS (-1)								
	Al	Ca	Cd	Cu	Fe	Mg	Mn	P	Zn
BRITA	0,9008	2,585	< 0,0005	0,018	1,619	0,901	0,018	0,296	0,0146
ESTERCO	0,073	3,783	< 0,0005	0,036	0,144	6,506	0,034	6,618	0,052
RCC	0,3293	2,865	< 0,0005	0,113	0,103	0,213	0,007	0,054	0,007
GRITS	> 10	0,815	< 0,0005	0,06	0,381	< 0,0005	0,007	> 10	0,049
DREGS	0,1737	1,297	< 0,0005	0,018	0,025	0,9517	< 0,0005	> 10	< 0,0005
LIMITE MÁXIMO (MG/L)									
ABNT NBR N° 10004:2004 LIXIVIADO	-	-	0,5	-	-	-	-	-	-
ABNT NBR N° 10004:2004 SOLUBILIZADO	0,20	-	0,01	2,00	0,30	-	0,10	-	5,00
CONAMA 430/2011	-	-	0,20	1,00	-	-	1,00	-	5,00

Fonte: Silva, 2022.

Estes valores mostram a concentração dos elementos químicos lixiviados que foram transferidos da fase sólida para a fase líquida. Alguns destes elementos tiveram suas concentrações confrontadas com o que está estabelecido na legislação (Tabela 3).

As normativas utilizadas na tabela 3, representam limites máximos pré estabelecidas para quantificação de resíduos sólidos, juntamente com a concentração encontrada no material suporte utilizado no WC. As duas normativas utilizadas são a ABNT NBR N° 10004/2004 classifica os resíduos sólidos quanto aos seus riscos potenciais ao meio ambiente e à saúde pública, para que possam ser gerenciados adequadamente e a CONAMA 430/2011 a qual estabelece condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA).

Os resíduos podem ser classificados em classe 1 perigosos ou classe 2 não perigosos. Os resíduos considerados perigosos apresentam características como inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade.

No anexo F da resolução ABNT NBR N° 10004/2004, onde se diz respeito a toxicidade, é possível analisar os limites máximo normativos no extrato obtido no ensaio de lixiviação, analisando a tabela 3, conclui-se que nenhum dos elementos químicos extrapolam os valores definidos na legislação. Sendo assim a concentração dos elementos estão dentro do limite, classificando-os como classe 2, não perigosos. Para este estudo o único elemento ao

qual consta na normativa da ABNT para perigoso ou não perigoso, é o cádmio (Cd), no qual se encontra dentro do estabelecido, tendo valores $<0,0005\text{mg/L}$, sendo considerado então, como não perigoso aos níveis atuais obtidos.

No que se refere a inertes ou não, na resolução estabelece que para um lixiviado ser considerado inerte, nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água, excetuando-se aspectos de cor, turbidez, dureza e sabor, conforme o estabelecido (ABNT NBR 10004, 2004), com isto e os valores obtidos na tabela 3, é possível saber que a brita, extrapola valores de solubilidade em água, aonde temos que o valor máximo permitido para Al e Fe são de 0,20 e 0,30 mg/L, o encontrado foi de 0,9008 e 1,619 sequencialmente. Outros materiais que também excederam o limite permitido foram o RCC sendo 0,381 mg/L de Fe e grits, onde temos a concentração de 0,3293 mg/L de Al. Então nenhum destes materiais (RCC, brita e grits) pode ser considerado não inerte. Vale lembrar que a DAM, o qual contem concentrações de metais, entrar em contato com o material dentro da *wetland*, que também possui determinada quantidade de metais, pode-se ter um aumento considerável nos valores de concentrações causadas pela lixiviação

Em trabalho de Souza (2015), sobre aspectos ambientais da drenagem ácida, são apresentados elementos com potencial tóxico, entre eles os mais notáveis e interessantes metais os quais ocorrem nos sulfetos e, como consequência, nas drenagens ácidas são: As, Cd, Cu, Pb e Zn. Três destes elementos são analisados neste estudo sendo eles cádmio, cobre e zinco. O Cádmio é um elemento considerado carcinogênico, no qual seu acúmulo no organismo acarreta vários problemas à saúde, como desenvolvimento de hipertensão e doenças de coração, em casos mais extremos em doses superiores a 9,0 mg pode levar a morte (MARTINS, 2006).

O cobre em baixas concentrações pode vir a ser benéfico a saúde, porém em excesso causa vômitos, intoxicação aguda e em quantidade de 30g de sulfato de cobre pode ser letal em humanos, portanto todos os compostos de cobre devem ser tratados como tóxicos (SOUZA, 2015).

Outro elemento analisado é o zinco, o excesso de zinco no organismo pode acarretar náuseas, vômitos e diarreia, e seu consumo excessivo e prolongado pode reduzir a absorção de cobre, causar anemia e afetar o sistema imunológico (JOHNSON, 2020).

Tais elementos contaminam o solo, o ar, a água e o lençol freático e são considerados bioacumulativo em toda cadeia trófica.

Resultados do ponto de carga zero (pcz)

Pós realização da metodologia aplicada, obteve-se os valores de pH final e inicial como é visto na tabela 5, o gráfico de $pH_{inicial}$ x o Δ ($pH_{final} - pH_{inicial}$) de cada material.

Tabela 4 - Valores pH inicial x pH final do material suporte, fonte de carbono e inóculo.

Amostras	Brita		Dregs		Grits		RCC		Sabugo		Esterco	
	pH inicial	pH final										
Solução ácida Mãe	2,06	2,1	2,03	2,06	2,06	3,72	2,01	2,07	2,01	2,2	2,03	1,94
Solução ácida 1	2,86	3,2	2,94	6,19	2,86	8,44	2,89	2,63	2,89	2,81	2,75	2,77
Solução ácida 2	3,82	4,17	3,8	8,16	3,82	9,2	3,86	3,56	3,86	3,79	3,87	5,09
Solução ácida 3	4,83	9,1	4,72	8,69	4,83	9,01	4,89	5,12	4,89	5,27	4,98	8,01
Solução ácida 4	5,82	6,62	5,95	8,85	5,82	8,71	6,03	6,34	6,03	5,64	5,98	8,48
Solução ácida 5	6,47	11,43	6,75	8,72	6,47	12,51	6,46	6,59	6,46	5,72	6,57	8,65
Solução básica Mãe	12,6	12,14	12,68	12,36	12,6	3,09	12,48	12,08	12,48	12,55	12,68	12,48
Solução básica 1	12,21	10,74	12,29	10,2	12,21	8,07	12,32	10,21	12,32	10,23	12,22	10,23
Solução básica 2	11,5	9,46	11,43	9,63	11,5	8,76	11,38	9,11	11,38	8,57	11,43	9,31
Solução básica 3	10,51	9,2	10,31	9,22	10,51	8,71	10,37	8,59	10,37	5,93	10,4	9,48
Solução básica 4	8,84	9,9	8,52	9,15	8,84	9,37	8,4	8,33	8,4	5,91	8,31	8,32
Solução básica 5	7,33	10,64	7,54	9,12	7,33	12,51	7,62	8,18	7,62	5,89	6,91	8,82

Fonte: Sousa, 2022.

