



UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
INSTITUTO DE CIÊNCIAS EXATAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM QUÍMICA

IMPLANTAÇÃO E AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE SISTEMAS WCs
ACOPLADOS A FILTRO DE CARVÃO ATIVADO PARA O
TRATAMENTO DE ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO

LUANE SEIXAS DE OLIVEIRA
MESTRADO

Manaus/AM
novembro/2022

LUANE SEIXAS DE OLIVEIRA

IMPLANTAÇÃO E AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE SISTEMAS WCs
ACOPLADOS A FILTRO DE CARVÃO ATIVADO PARA O
TRATAMENTO DE ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO

Dissertação de Mestrado apresentada
ao Programa de Pós-Graduação em
Química, da Universidade Federal do
Amazonas exigida para obtenção do
título de mestra em Química, com
ênfase na Linha de Pesquisa de
Métodos Analíticos e Estudos
Ambientais.

NEILA DE ALMEIDA BRAGA
Orientadora

Manaus/AM
novembro/2022

Ficha Catalográfica

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Oliveira, Luane Seixas de
O48i Implantação e avaliação da eficiência de sistemas WCs
acoplados a filtro de carvão ativado para o tratamento de água para
consumo humano / Luane Seixas de Oliveira . 2022
96 f.: il. color; 31 cm.

Orientadora: Neila de Almeida Braga
Dissertação (Mestrado em Química) - Universidade Federal do
Amazonas.

1. Eficiência de remoção. 2. Wetland construído. 3. Potabilidade.
4. Residência unifamiliar. I. Braga, Neila de Almeida. II.
Universidade Federal do Amazonas III. Título

**CONSTRUÇÃO DE UM SISTEMA PILOTO
WETLANDS/CARVÃO ATIVADO PARA TRATAMENTO DE
ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO**

LUANE SEIXAS DE OLIVEIRA

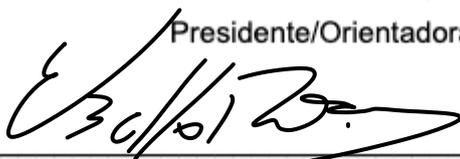
Dissertação de Mestrado submetida ao Programa de Pós-Graduação em Química, do Instituto de Ciências Exatas da Universidade Federal do Amazonas como requisito parcial para a obtenção do Grau de Mestre (a) em Química.

Aprovada em, 30 de novembro de 2022.



NEILA DE ALMEIDA BRAGA (PPGQ/UFAM)

Presidente/Orientadora



EDUARDO BELLO RODRIGUES (UDESC)

Membro Externo



ALBERTO DOS SANTOS MARQUES (PPGQ/UFAM)

Membro Interno

Universidade Federal do Amazonas
Manaus, 30 de novembro de 2022.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais Eulina Seixas de Oliveira e José Olívio Fialho de Oliveira que sempre estiveram me apoiando desde a graduação.

À minha orientadora Dr^a. Neila de Almeida Braga por toda a paciência e apoio e ao professor Dr. Alex Martins Ramos que atuou como colaborador dessa pesquisa.

À minha irmã Naiara e meu cunhado Fábio Alves, que desde a graduação sempre estiveram presentes e me apoiando no que fosse possível.

Aos meus irmãos, que acreditaram em mim e sempre estiveram dispostos a me ajudar.

Agradeço a Andreia Costa Lima que sempre esteve presente me incentivando e me ajudou em muitas etapas do projeto e ao João Tiago Teixeira Soares que me deu suporte em diversos momentos difíceis.

À Cristiane Rolim, Andreia Rodrigues, Ronielle Rolim, Liciane Assis, Victoria Maia e Robson Dantas por toda a ajuda e colaboração durante a montagem do sistema e as coletas em campo.

Ao Sérgio Souza e Carolyne Rodrigues por toda ajuda no desenvolvimento da pesquisa realizada.

Ao Normando Martins Vieira, por ter cedido sua residência na Comunidade Sagrado Coração de Jesus para o desenvolvimento da pesquisa, além de toda sua colaboração para que a pesquisa tivesse êxito.

Aos meus colegas que sempre torceram por mim e de alguma forma me motivaram a continuar.

A Universidade Federal do Amazonas, pela oportunidade.

À CAPES e FAPEAM por todo o suporte financeiro para que essa pesquisa fosse concluída.

Ao ICET/UFAM, INPA e ao Laboratório de Geoquímica da UFAM, que possibilitaram as análises serem realizadas.

E a todos que direta ou indiretamente contribuíram para que essa pesquisa fosse finalizada.