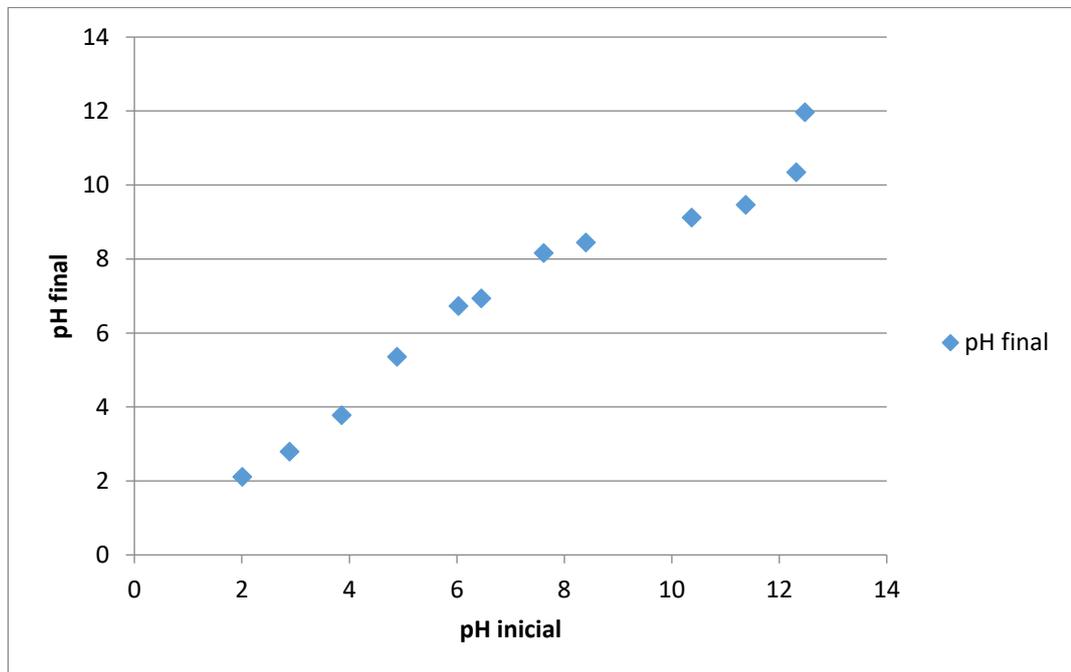
Todos os testes foram feitos em duplicata, para uma melhor análise dos dados, e foi separado os materiais utilizados em material suporte e fontes de carbono e inóculo.

Materiais suporte: brita, rcc, grift e dregs

As Figuras de 12 a 17, apresentam o gráfico do pH inicial versus pH final para os materiais estudados. Segundo DEOLIN (2013), o ponto de carga zero corresponde à faixa de valores no qual o pH se mantém constante independente do pH inicial. Assim, pode-se determinar o pH_{pcz} pela média dos valores de pH finais que convergem aproximadamente a um mesmo valor.

Para o material brita a solução convergiu para os mesmos valores finais de pH na faixa que compreende os pHs entre 8,16 a 9,47, em 4 ensaios de pHs iniciais diferentes, tendo pH_{pcz} de 8,8.

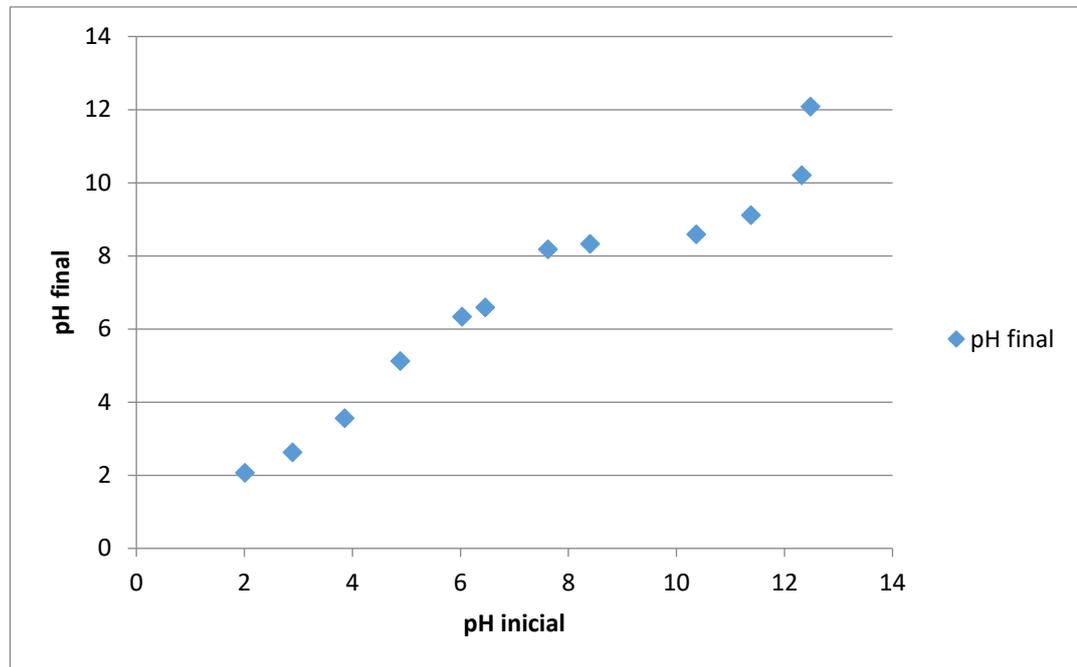
Figura 12 - Valores de pH inicial x pH final da Brita.



Fonte: Silva, 2022.

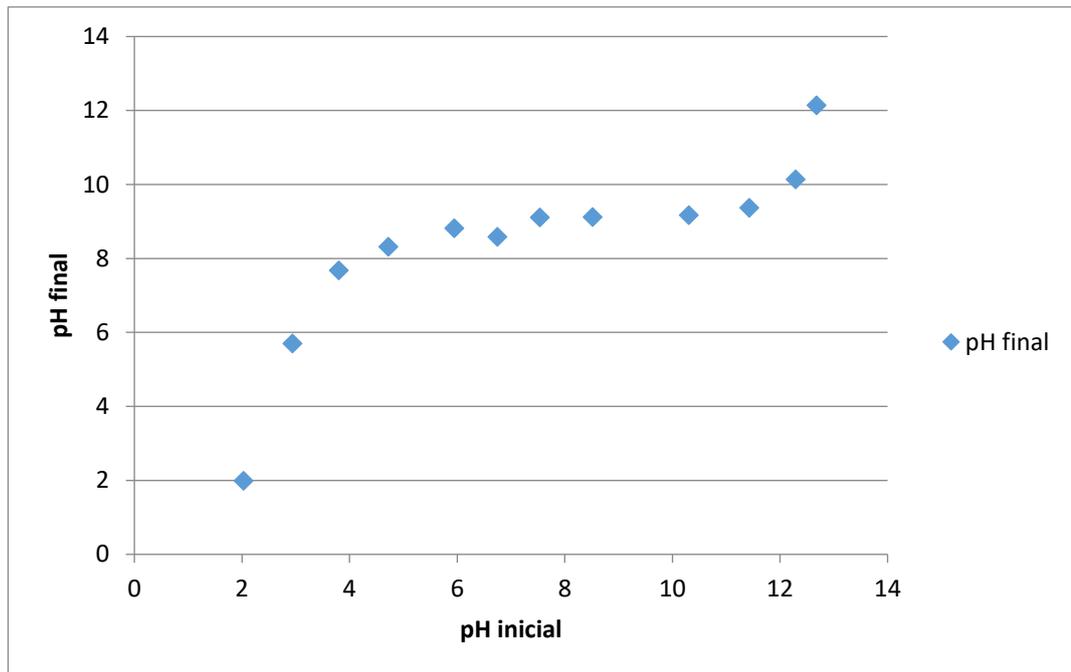
Para o material RCC a solução convergiu para os mesmos valores finais de pH na faixa que compreende os pHs entre 8,18 a 9,11, em 4 ensaios de pHs iniciais diferentes, obtendo pH_{pcz} de 8,55.

Figura 13 - Valores de pH inicial x pH final dos Resíduos de construção civil (RCC).



Fonte: Silva, 2022.

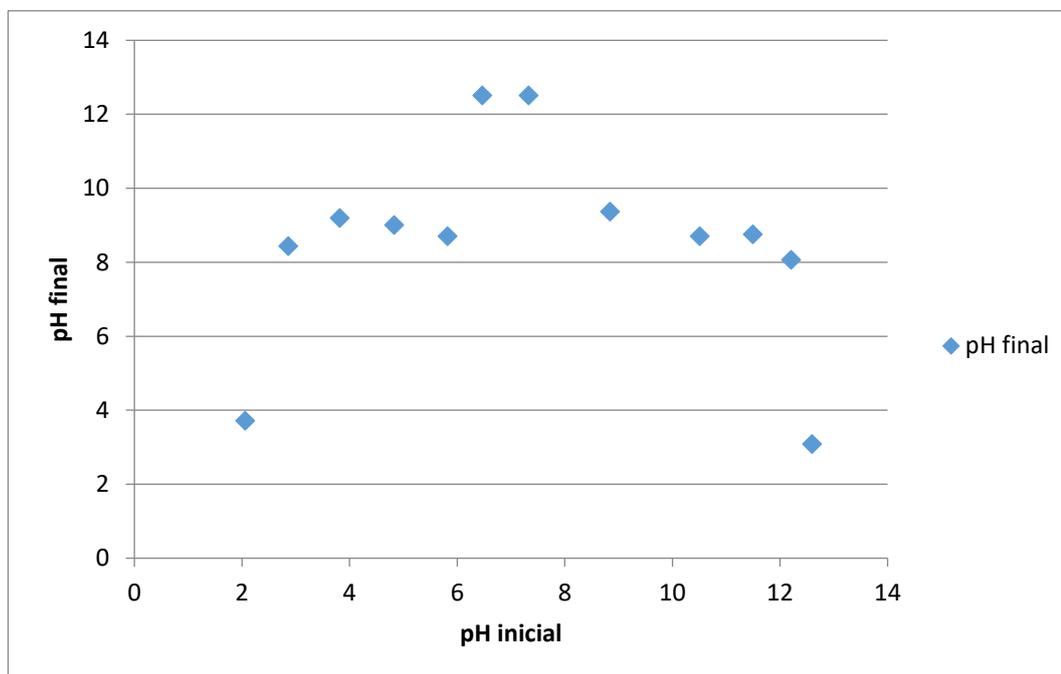
Para o material Dregs a solução convergiu para os mesmos valores finais de pH na faixa que compreende os pHs entre 8,32 a 9,37, em 7 ensaios de pHs iniciais diferentes, obtendo pH_{pcz} de 8,92.

Figura 14 - Valores de pH inicial x pH final do Dregs.

Fonte: Silva, 2022.

Para o material Grits a solução convergiu para os mesmos valores finais de pH na faixa que compreende os pHs entre 8,44 a 8,71, em 4 ensaios de pHs iniciais diferentes, obtendo pH_{pcz} de 8,84.

Figura 15 - Valores de pH inicial x pH final do Grits.



Fonte: Silva, 2022.

O pH_{PCZ} obtido através dos ensaios foi de 8,8 para a brita, 8,55 para o RCC, 8,92 para o dregs e 8,84 para o grits.

Para efeito de comparação, existem publicações onde o ponto de carga zero do RCC encontrado foi no valor de pH_{PCZ} 9,33 (CABRAL, 2019), para dregs pH_{PCZ} 9,75 e para grits a pH_{PCZ} 9,5 (FARAGE, 2020).

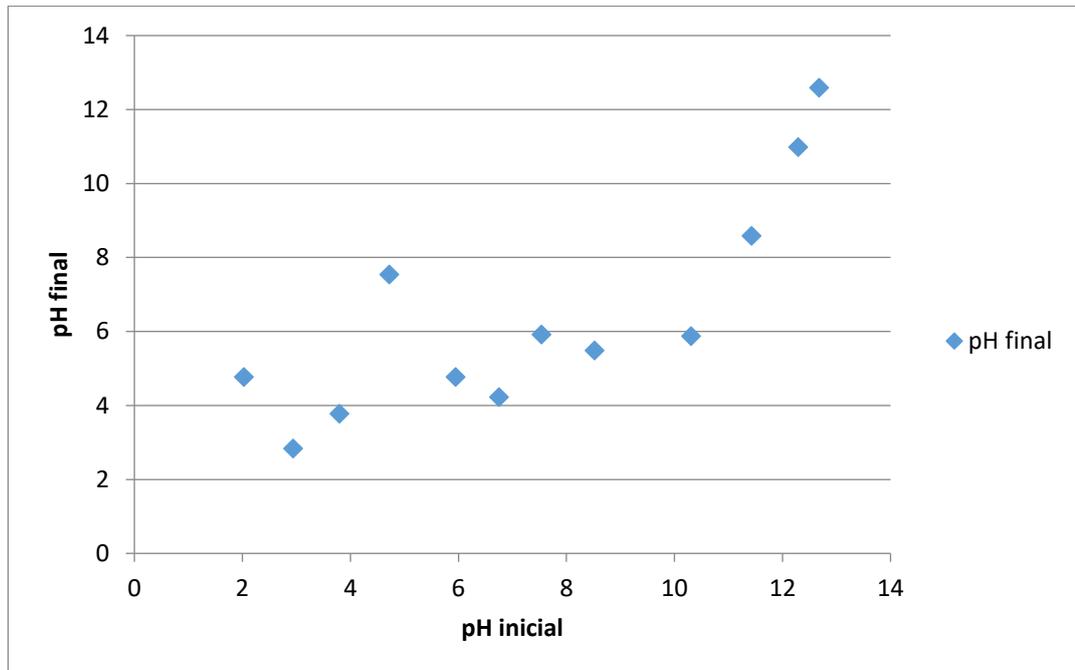
Para sistemas *wetlands* que serão alimentados com efluentes na faixa de pH entre 4,0 e 5 a superfície destes materiais estarão carregadas positivamente, portanto, sendo materiais adequados para adsorver ânions.

Fontes de carbono e inóculo

O pH_{PCZ} dos materiais fonte de carbono, sabugo de milho e o esterco também foi analisado, a fim de entender se tais materiais podem ser responsáveis pela adsorção de cátions metálicos. Estes materiais utilizados possuem a função de fonte de carbono dentro do sistema *wetlands*, para desnitrificação, o qual atua também como carreador de biofilme, como fonte de alimento para as bactérias redutoras de sulfato e fornecimento de doadores de elétrons (Zhang e Wang, (2014).