RESUMO

As alterações das características físicas, químicas e biológicas dos corpos hídricos vêm se acentuando a cada ano, em consequência dos diversos fatores antropogênicos. Dessa forma, a ausência de tratamento de água para o consumo pode ocasionar o surgimento de doenças de veiculação hídrica ao ser humano. Uma alternativa que soma aos esforços de mitigação do problema de abastecimento de água com qualidade são os sistemas *wetlands* construídos que, se associados a filtros de carvão ativado, podem ser uma eficiente tecnologia para tratamento de águas superficiais, com o objetivo de obter água potável. O diferencial desse sistema WCAFCA está em utilizar materiais de baixo custo para implantação em sistema real, além de buscar solucionar o problema da falta de água potável para populações ribeirinhas do Amazonas. Este trabalho teve por objetivo desenvolver sistemas *wetlands* construídos de fluxo vertical com utilização da planta *Alocasia macrorrhiza* acoplado a filtro de carvão ativado (WCAFCA) visando o tratamento de água para consumo humano e avaliar a eficiência por meio de parâmetros físico-químicos, microbiológicos e metais potencialmente tóxicos. Foram construídos sistemas *wetlands* construídos de fluxo vertical acoplado ao filtro de carvão ativado em Manaus/AM e três sistemas em residência unifamiliar em comunidades do município de Itacoatiara/AM. Para avaliar a eficiência dos sistemas WCAFCA foram medidos os parâmetros físico-químicos, microbiológicos e metais potencialmente tóxicos, na água bruta e na água tratada pelo sistema construído. Os parâmetros físico-químicos foram o pH, oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica (CE), turbidez, sólidos totais em suspensão (STS) nitrato (N-NO_3^-), nitrito (N-NO_2^-), amônia (N-NH_4^+), fosfato (P-PO_4^{3-}) e sulfato (SO_4^{2-}). Os parâmetros microbiológicos foram coliformes totais e termotolerantes (*Escherichia coli*) e os metais potencialmente tóxicos foram cobre (Cu), zinco (Zn), chumbo (Pb), ferro (Fe) e cádmio (Cd). As eficiências do sistema implantado em Manaus/AM em termos de remoção de turbidez, STS, Cu, Zn, Pb, Fe, e Cd foram, respectivamente: 95,15%, 82,78%, 75,13%, 96,98%, 65,68%, 71,82% e 100%. Para o sistema avaliado na comunidade Sagrado Coração de Jesus, a eficiência em termos de remoção de turbidez, STS, Cu, Zn, Pb, Fe, Cd, N-NH_4^+ , N-NO_3^- , N-NO_2^- , SO_4^{2-} e P-PO_4^{3-} foram, respectivamente: semana 1 (0%, 0%, 15,83%, 0%, 0%, 32,92%, 0%, 65,27%, 31,53%, 36,64% e 85,48%); semana 2 (95,42%; 0%, 0%, 0% 0%, 7,89%, 22,27%, 70,98%, 71,58%, 28,73% e 0%); semana 3 (43,13%, 49,02%, 92,27%, 0%, 0%, 43,47%, 96,63%, 91,03%, 55,48%, 18,75% e 54,79%). Para ambos os sistemas WCAFCA os coliformes totais e termotolerantes se mantiveram presentes na água após o tratamento, a potabilidade em desacordo com a legislação vigente. A partir dos resultados obtidos, pode-se verificar que durante o período inicial de operação os sistemas WCAFCA já apresentaram boas eficiências na remoção de contaminantes, no qual se observa que para o sistema instalado na comunidade Sagrado Coração de Jesus o sistema começou a apresentar melhor eficiência. Quanto à potabilidade, verifica-se que ainda não é possível obter água potável pelo sistema WCAFCA, um fator determinante é a presença de coliformes totais e termotolerantes na água tratada, que segundo a legislação, devem se manter ausentes. No entanto diante dos resultados obtidos é possível observar que se houver maior tempo de operação dos sistemas instalados é provável que haja melhora na eficiência de remoção.

Palavras-chave: Eficiência de remoção. *Wetland* construído. Potabilidade, Residência unifamiliar.

ABSTRACT

The changes in the physical, chemical, and biological properties of water sources have been increasing every year, because of many anthropogenic factors. Thus, the absence of treatment of water for consumption can lead to the emergence of waterborne diseases in humans. An alternative that adds to the efforts to mitigate the problem of supplying quality water are the constructed wetlands systems which, if associated with activated carbon filters, can be an efficient technology for treating surface water, with the aim of obtaining potable water. The differential of this system is that it uses low-cost materials for implementation in a real system, in addition to seeking to solve the problem of lack of drinking water for riverside populations in the Amazon. The objective of this work was to develop wetland systems built with vertical flow using the *Alocasia macrorrhiza* plant coupled to an activated carbon filter (CWCACF) for the treatment of water for human consumption and to evaluate the efficiency through physical-chemical, microbiological and metals parameters potentially toxic. Wetland systems built with vertical flow coupled to the activated carbon filter were built in Manaus/AM and three systems in single-family residences in communities in Itacoatiara/AM. To evaluate the efficiency of the CWCACF systems, the physical-chemical, microbiological parameters and potentially toxic metals were measured in the raw water and in the water treated by the constructed system. The physicochemical parameters were pH, dissolved oxygen (DO), electrical conductivity (EC), turbidity, total suspended solids (TSS) nitrate (N-NO_3^-), nitrite (N-NO_2^-), ammonia (N-NH_4^+), phosphate (P-PO_4^{3-}) and sulfate (SO_4^{2-}). The microbiological parameters were total and thermotolerant coliforms (*Escherichia coli*) and the potentially toxic metals were copper (Cu), zinc (Zn), lead (Pb), iron (Fe) and cadmium (Cd). The efficiencies of the system implemented in Manaus/AM in terms of removing turbidity, TSS, Cu, Zn, Pb, Fe, and Cd were, respectively: 95.15%, 82.78%, 75.13%, 96.98 %, 65.68%, 71.82% and 100%. For the system evaluated in the Sagrado Coração de Jesus community, the efficiency in terms of removing turbidity, STS, Cu, Zn, Pb, Fe, Cd, N-NH_4^+ , N-NO_3^- , N-NO_2^- , SO_4^{2-} and P-PO_4^{3-} were, respectively: 1th week (0%, 0%, 15.83%, 0%, 0%, 0%, 32.92%, 0%, 65.27%, 31.53%, 36.64% and 85.48%); 2th week (95.42%; 0%, 0%, 0% 0%, 7.89%, 22.27%, 70.98%, 71.58%, 28.73% and 0%); 3th week (43.13%, 49.02%, 92.27%, 0%, 0%, 43.47%, 96.63%, 91.03%, 55.48%, 18.75% and 54 .79%). For both CWCACF systems, total and thermotolerant coliforms remained present in the water after treatment, the potability in disagreement with current legislation. From the results obtained, it can be seen that during the initial period of operation, the CWCACF systems already showed good efficiencies in the removal of contaminants, in which it is observed that for the system installed in the Sagrado Coração de Jesus community, the system began to present better efficiency. As for potability, it appears that it is still not possible to obtain potable water through the CWCACF system, a determining factor is the presence of total and thermotolerant coliforms in the treated water, which, according to the legislation, must remain absent. However, given the results obtained, it is possible to observe that if there is a longer operating time of the installed systems, it is likely that there will be an improvement in the removal efficiency.