Para o material sabugo do milho a solução convergiu para os mesmos valores finais de pH na faixa que compreende os pHs entre 4,77 a 5,87, em 5 ensaios de pHs iniciais diferentes, obtendo pH_{PCZ} de 5,25.

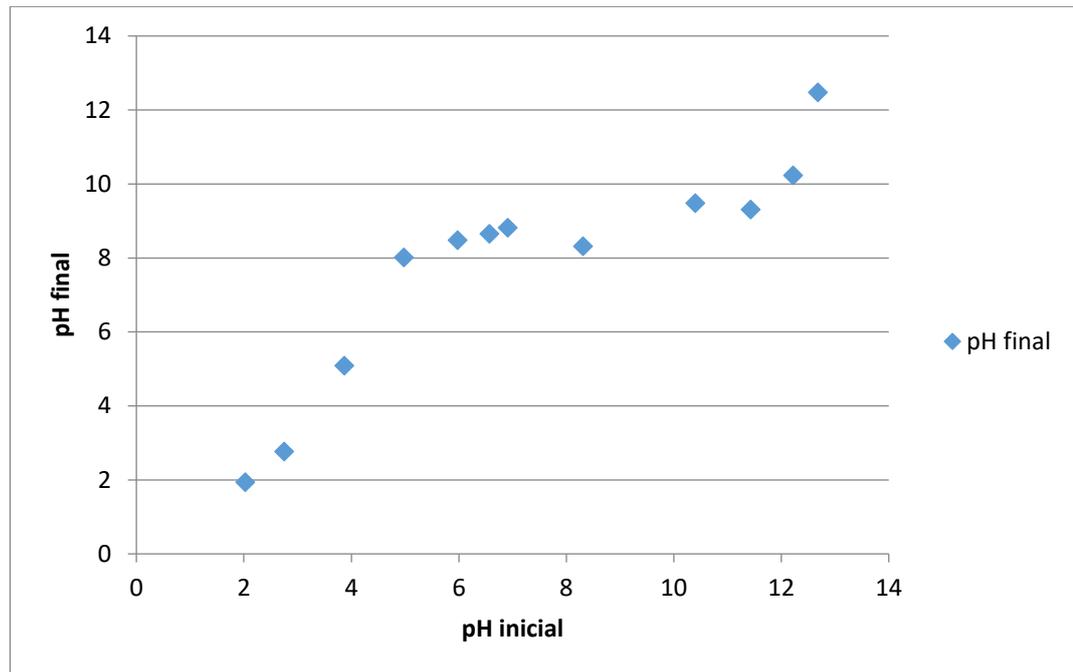
Figura 16 - Valores de pH inicial x pH final do Sabugo de milho.



Fonte: Silva, 2022.

Para o material esterco a solução convergiu para os mesmos valores finais de pH na faixa que compreende os pHs entre 8,01 a 8,32, em 5 ensaios de pHs iniciais diferentes, chegando ao pH_{pcz} de 8,46.

Figura 17 - Valores de pH inicial x pH final do Esterco.



Fonte: Silva, 2022.

Em comparação com os resultados de pH_{PCZ} para o sabugo de milho variam entre 3,0 ROCHA, (2014) e 5,5 JUELA et al., (2021), tal diferença de pH para o mesmo material, pode ser explicada pela forma a qual o mesmo foi seco, seja seco ao sol ou estufa, entre outras formas de secagem. Já o pH_{PCZ} do esterco foi de 7,80 (RAJKUMAR et al., 2019), a diferença no valor do esterco pode ser explicada pela alimentação do animal proveniente do esterco, e dos produtos como palha, inseridos na hora da venda.

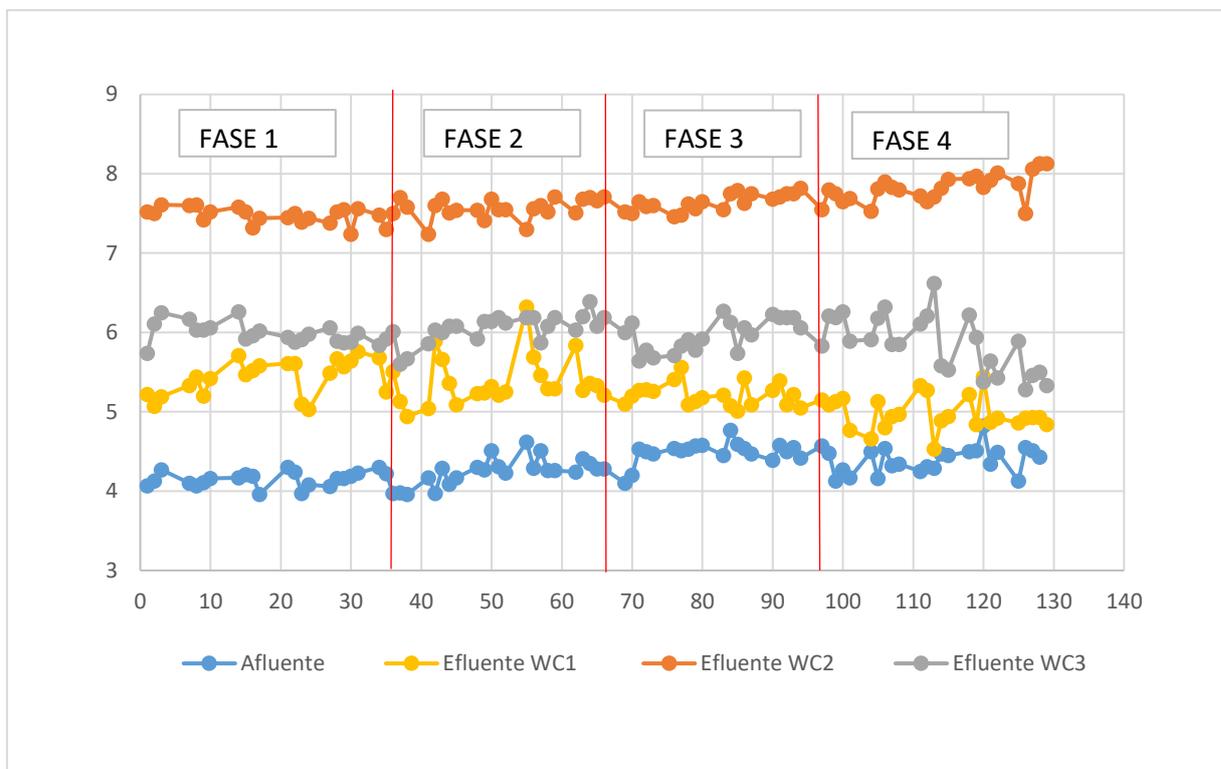
Em relação aos compostos fontes de carbono e inócuo, tem-se que o mais apropriado segundo os valores obtidos de pH_{PCZ} é o sabugo de milho, visto que os valores encontrados do mesmo se encontraram na faixa de 5,25. Seguindo a teoria na qual explica como funciona o pcz, temos que o sabugo pode ser considerado um bom material para adsorver cátions, onde a sua superfície é carregada negativamente, visto que o pH de trabalho é superior ao pH_{PCZ} do material.