Keywords: Efficiency of removal. Constructed wetland. Potability. Single-family residence.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Mapa de inundação com trechos do rio mais suscetíveis a inundações. Adaptado de Andrade (2017)	16
Figura 2 – Esquema do sistema <i>wetland</i> construído de fluxo superficial.....	20
Figura 3 – Esquema do sistema <i>wetland</i> construído de fluxo subsuperficial de fluxo horizontal	20
Figura 4 – Esquema do sistema <i>wetland</i> construído de fluxo subsuperficial de fluxo vertical	21
Figura 5 - Ilustração dos tipos de macrófitas aquáticas	27
Figura 6 – Adsorção física (a) e adsorção química (b). Adaptado de Ho (2020)..	31
Figura 7 – Transporte de partículas de adsorbato para o carvão ativado. Adaptado de Aktas e Cecen (2011).....	33
Figura 8 – Localização do sistema <i>wetland</i> construído acoplado a filtro de carvão ativado em Manaus	35
Figura 9 – Localização do sistema <i>wetland</i> construído acoplado a filtro de carvão ativado no Lago de Serpa/Itacoatiara.....	36
Figura 10 – Localização do sistema <i>wetland</i> construído acoplado a filtro de carvão ativado na comunidade São Sebastião, Costa do Siripá.....	36
Figura 11 – Localização do sistema <i>wetland</i> construído acoplado a filtro de carvão ativado na comunidade Santo Antônio, Lago do Canaçarí	37
Figura 12 – Sistema <i>Wetland</i> Construído Acoplado a Filtro de Carvão Ativado..	38
Figura 13 – Esquema da carcaça do filtro de CA	39
Figura 14 – Esquema da carcaça contendo o meio filtrante	39
Figura 15 – Amostra de água com o substrato enzimático adicionado para determinação qualitativa de coliformes	43
Figura 16 - Fotômetro HI83300	45
Figura 17 – Montagem do sistema <i>wetland</i> construído acoplado a um filtro de carvão ativado	47
Figura 18 – Tubulação perfurada para melhor distribuição de água	48
Figura 19 – Tubulação para saída de água.....	48
Figura 20 – Sistemas <i>wetlands</i> construídos acoplado a filtro de carvão ativado na comunidade Sagrado Coração de Jesus, Lago de Serpa (a); comunidade São Sebastião, Costa do Siripá (b); comunidade Santo Antônio, Lago do Canaçarí (c)	49
Figura 21 – Meio suporte 20 cm de espessura (a) e meio filtrante 40 cm de espessura (b).....	50

Figura 22 – Seixo como meio suporte 20 cm de espessura.....	51
Figura 23 – Transplântio da <i>Alocasia macrorrhiza</i>	51
Figura 24 – Manta acrílica do tipo perlon (a) e carvão ativado granular da casca de coco (b)	52
Figura 25 – Filtros de carvão ativado montados (a) e filtro de carvão ativado com torneira para ser utilizado no sistema wetland construído (b)	52
Figura 26 – Medição da vazão dos sistemas wetlands construídos acoplado a filtro de carvão ativado.....	53
Figura 27 – Teste positivo para coliformes totais	56
Figura 28 – Teste positivo para <i>Escherichia coli</i>	56
Figura 29 – Concentração de metais potencialmente tóxicos obtidos no Igarapé do Quarenta para amostras de água da coleta 2	57
Figura 30 – Comparação da concentração dos metais potencialmente tóxicos no Igarapé do Quarenta com a legislação vigente	58
Figura 31 – Variação da concentração de metais potencialmente tóxicos nas amostras de água do Lago de Serpa	62
Figura 32 – Comparação dos metais potencialmente tóxicos presentes na água do Lago de Serpa com a legislação em vigor	63
Figura 33 – Eficiência de remoção do sistema WCAFCA de Manaus (a) e da comunidade Sagrado Coração de Jesus (b)	66
Figura 34 – Comparação da concentração dos compostos de nitrogênio na água tratada pelo sistema wetland construído acoplado a filtro de carvão ativado com a legislação vigente.....	68
Figura 35 – Eficiência de remoção do sistema wetland construído acoplado a filtro de carvão ativado para amônio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) no Lago de Serpa.....	69
Figura 36 – Comparação da concentração de sulfato (SO_4^{2-}) com a legislação vigente.....	71
Figura 37 – Eficiência de remoção do sulfato (SO_4^{2-}) e fosfato (PO_4^{3-}) da água pelo sistema wetland construído acoplado a filtro de carvão ativado.....	71
Figura 38 – Presença de coliformes totais antes do tratamento (a); presença de coliformes totais depois do tratamento (b)	73
Figura 39 – Comparação da concentração de metais potencialmente tóxicos na água tratada pelo sistema wetland construído acoplado a filtro de carvão ativado, com a legislação vigente de potabilidade	75
Figura 40 – Comparação da concentração de metais potencialmente tóxicos na água tratada do Lago de Serpa, pelo sistema <i>wetland</i> construído acoplado a filtro de carvão ativado, com a legislação vigente de potabilidade.....	75

Figura 41 – Eficiência de remoção percentual de metais potencialmente tóxicos pelos sistemas wetland construído acoplado a filtro de carvão ativado no tratamento de água coletada no Igarapé do Quarenta (a) e Lago de Serpa (b)... 76

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Ordem de coleta e análise das amostras de água	41
Tabela 2 – Configuração do espectrômetro de emissão atômica com plasma indutivamente acoplado	44
Tabela 3 – Parâmetros de leitura para determinação dos metais potencialmente tóxicos	44
Tabela 4 – Concentração dos parâmetros físico-químicos das amostras de águas do Igarapé do Quarenta	54
Tabela 5 – Avaliação microbiológica das amostras de águas do Igarapé do Quarenta	55
Tabela 6 – Comparação entre a concentração encontrada nas análises com a literatura	58
Tabela 7 – Parâmetros físico-químicos da água bruta em amostras de água do Lago de Serpa.....	59
Tabela 8 – Concentração dos parâmetros nitrogenados na água do Lago de Serpa.....	60
Tabela 9 – Concentrações de sulfato (SO_4^{2-}) e fosfato (PO_4^{3-}) no Lago de Serpa.....	61
Tabela 10 – Avaliação microbiológica de amostras de água do Lago de Serpa ..	61
Tabela 11 – Resultados dos parâmetros físico-químicos do tratamento da água do Igarapé do Quarenta pelo sistema wetland construído acoplado a filtro de carvão ativado.....	64
Tabela 12– Resultados dos parâmetros físico-químicos do tratamento da água do Lago de Serpa pelo sistema wetland construído acoplado a filtro de carvão ativado.....	65
Tabela 13 – Concentração de amônio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) na água antes do tratamento e depois do tratamento pelo sistema wetland construído acoplado a filtro de carvão ativado.....	67
Tabela 14 – Concentração de sulfato (SO_4^{2-}) e fosfato (PO_4^{3-}) na água antes do tratamento e depois do tratamento pelo sistema wetland construído acoplado a filtro de carvão ativado	70
Tabela 15 – Resultados qualitativos para coliformes na água tratada pelo sistema wetland construído acoplado a filtro de carvão ativado.....	73
Tabela 16 – Concentração dos metais potencialmente tóxicos antes do tratamento e depois do tratamento no sistema wetland construído acoplado a filtro de carvão ativado instalado em Manaus.....	74
Tabela 17 – Concentração dos metais potencialmente tóxicos antes do tratamento e depois do tratamento no sistema wetland construído acoplado a filtro de carvão ativado instalado na comunidade Sagrado Coração de Jesus, em Itacoatiara/AM	74

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
2	OBJETIVOS	14
2.1	Objetivo Geral	14
2.2	Objetivos Específicos.....	14
3	REVISÃO DE LITERATURA	15
3.1	Qualidade dos Recursos Hídricos em Comunidades Ribeirinhas da Região Amazônica	15
3.2	<i>Wetlands</i> Construídas.....	19
3.2.1	Mecanismos de Fitorremediação	23
3.2.1.1	Fitoextração	23
3.2.1.2	Fitoestabilização	24
3.2.1.3	Fitotransformação e Rizodegradação	25
3.2.1.4	Fitovolatilização	26
3.2.2	Plantas Utilizadas nas <i>Wetlands</i> Construídas	26
3.3	Carvão Ativado na Remoção de Contaminantes em Água	29
3.3.1	Processo de Adsorção em Carvão Ativado	31
4	MATERIAIS E MÉTODOS	35
4.1	Montagem dos Sistemas <i>Wetlands</i> Construídos	35
4.2	Construção do Filtro de Carvão Ativado	39
4.3	Operação dos Sistemas <i>Wetlands</i> Construídos Acoplados a Filtro de Carvão Ativado (WCAFCA)	40
4.4	Coleta das Amostras.....	40
4.5	Diagnóstico da Qualidade das Águas Antes do Tratamento no sistema <i>Wetland</i> Construído Acoplado a Filtro de Carvão Ativado	41
4.5.1	Sólidos Totais em Suspensão (STS)	42
4.5.2	Parâmetros Microbiológicos.....	43
4.5.3	Determinação de Metais Potencialmente Tóxicos por ICP-OES	44
4.5.4	Determinação de fosfato (PO_4^{3-}), nitrito (NO_2^-) e amônio (NH_4^+) por fotometria.....	45
4.5.5	Determinação de Nitrato (NO_3^-) e Sulfato (SO_4^{2-}) por Cromatografia de Íons	46
4.6	Avaliação da Eficiência dos Sistemas WCAFCA	46
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	47
5.1	Construção dos Sistemas <i>Wetlands</i> Construídos.....	47

5.1.2	Montagem dos Tanques Acoplados em Manaus/AM	47
5.1.3	Montagem dos Tanques Acoplados nas Comunidades Ribeirinhas	48
5.1.4	Preenchimento das Camadas de Meio Suporte e Meio Filtrante	50
5.1.5	Coleta e Plantio da <i>Alocasia macrorrhiza</i>	51
5.2	Montagem do Filtro de Carvão Ativado	52
5.3	Operação dos Sistemas <i>Wetlands</i> Construídos Acoplados a Filtro de Carvão Ativado	53
5.4	Diagnóstico Preliminar da Água Antes do Tratamento no Sistema <i>Wetland</i> Construído Acoplado a Filtro de Carvão Ativado	54
5.4.1	Igarapé do Quarenta.....	54
5.4.2	Comunidade Sagrado Coração de Jesus	59
6	CONCLUSÃO	78
	REFERÊNCIAS	79

1 INTRODUÇÃO

A água é uma substância imprescindível para a sobrevivência humana, para tanto, deve se apresentar isenta de contaminantes que possam ocasionar o surgimento de doenças de veiculação hídrica. Com o crescimento populacional surge a dificuldade de se obter água com qualidade adequada para consumo, devido a maior geração de esgotos domésticos e industriais que são despejados nos corpos hídricos sem o devido tratamento, ocasionando alterações em suas características físicas, químicas e biológicas naturais (RAHMAN & RAHAMAN, 2018).

Embora a região amazônica seja abundante em águas superficiais, as populações humanas que moram em comunidades ribeirinhas, onde há escassez de água potável, são vulneráveis às mudanças climáticas que afetam os ciclos hidrológicos, estas que ocasionam variações nos níveis de água dos mananciais superficiais (PACIFICO *et al.*, 2021). Uma das variações que há a possibilidade de disponibilizar maiores quantidades de contaminantes para os corpos hídricos é a época de inundação, no qual os locais inundados são denominados várzeas.

Nessa época os contaminantes, como lixos dispostos inadequadamente e destinação inadequada de dejetos, podem ser arrastados do solo para a água. Sendo assim, essas populações que ocupam esses ambientes, em sua maioria não têm acesso a água encanada, a consomem diretamente do corpo hídrico sem tratamento prévio ou buscam outras fontes de abastecimento que consideram seguras (PACIFICO *et al.*, 2021; PASCOALOTO & OLIVEIRA, 2016).