Já o pH_{PCZ} encontrado do esterco, se encontra na faixa de 8,46, e a sua teoria se baseia na mesma encontrada para os de material suporte, na qual é considerado bom para adsorver cátions.

Estabilização dos leitos *wetlands* construído

Os três leitos preenchidos com o material suporte brita (WC1), dregs e grits (WC2) e RCC (WC3) foram analisados quanto à estabilização dos mesmos através dos parâmetros pH, condutividade e turbidez. A Figura 18 apresenta a evolução temporal dos leitos WCs durante 91 dias de monitoramento.

Figura 18 - Evolução temporal do pH dos leitos WCs com diferentes materiais suportes. WC1 – Brita; WC2 – Grits e Dregs; WC3 – RCC.



Fonte: Sousa, 2022.

O pH corresponde ao potencial hidrogeniônico de uma solução, o qual é determinado pela concentração de íons de hidrogênio e serve para medir o grau de acidez, neutralidade ou alcalinidade de determinada solução (BATISTA, 2017). Neste estudo, analisando a Tabela 5, é possível observar que se teve um baixo coeficiente de variação no valor de pH das soluções dos 3 *wetlands* construídos durante a evolução temporal.

Tabela 5 - Coeficiente, desvio padrão e média dos resultados de pH.

	Efluente 1	WC 1	WC 2	WC 3
Média	4,3175	5,252921348	7,625505618	5,973483146
Desv. Padrão	0,1951495	0,292742527	0,177655254	0,239222705
Coeficiente de variação	5%	6%	2%	4%

Fonte: Sousa, 2022.

É possível notar a diferença do pH de entrada e saída dos leitos, no qual o efluente bruto possuía média de 4,31, e pós tratamento para cada um dos leitos obteve-se um pH acima deste.

No WC 2, o aumento no pH vem do carbonato de cálcio contido no dregs e grits, o qual em contato com o efluente tem-se a formação de hidróxido de cálcio, sendo um material mais alcalino.

Devido a composição dos materiais do WC 1 e WC 3 serem semelhantes (pedra brita e RCC), com elevadas concentrações de silício, tem-se que os ânions de silicatados aumentam o pH do meio (SOJA, 2021), o que resultou no aumento do pH do efluente gerado.

Valores de pH quando afastados da neutralidade, tendem a afetar o crescimento de microrganismos, os quais são envolvidos no tratamento de águas residuárias (VON SPERLING, 2005), já no que se refere a microrganismos desnitrificantes, temos que os mesmos preferem pH na faixa de 6,5 a 7,5, e os nitrificantes pH maior ou igual a 7,0. (KENDLEC e KNIGHT, 1996), o que observando o valor de pH do leito WC2 como valores ótimos para o tratamento.

O parâmetro Eh refere-se ao meio estar mais oxidativo ou menos oxidativo, o qual é essencial para a sobrevivência dos organismos aeróbios. As avaliações de Eh constam na Tabela 5. Ao analisá-los, é notável o aumento nos valores iniciais e finais da evolução temporal dos 3 leitos. Tal aumento pode ser explicado pela atividade biológica exercida pela carga orgânica cedida pelo material suporte e pelas raízes das plantas, as quais com o passar do tempo penetraram mais profundamente no sistema, aumentando o fluxo de oxigênio no meio.

Tabela 6 - Valores de Eh para os 3 leitos de WC e efluente.

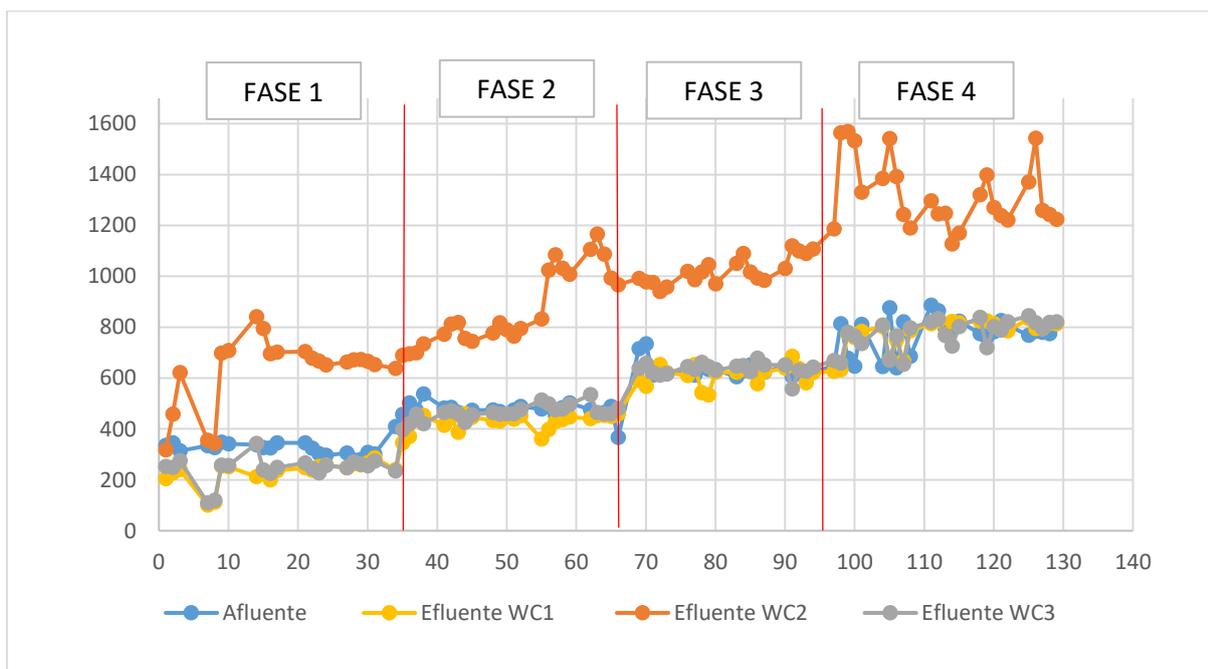
	Inicial	Final
Efluente	264,3	390,6

WC1	34,7	561,2
WC2	23	478
WC3	-45,4	490,6

Fonte: Sousa, 2022.

A condutividade é considerada a corrente elétrica a qual determinada solução aquosa é hábil a transportar devido a presença de íons (STIEGEMEIER, 2014). Ao se analisar o Gráfico da Figura 19, pode-se levar em consideração que o aumento nas concentrações de efluente despejado no sistema influenciou no aumento gradual, no qual quanto maior a concentração total e a valência de íons metais em solução, maior será o valor da condutividade e também pela lavagem do material utilizado.

Figura 19 - Evolução temporal da condutividade dos *Wetlands*.