Vale salientar que embora na época de inundação haja maior concentração de poluentes nos mananciais superficiais devido a ação antrópica, essas águas já possuem características naturais que são impróprias para consumo humano, como a presença de metais potencialmente tóxicos (MPT) de fontes litogênicas (MASINDI; MUEDI, 2018). Esse metais, seja de fontes naturais ou antropogênicas, podem ser transportados através dos sedimentos a diferentes ambientes (CONSTANTINO *et al.*, 2019).

Essas regiões que formam várzeas são em geral corpos d'água com elevada quantidade de sedimentos (RODDAZ *et al.*, 2014), estes que já tornam a

água naturalmente indesejável para consumo devido ao aspecto visual turvo. Além disso, como diversos componentes são arrastados para o corpo hídrico, principalmente dejetos humanos e animais, a água pode apresentar micro-organismos patogênicos nos assentamentos humanos dessa região, como a *Escherichia coli*, indicador de contaminação fecal e responsável por ocasionar doenças diarreicas infecciosas (ROSINGER, 2018).

Como nesses locais há ausência de água potável pela dificuldade de implantação de sistemas de tratamento de água, surge a busca por tecnologias de tratamento de água que seja viável a implantação nesses ambientes que sofrem com inundações periódicas, sendo as mais adequadas aquelas descentralizadas e unifamiliar para essas comunidades ribeirinhas (HUANG *et al.*, 2018). Das buscas por formas de tratamento de água das famílias que moram nessas comunidades ribeirinhas, até o momento foram encontradas três tecnologias mais citadas na literatura, os sistema de captação de água da chuva, o SODIS (Solar Water Disinfection) e a Solução Alternativa Coletiva Simplificada de Tratamento de Água (SALTA-z) (BATISTA *et al.*, 2021).

Outra opção que pode ser utilizada para contribuir com o tratamento de água dessas famílias ribeirinhas são os sistemas *wetlands* construídos (WCs) que são sistemas em que a principal característica é o uso da fitorremediação para remoção de contaminantes, sendo considerada uma tecnologia sustentável, de fácil implantação e operação; e de baixo custo (PARDE *et al.*, 2021).

As WCs já são uma solução consolidada para tratamento de esgoto doméstico, embora na literatura seja pouco abordado sua utilização no tratamento de água para consumo humano. Por apresentarem boa eficiência no tratamento de águas residuárias (PARDE *et al.*, 2021), talvez sejam uma alternativa eficaz para obtenção de água potável se acoplados a tratamentos finais, como é o caso de filtros de carvão ativado.

O carvão ativado é outra solução bastante utilizada para a problemática do tratamento de água, sendo um material amplamente utilizado devido suas propriedades de adsorção para remoção de matéria orgânica, incluindo compostos que ocasionam alteração nas propriedades organolépticas da água,

como sabor e odor, além de substâncias tóxicas e de baixo peso molecular (CERMAKOVA *et al.*, 2017).

Dessa forma, foram desenvolvidos sistemas acoplados usando WC de fluxo vertical de *Alocasia macrorrhiza*, planta fitorremediadora de MPT (MOTA; JÚNIOR & SANTANA, 2016) e filtros de carvão ativado como tratamento final. A eficiência de remoção desses sistemas montados foi avaliada e a qualidade da água tratada foi comparada com a Portaria nº 888 de 2021 do Ministério da Saúde que dispõe sobre os padrões de potabilidade da água para consumo humano, a fim de identificar suas potencialidades como uma alternativa para o tratamento de água de comunidades ribeirinhas do estado do Amazonas.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Implantar e avaliar a eficiência de sistemas *wetlands* construídos de fluxo vertical seguido de filtro de carvão ativado visando o tratamento de água para consumo humano.

2.2 Objetivos Específicos

- I) Construir sistemas *wetlands* construídos de fluxo vertical contendo *Alocasia macrorrhiza*, acoplados com filtro de carvão ativado;
- II) Avaliar qualidade da água bruta e tratada em termos de: pH, condutividade elétrica (CE), oxigênio dissolvido (OD), turbidez, sólidos totais em suspensão (STS), amônio (N-NH_4^+), nitrato (N-NO_3^-), nitrito (N-NO_2^-), sulfato (SO_4^{2-}), fosfato (P-PO_4^{3-}), MPT e coliformes totais e termotolerantes (*Escherichia coli*);
- III) Determinar de forma qualitativa parâmetros microbiológicos da água bruta e tratada: coliformes totais e termotolerantes (*Escherichia coli*);
- IV) Avaliar as concentrações de MPT na água bruta e tratada: cobre (Cu), zinco (Zn), chumbo (Pb), ferro (Fe), e cádmio (Cd).

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Qualidade dos Recursos Hídricos em Comunidades Ribeirinhas da Região Amazônica

A região amazônica possui a maior bacia hidrográfica do mundo com a maior reserva de água doce do planeta, concentrando cerca de 70% dos recursos hídricos superficiais de água doce do Brasil (LIRA & CÂNDIDO, 2013). Ela exhibe clima equatorial úmido, caracterizada por elevadas temperaturas e altos índices pluviométricos, estes que estão parcialmente associados aos fenômenos popularmente conhecidos por “El Niño” onde produz seca ou vazante acentuada e “La Niña” que ocasiona cheia intensa (MARENGO *et al.*, 2018). Nesse sentido, a região amazônica se divide em quatro períodos, definidos segundo critérios hidrológicos: seca, enchente, cheia e vazante (BITTENCOURT; AMADIO, 2007).

Essa variação sazonal do nível de água provoca inundações periódicas das áreas que são normalmente utilizadas para os assentamentos humanos, agricultura e a pecuária, onde há troca de materiais entre os ecossistemas terrestres e aquáticos, afetando a proporção de componentes em suspensão e dissolvidos na água, alterando suas características físico-químicas, o que, conseqüentemente, afeta a qualidade da água utilizada pela população local (COUTINHO *et al.*, 2017; WOLFARTH-COUTO *et al.*, 2020).