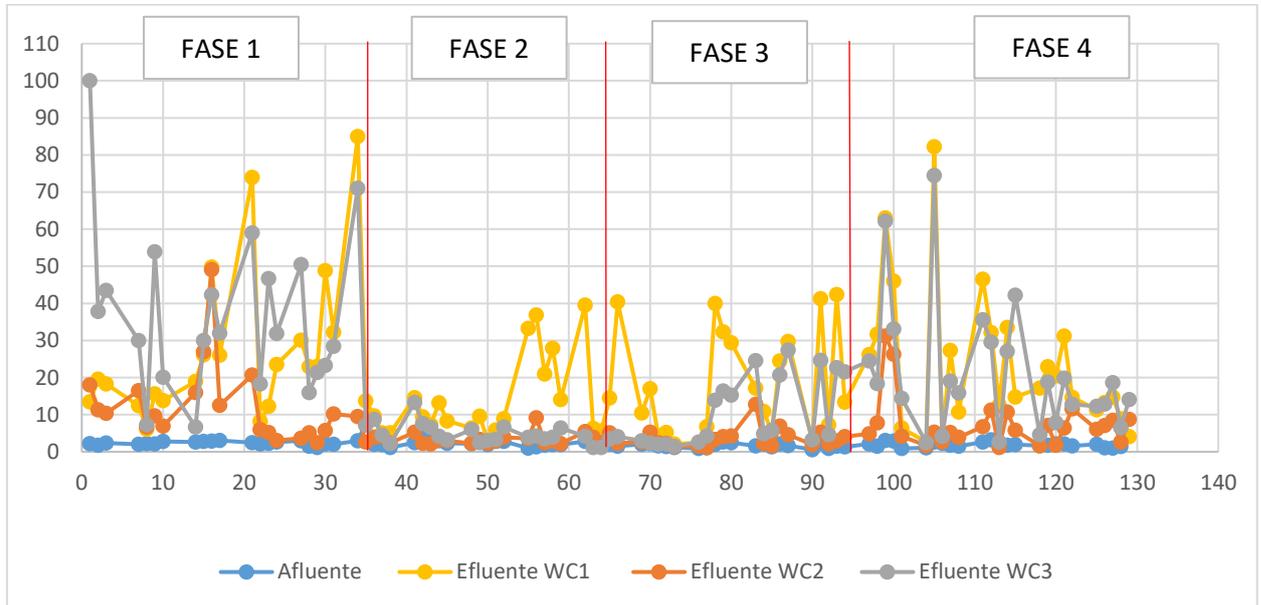


Fonte: Sousa, 2022.

Turbidez pode ser definida como dificuldade da passagem de luz através da água ou efluente analisado, sendo de fácil visualização quando adquire aparência turva (STIEGEMEIER, 2014). Nota-se que em todos os sistemas WC estudados, teve-se um aumento na turbidez de saída em comparação ao de entrada, tal fator é explicado pelo fato de os materiais utilizados ainda estarem em adaptação, onde as micropartículas lixiviam e saem do sistema causando tal aumento. A fase 1 é considerada visualmente pelo gráfico, como a

fase de adaptação, onde se tem a entrada do equilíbrio dinâmico, no qual se tem a estabilização do comportamento do conjunto, planta, leito e micro-organismos.

Figura 20 - Evolução temporal da turbidez dos *Wetlands*.



Fonte: Sousa, 2022.

Estimou-se a média, o desvio padrão e o coeficiente de variação da turbidez, os altos valores de coeficiente de variação podem ter relação com a degradação da matéria orgânica, na qual na retirada do material sólido do sistema, foi possível observar diminuição na quantidade de esterco presente.

Tabela 7 - Coeficiente, desvio padrão e média dos resultados da Turbidez.

	Efluente 1	WC 1	WC 2	WC 3
Média	2,104494382	21,110112	6,671910112	18,30337079
Desv. Padrão	0,894415771	17,292806	7,306099394	19,0065805
Coeficiente de variação	43%	82%	110%	104%

Fonte: Sousa, 2022.

7. CONCLUSÕES

O extrato lixiviado apresentou concentrações para metais dentro dos limites permitidos para todos os tipos de materiais estudados, viabilizando uma possibilidade de seu uso como meio suporte em sistemas de tratamento de águas residuárias.

O valor ponto de carga zero (PCZ) dos materiais utilizados neste trabalho foram de 8,8 para a brita, 8,55 para o RCC, 8,92 para o dregs e 8,84 para o grits, estes, materiais considerados suportes, e para os materiais fontes de carbono e inóculo, 5,25 e 8,46 para sabugo de milho e esterco, respectivamente. Estes valores mostram que os materiais com pH_{PCZ} nos valores de 8,8, 8,55, 8,92, 8,84 e 8,46 sendo eles brita, RCC, dregs e grits respectivamente, se apresentam como eficientes para a remoção de ânions, já que seu pH_{PCZ} se apresentou acima do pH de trabalho. Já o sabugo de milho que apresentou valor de pH_{PCZ} de 5,25, se apresenta como um material bom para adsorver cátions onde pH_{PCZ} se manteve próximo ao de estudo.

O efluente gerado pelo sistema dos apresentaram valores satisfatórios no que se diz respeito a condutividade e oxigênio dissolvido, já os dados de turbidez indicam que a primeira fase foi a de adaptação do sistema, sendo que no final do processo de análises não se obteve uma redução na turbidez final, visto que houve uma decomposição da matéria orgânica presente no sistema, o que influenciou nos altos picos de turbidez.

Um dos problemas para a DAM é seu pH ácido, o material ao qual se adaptou melhor, neutralizando os valores ácidos de pH foi o dregs e grits, no qual em sua composição, possuem material alcalino, o qual manteve o pH neutro sendo ele em média 7,62

Como sugestão para o futuro, pode-se avaliar a utilização de diferentes subprodutos como o carvão ativado, o qual já existem estudos provando sua capacidade adsorviva de metais pesados.

8. REFERÊNCIAS

ALMEIDA, H. C. et al. **Composição química de um resíduo alcalino da indústria de papel e celulose (DREGS)**. Química nova, v. 30, n. 7, p. 1669–1672, 2007.

AQUELI, ANDRÉ LUIZ. **wetlands construídos: aplicações, benefícios e vantagens do sistema**, 2016. Centro Universitário de Instituto Mauá de Tecnologia, São Paulo, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 10005**. Procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro. ABNT. 2004.

BATISTA, C. **O que é pH?** Disponível em: <<https://www.todamateria.com.br/o-que-e-ph/>>. Acesso em: 21 jul. 2022.

BERNARDO, L.; DANTAS, A. B.; VOLTAN, P. E. N. **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água**. 3. ed. São Carlos: LDiBe Editora, 2017.

BOTÂNICO UTAD. **Espécie Phragmites australis**. Disponível em: <https://jb.utad.pt/especie/Phragmites_australis>. Acesso em: 17 set. 2020.

BRINSON, M. M. **A hydrogeomorphic classification for wetlands**. This Digital Resource was created from scans of the Print Resource, ago. 1993.

BRITO, Simone Morena Campos. **Influência do meio suporte na eficiência de remoção em wetlands tratando esgoto sanitário**. João Pessoa, 2017 Trabalho de Conclusão de Curso (ENGENHARIA CIVIL) - Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2017.

BUSATO, Raquel Hubie. **Projeto para tratamento de efluentes do zoológico municipal de Curitiba por meio da tecnologia de wetlands**. Curitiba, 2014 tese (Ciências Agrárias) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2014.

CABRAL, Lucas Lacerda. **Adsorção e dessorção de fósforo em solução aquosa, em cerâmica vermelha sem e com pré-ativação química e termoquímica**. Curitiba, 2019 Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Química) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2019.

CAMPANER, V. P.; Luiz-Silva, W. **Processos físico-químicos em drenagem ácida de mina em mineração de carvão no sul do Brasil**. Quimica nova, v. 32, n. 1, p. 146–152, 2009.