Embora haja grande abundância de água na região amazônica, mesmo sem influência antropogênica, elas são naturalmente impróprias para consumo direto, devido as suas características físico-químicas naturais. Dessa forma, devem passar por tratamento a fim de se obter água potável. De acordo com a Portaria nº 888 de 2021 do Ministério da Saúde, que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, água potável é aquela que não oferece riscos à saúde humana se consumida.

Como essas regiões normalmente não possuem água encanada oriunda do abastecimento público há uma maior dificuldade em encontrar um tratamento de água adequado para esses locais que sofrem com inundações periódicas.

Essa realidade de inundação não é específica de uma comunidade ribeirinha, mas da maioria dos assentamentos da região amazônica, como mostra a Figura 1.

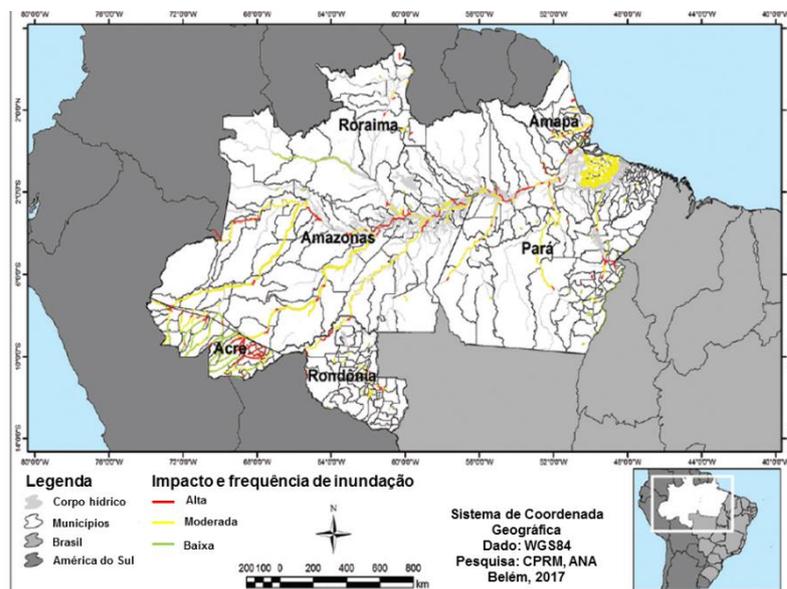


Figura 1- Mapa de inundação com trechos do rio mais suscetíveis a inundações. Adaptado de Andrade (2017)

A Figura 1 mostra o mapa de inundação, no qual se observa que no Amazonas a frequência de inundação está entre alta e moderada, fazendo com que os moradores dessas regiões impactadas sejam as mais afetadas. Nesses locais o saneamento básico é precário e até em alguns casos, inexistente. A disposição inadequada de lixo e dejetos humanos ocasiona a contaminação da principal fonte de abastecimento de água da população nos períodos de enchente, pois são transportados para o corpo hídrico, o que pode tornar o uso da água nas atividades domésticas e higiene pessoal um risco à saúde da população, além da inexistência de tratamento para obtenção de água potável (RIBEIRO *et al.*, 2018; CASTRO *et al.*, 2020).

Como não existe uma forma de tratamento de água para beber, as populações ribeirinhas fazem uso de hipoclorito de sódio (NaClO) diretamente sobre a água bruta, podendo ocasionar a formação de vários subprodutos, sendo os mais notáveis os trihalometanos (THMs), originários da reação do cloro com a matéria orgânica. Os THMs apresentam potenciais riscos para a saúde humana,

devido ao seu potencial carcinogênico (PIGNATA *et al.*, 2012; WILHELM *et al.*, 2018; QUARTAROLI *et al.*, 2018).

Além dos THMs, os MPT podem ser potenciais causadores de intoxicação se estiverem acima da concentração limite na água a ser consumida, principalmente para populações ribeirinhas que não usufruem de água tratada. Esses MPT mesmo em concentrações baixas no corpo hídrico representam um risco à saúde humana, fauna e flora devido ao seu potencial bioacumulativo. Por esse motivo há alguns estudos (PANTOJA *et al.*, 2016; CARVALHO *et al.*, 2018; CONSTANTINO *et al.*, 2019; ARCOS & DA CUNHA, 2021) realizados na região amazônica, como no Rio Solimões, Rio Madeira e Rio Amazonas, tendo em vista que são os principais rios que podem transportar metais a diversos afluentes de águas brancas e pretas, e para o oceano.

Com relação ao Rio Amazonas na região de Itacoatiara, há poucas informações no que se refere a quantificação de MPT, no qual foi encontrado somente um primeiro estudo disponível na literatura recente (CONSTANTINO *et al.*, 2019) que foi realizado para quantificar metais utilizando espectrometria de absorção atômica com forno de grafite. Dentre os metais estudados neste trabalho, estão os MPT como o Ferro (Fe), Cobre (Cu), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Chumbo (Pb) e Níquel (Ni). Para estes metais foram encontrados limite de detecção (LD) $3,21 \mu\text{g L}^{-1}$, $0,74 \mu\text{g L}^{-1}$, $0,07 \mu\text{g L}^{-1}$, $0,83 \mu\text{g L}^{-1}$, $2,22 \mu\text{g L}^{-1}$ e $0,37 \mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente.

O estudo revelou que as concentrações totais destes metais no período de seca para uma amostra do Rio Amazonas foram $5,72 \mu\text{g L}^{-1}$, $7,63 \mu\text{g L}^{-1}$, $16,38 \mu\text{g L}^{-1}$ e $5,41 \mu\text{g L}^{-1}$ de Fe, Cr, Pb e Ni, respectivamente. No período chuvoso, as concentrações destes metais foram $3,65 \mu\text{g L}^{-1}$ e $3,37 \mu\text{g L}^{-1}$ de Fe e Cr, respectivamente. O Ni e Pb mantiveram a concentração abaixo do limite de quantificação (LQ) ($1,22 \mu\text{g L}^{-1}$ e $5,66 \mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente) do método empregado para o período chuvoso, já o Cu e o Cd mantiveram a concentração abaixo do LQ ($2,46 \mu\text{g L}^{-1}$ e $0,25 \mu\text{g L}^{-1}$) do método, tanto para o período de seca quanto para o período chuvoso. Esses resultados demonstram que no momento do estudo os metais estavam com concentrações abaixo do limite recomendado para os rios de classe 2 pela Resolução vigente de nº 357 de 17 de Março de

2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), que dispõe sobre a classificação dos corpos d'água, em que as águas dos rios de classe 2 podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional.

Nesse trabalho de Constantino *et al.*, (2019) ainda mostrou que esses MPT estão presentes de forma particulada, podendo ser mais facilmente distribuídos para diversos ambientes. Verificou-se ainda que os metais Cr, Ni, Cu e Pb mesmo com concentrações abaixo do limite aceitável, apresentaram potencial antropogênico, sendo esses locais próximos a áreas mais urbanizadas. Por esse motivo é de suma importância haver monitoramento de concentrações de MPT nessa região, pois os locais de amostragem foram selecionados com base no histórico de uso e ocupação do solo da região e sua atividade de criação de animais no rio Amazonas.

Enquanto que o Rio Solimões na extensão da orla do município de Anamã (ARCOS & CUNHA, 2021), no período de seca, nos meses de fevereiro e março de 2017, apresentou coliformes totais e termotolerantes ultrapassando o limite (1000 CF/100 mL) para os rios de classe 1 da Resolução CONAMA nº 357/2005, água que pode ser destinada ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado, sendo os coliformes um dos indicadores principais de avaliação da qualidade da água, principalmente para potabilidade, que deve apresentar ausência. Além disso, os parâmetros sólidos totais em suspensão (valores entre 39,8 e 101,2 mg L⁻¹) e condutividade elétrica (valores entre 49,3 e 114,0 $\mu\text{S cm}^{-1}$) se mantiveram dentro dos valores característicos de rios de água branca, pois esses rios são ricos em sólidos suspensos e elevada quantidade de eletrólitos (SIOLI, 1984).

No trabalho de Pantoja *et al.*, (2016), realizado no Rio Solimões, foi avaliada a água do rio e a água consumida pelos moradores de cinco domicílios localizados na comunidade ribeirinha Costa do Pesqueiro, em frente ao município de Manacapuru. Verificou-se que no período de cheia a água utilizada para consumo apresentou as mesmas características que a da amostra coletada no próprio rio.

Pantoja *et al.*, (2016) ainda verificou que em algumas residências os moradores tratavam a água por meio da sedimentação dos sólidos suspensos, filtração com pano e em alguns casos o uso do sulfato de alumínio ($Al_2(SO_4)_3$) como floculante para obtenção de água potável, que se demonstraram ineficientes na remoção da turbidez e da cor no período de cheia. Isso demonstra que é necessário que haja um tratamento de água adequado para essas comunidades ribeirinhas, que seja eficiente independente do período hidrológico.

3.2 *Wetlands* Construídas

As WCs são sistemas que imitam as *wetlands* naturais. *Wetlands* naturais é um termo em inglês utilizado para designar áreas inundadas ou saturadas por água superficial ou subterrânea, apresentando condições apropriadas para o crescimento de macrófitas. Já as WCs que também recebem denominações de sistemas alagados construídos, terras úmidas construídas, banhados artificiais, alagados artificiais, sistemas de zonas de raízes, leitos plantados, leitos com macrófitas e outras variantes, recebendo denominação internacional de *constructed wetlands* (VON SPERLING, 2014) consistem de lagoas e canais rasos para tratamento de água e esgotos que abrigam plantas aquáticas para descontaminação de águas naturais poluídas, removendo sólidos em suspensão, compostos orgânicos, nutrientes, patógenos, metais e contaminantes emergentes, com regime hidrológico controlado (VON SPERLING, 2014; THANI *et al.*, 2019).

Essas WCs possuem uma camada impermeável de argila ou membrana sintética no fundo, e estruturas para controlar a alimentação, contendo um meio suporte poroso e inerte como brita, cascalho ou areia, buscando otimizar os pontos positivos e reduzir os negativos das *wetlands* naturais. (VON SPERLING, 2014).

Existem dois tipos de WC que são amplamente utilizados no tratamento de água e esgoto, as WCs com sistema de fluxo superficial (WCFS) e fluxo subsuperficial (WCFSS). Este último classifica-se em fluxo horizontal e fluxo

vertical (PARDE *et al.*, 2021). A Figura 2 e Figura 3 mostram o esquema de um sistema WCFS de fluxo horizontal e WCFSS, respectivamente.