CASTRO NETO, E. S. et al. **Acid mine drainage treatment and metal removal based on a biological sulfate-reducing process**. Brazilian Journal of Chemical Engineering, v. 35, n. 2, p. 543–552, 2018.

CAUDURO, Fernanda. **Avaliação experimental de procedimentos de lixiviação de resíduos**. FLORIANÓPOLIS, 2003 Dissertação (Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2003.

Curvas de potencial Zeta - Minas Júnior Consultoria Mineral. Disponível em: <<https://www.minasjr.com.br/curvas-de-potencial-zeta/>>. Acesso em: 2 ago. 2022.

DA SILVEIRA PIO, M. C.; ANTONY, L. P.; SANTANA, G. P.. **Wetlands Construídas (Terras Alagadas): Conceitos, Tipos e perspectivas para remoção de metais potencialmente tóxicos de água contaminada**. Scientia Amazonia, Amazonas, v. 2, n. 1, p. 28-40, 2013.

DE MELLO, J. W. V.; DUARTE, H. A.; LADEIRA, A. C. Q. **Origem e Controle do Fenômeno Drenagem Ácida de Mina**. Cadernos Temáticos de Química Nova na Escola, p. No 8, 24 a 29, 2014.

DE PAOLI, André Cordeiro. **Análise de desempenho e comportamento de wetlands horizontais de fluxo subsuperficial baseado em modelos hidráulicos e cinéticos**. Belo Horizonte, 2010 Trabalho de conclusão de Curso (Saneamento, MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS) - Universidade Federal de Minas Gerais.

DEOLIN, Mara Helen da Silva. Encontro Internacional de Produção Científica, 8., 2013, Maringá. **Obtenção do ponto de carga zero de materiais adsorventes.** Maringá, Paraná: Cesumar, 2013. 4 p.

DOS SANTOS, Karine Batista. **Tratamento de drenagem ácida de minas por neutralização/precipitação- efeito do ph, agente neutralizante e tratamento complementar por biossorção com microalgas.** Porto Alegre, 2020 Dissertação (Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2020.

FAISSAL, André Abou. **Sistema construtivo alternativo para wetland de fluxo horizontal empregado no tratamento de esgoto de restaurante universitário.** Londrina, 2016 Trabalho de conclusão de curso (Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

FARAGE, R. M. P. et al. **Kraft pulp mill dregs and grits as permeable reactive barrier for removal of copper and sulfate in acid mine drainage.** Scientific Reports, v. 10, n. 1, p. 4083, 5 mar. 2020.

FAXINA, R. R. DE C.; BERTOLINO, S. M.; AZEVEDO, L. C. B. DE. **Espécie de vereda na fitorremediação de efluente de uma central de processamento de alimentos vegetais.** Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais, v. 6, n. 1, p. 71–84, 24 abr. 2018.

FREITAS, F. B. A. DE; CÂMARA, M. Y. DE F.; FREIRE, M. D. F.. **Determinação do PCZ de adsorventes naturais utilizados na remoção de contaminantes em soluções aquosas.** In: 5º ENCONTRO REGIONAL DE QUÍMICA & 4º ENCONTRO NACIONAL DE QUÍMICA. 2015. 1 ed, Mossoró: Blucher Chemistry Proceedings, 2015.

FUNDAÇÃO BRASILEIRA PARA O DESENVOLVIMENTO SUSTENÁVEL. **Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável.** FBDS. Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://www.fbds.org.br/>>. Acesso em: 10 AGO. 2022.

HARRIS, M. B. et al. **Safeguarding the Pantanal Wetlands: Threats and Conservation Initiatives.** Conservation Biology, v. 19, n. 3, p. 714–720, 2005.

IBGE. **Uberlândia.** Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/uberlandia/panorama>>, Acesso em: 7 jul. 2022.

JOHNSON, Larry E. **Deficiência de molibdênio.** University of Arkansas for Medical Sciences, 2021. Disponível em: <<https://www.msmanuals.com/pt-br/profissional/dist%C3%BArbios-nutricionais/defici%C3%A4ncia-e-toxicidade-minerais/defici%C3%A4ncia-de-molibd%C3%A4nio>>. Acesso em: 16 jul. 2022.

JOHNSON, Larry E. **Excesso de zinco.** University of Arkansas for Medical Sciences, 2020. Disponível em: <<https://www.msmanuals.com/pt-br/casa/dist%C3%BArbios-nutricionais/minerais/excesso-de-zinco>>. Acesso em: 16 jul. 2022.

JOHNSON, L. E. **Deficiência de molibdênio.** Disponível em: <<https://www.msmanuals.com/pt-br/profissional/dist%C3%BArbios-nutricionais/defici%C3%A4ncia-e-toxicidade-minerais/defici%C3%A4ncia-de-molibd%C3%A4nio>>. Acesso em: 16 jul. 2022.

JUELA, D. et al. **Adsorption properties of sugarcane bagasse and corn cob for the sulfamethoxazole removal in a fixed-bed column.** *Sustainable environment research*, v. 31, n. 1, p. 1–14, 2021.

KADLEC, R.H. and KNIGHT, R.L. (1996) **Treatment *Wetlands***. Lewis Publishers, Boca Raton, 893 p.

Laber, J. Perfler, R. e Habel, R. (1997). “Two strategies for advanced nitrogen Elimination in vertical flow constructed *wetlands* “. *Water Science e Technology*, 35(5), 71-77.

LEAL, Juliana da Silva Garcia. **Wetland construído para tratamento de efluente secundário de condomínio empresarial, Uberlândia-MG.** Uberlândia, 2019 Dissertação (Pós-graduação em Qualidade Ambiental) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2019.

LOBO, Frederico. **Metais tóxicos e suas consequências para a saúde humana.** *Ecodebate*. Disponível em: <<https://www.ecodebate.com.br/2011/08/01/metais-toxicos-e-suas-consequencias-para-a-saude-humana-artigo-de-frederico-lobo/>>. Acesso em: 22 ago. 2022.

MAIS SOJA. **Silício pode atenuar o efeito do Alumínio?.** Mais Soja. 2021. Disponível em: <https://maissoja.com.br/silicio-pode-atenuar-o-efeito-do-aluminio/>. Acesso em: 22 ago. 2022.

MARTINS, Fernanda Machado. **Caracterização química e mineralógica de resíduos sólidos industriais minerais do estado do paraná.** Curitiba, 2006 Dissertação (Pós Graduação em Química) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

MATTOSO, Fernando Dell’Agnolo B.. **Estudo de eficiência de Wetland no córrego Pirajussara.** São Paulo, 2014 Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Ambiental) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014.

MENDES. P. C. **A gênese espacial das chuvas na cidade de Uberlândia (MG).** Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2001.

MITSCHE, W.J., BERNAL, B., NAHLIK, A.M. et al. ***Wetlands, carbon, and climate change.*** *Landscape Ecol* 28, 583–597, 2013.

MONTEIRO, Rodrigo Cesar de Moraes. **Viabilidade do emprego de sistemas tipo “*wetlands*” para tratamento de água cinza visando reuso não potável.** Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. São Paulo, 2009.

MUSTAPHA HI, van BRUGGEN JJA, LENS PNL. **Fate of heavy metals in vertical subsurface flow constructed *wetlands* treating secondary treated petroleum refinery wastewater in Kaduna, Nigeria.** *Int J Phytoremediation*. 2018 Jan 2;20(1): 44-53.

ORMONDE, Vanusa Soares da Silva. **Avaliação de 'wetlands' construídos no pós tratamento de efluentes de lagoa de maturação.** Cuiabá, 2012 Dissertação (Pós-Graduação

em Engenharia de Edificações e Ambiental) - Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2012.

RAJKUMAR, S. et al. **Low-cost fluoride adsorbents prepared from a renewable biowaste: Syntheses, characterization and modeling studies.** *Arabian Journal of Chemistry*, v. 12, n. 8, p. 3004–3017, 2019.

RIBEIRO, Thiago Henrique. **Controle de drenagem ácida de mina de carvão por meio de *wetlands* construídos.** 2021. 106 f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental - Mestrado - Associação Ampla com UEPG) - Universidade Estadual do Centro-Oeste, Irati-PR.

ROCHA, Pablo Diniz. **Avaliação comparativa de tratamentos termoquímicos visando a produção de adsorvente a partir de resíduos agroindustriais para remoção de fenol em soluções aquosas.** Belo Horizonte, 2014 Dissertação (Pós-Graduação em Engenharia Mecânica) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014.

RODRIGUES, L. R.; M. A. C. O. Francisco.; V. P. D. Sagrillo; D. M. Louzada; J. M. S. Entringer. **Caracterização de resíduos sólidos da indústria de celulose tipo kraft visando sua aplicação no desenvolvimento de materiais cerâmicos.** In: 22º CBECIMAT - Congresso Brasileiro de Engenharia e Ciência dos Materiais, n. 22. 2016, Natal, RN, 2016. 11 p.

RUBIM, Cristiane. **Tratamento de efluentes com *wetlands* e jardins filtrantes construídos artificialmente: efluentes industriais e sanitários - Natura Ecoparque.** TAE, V. 34, 10 05 2022. Disponível em: <<https://www.revistatae.com.br/noticia/67563/tratamento-de-efluentes-com-wetlands-e-jardins-filtrantes-construidos-artificialmente>>. acesso em: 9 jul. 2022.

RUNO, G. U.; MENEGUZZI, A.; SACILOTTO, D. G. **Lixiviação de alumínio durante o processo de tribocorrosão em meios ácido, básico e neutro: simulação de cozimento.** 22º CBECiMat - Congresso Brasileiro de Engenharia e Ciência dos Materiais, nov. 2016.

SALATI, E.; FILHO, E. S.; SALATI, E. **Utilização de sistemas de *wetlands* construídas para tratamento de águas.** p. 23, 2009.

SALATTI, E. **Utilização de sistemas de *wetlands* construídas para tratamento de águas.** São Paulo, p. 4, 2003.

SEZERINO, P. H. et al. **Experiências brasileiras com *wetlands* construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais.** *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 20, n. 1, p. 151–158, mar. 2015.

SILVA, Daniela da. **Neutralização e remoção de cátions poluentes da drenagem ácida de minas (DAM) utilizando calcários e zeólitas.** 2016. 125 f. Dissertação (Mestrado em Avaliação de Impactos Ambientais) - Centro Universitário La Salle, Canoas, 2016.

SILVA, S. C. (2007). **“Wetlands Construídos” de Fluxo Vertical com Meio Suporte de Solo Natural Modificado no Tratamento de Esgotos Domésticos.** Tese de Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.TD-003/07, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 205p.

SILVA, Sthéferson Bruno da. 2022. *Wetland de fluxo vertical com diferentes tipos de meio suporte para o tratamento da drenagem ácida de mina*. Artigo não publicado. Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia – MG.

SILVA, Viviane Rangel Gomes. **Estudos dos parâmetros ambientais, químicos e mineralógicos dos agregados reciclados oriundos da construção civil**. 2015. 114 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2015.

SOUZA, L. A. **Cádmio**. Disponível em: <<https://mundoeducacao.uol.com.br/química/cadmio.htm>>. Acesso em: 16 jul. 2022.

SOUZA, L. A. **Cobre**. Disponível em: <<https://mundoeducacao.uol.com.br/química/cobre.htm>>. Acesso em: 16 jul. 2022.

SOUZA, V. P. **Drenagem ácida, aspectos ambientais: uma revisão**. Rio de Janeiro: CETEM/MCTI, 2015. 48p.

STIEGEMEIER, Ana Mara. **Avaliação do sistema de wetland construído no polimento do efluente da indústria frigorífica de aves**. Lajeado, 2014 Monografia (Engenharia Ambiental) - Centro Universitário Univates, Lajeado, 2014.

SULZBACH, Thays Saretta. **Biorreatores a base de biocarvão para a remoção de sulfato e elementos-traço em águas de drenagem ácida de mina**. Florianópolis, 2015 Dissertação (Biotecnologia e Biociências) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. (Ed.). **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2017. pt. 2, cap. 9, p. 249-254.

TEODORO, Luisa. **Caracterização da argila vermiculita expandida para possível aplicação como adsorvente**. 2018. 33 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco, 2018.

TRATA BRASIL. **Saneamento: duas décadas de atraso**. Disponível em: <<http://www.tratabrasil.org.br/saneamento-duas-decadas-de-atraso>>. Acesso em: 2 out. 2020.

VELASCO, Clara. **Raio X do saneamento no Brasil: 16% não têm água tratada e 47% não têm acesso à rede de esgoto**. G1 globo, 2020. Disponível em: <<https://g1.globo.com/economia/noticia/2020/06/24/raio-x-do-saneamento-no-brasil-16percent-nao-tem-agua-tratada-e-47percent-nao-tem-acesso-a-rede-de-esgoto.ghtml>>. Acesso em: 19 de dez. de 2020.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3ed. Belo Horizonte, MG, ed UFMG, 452p. 2005. V.7. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental / UFMG,2007.588p.

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

VYMAZAL, J; KROPFLOVÁ, L. **Wastewater treatment in constructed *wetlands* with horizontal sub-surface flow**. Berlin, Alemanha: Springer, 2008, 566 p. Series of Environmental Pollution, v. 14.

WEBER, Conrado Folle. **Proposta de dimensionamento e implantação de *wetlands* construídos em sistema individual de tratamento de esgoto sanitário**. 2015. 70 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2015.

WETLANDS CONSTRUÍDOS. *Wetlands* para tratamento de esgotos: uma solução para efluentes sanitários. *Wetlands* construídos. 2020. Disponível em: <https://www.wetlands.com.br/post/wetlands-para-tratamento-de-esgotos-uma-solucao-para-efluentes-sanitarios>. Acesso em: 22 ago. 2022.

YU, L.-J.; CHEN, T.; XU, Y. **Effect of corn cobs as external carbon sources on nitrogen removal in constructed *wetlands* treating micro-polluted river water**. Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research, v. 79, n. 9, p. 1639–1647, 2019.

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

ZHANG, M., and WANG, H. **Organic wastes as carbon sources to promote sulfate reducing bacterial activity for biological remediation of acid mine drainage**. *Minerals Eng.* 69, 81–90, 2014.

ZINATO, Thamires Maria Campos; GUIMARÃES, Márcia Maria. **Estudo sobre a utilização de “*wetlands*” construídas para tratamento de águas residuárias no Brasil**. VIII Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, novembro 27-30, Campo Grande, Brasil, 2017.