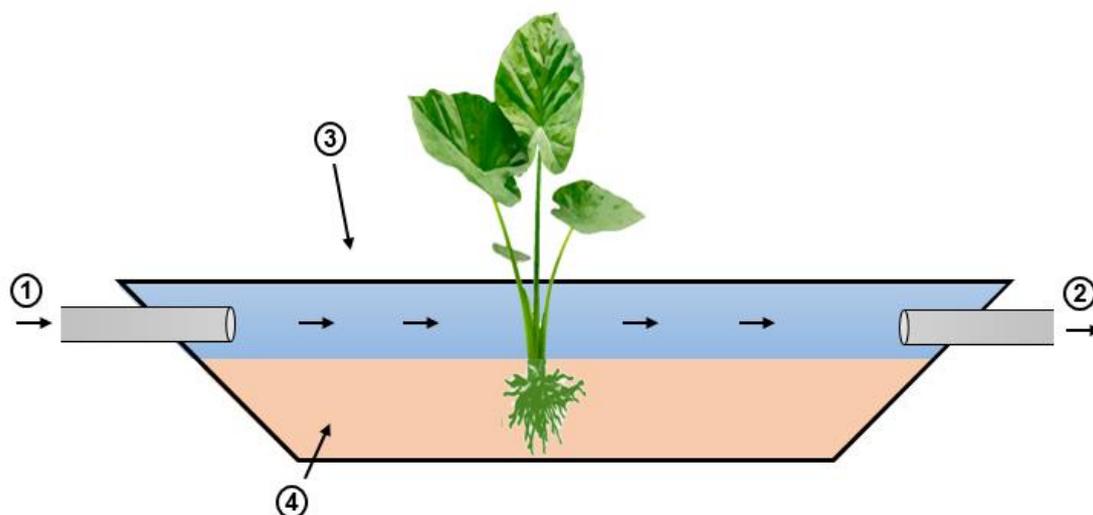


Figura 2 – Esquema do sistema *wetland* construído de fluxo superficial

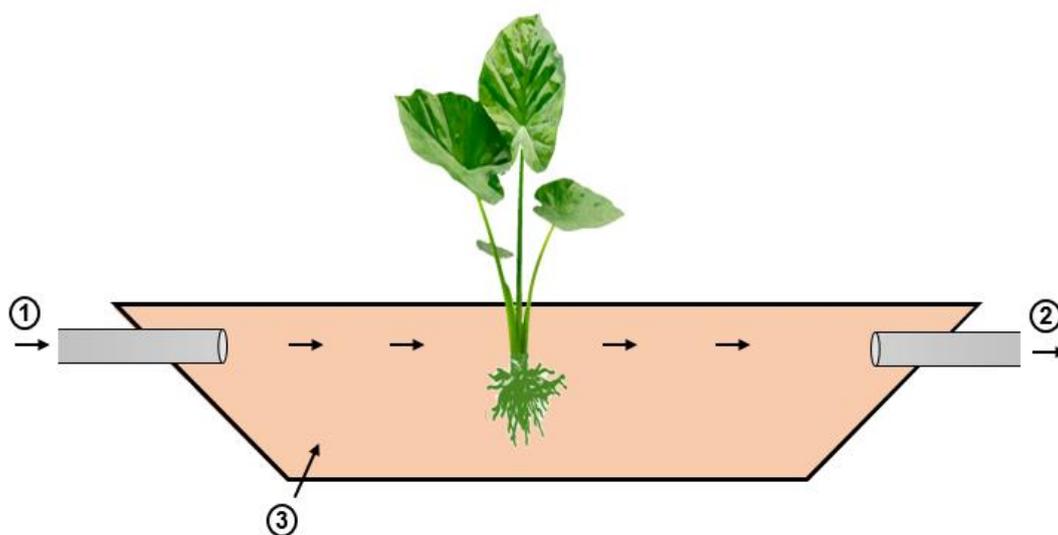


Figura 3 – Esquema do sistema *wetland* construído de fluxo subsuperficial de fluxo horizontal

A semelhança entre os sistemas da Figura 2 e 3 está no escoamento horizontal da água, no qual a água entra no sistema e flui com escoamento horizontal, no entanto, enquanto na Figura 2 a água flui acima da camada suporte (4), que se mantém saturada até a saída (2) (ELZEIN *et al.*, 2016; HICKEY *et al.*, 2018), na Figura 3 a água flui através do meio filtrante (3) e pelas raízes das macrófitas, horizontalmente até atingir a saída (2).

Uma das principais vantagens do sistema da Figura 2 é a semelhança com os ecossistemas encontrados naturalmente, visto que a água flui acima da superfície da camada suporte, o que reduz a colmatção do leito filtrante (LI *et al.*, 2020). A desvantagem desse tipo de sistema está na proliferação de insetos e liberação de maus odores, uma vez que há a exposição do esgoto à atmosfera e à luz solar. Esses sistemas se assemelham a sistemas alagados naturais devido às condições favoráveis para o desenvolvimento de macrófitas flutuantes, submersas ou emergentes (STEFANAKIS *et al.*, 2014).

Uma das vantagens do sistema ilustrado na Figura 3 é a redução das chances de contaminação humana ou animal, assim como o impedimento da proliferação de insetos e liberação de maus odores, pois o esgoto não é exposto ao meio ambiente (ILYAS & MASIH, 2017; MATOS *et al.*, 2018; FADANELLI *et al.*, 2019).

A Figura 4 mostra uma WCFSS de fluxo vertical.

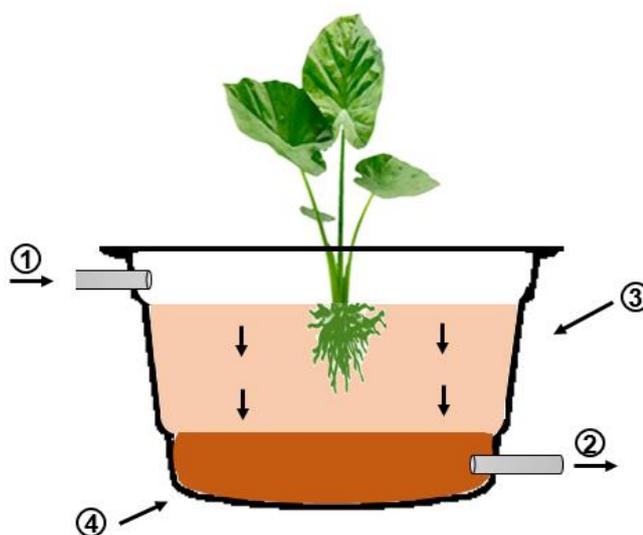


Figura 4 – Esquema do sistema *wetland* construído de fluxo subsuperficial de fluxo vertical

Na Figura 4 a água entra no sistema (1) e escoar de forma vertical descendente através do meio filtrante (3) e da camada suporte (4) até atingir a saída (2). A principal vantagem das WCFSS de fluxo vertical está na sua maior capacidade de transferência de oxigênio frente aos demais sistemas devido ao regime de alimentação de inundar quase instantaneamente a superfície do leito,

além disso, esse sistema demanda menor área de construção (STEFANAKIS *et al.*, 2014).

Em suma, as WCs são uma tecnologia sustentável e possuem diversas vantagens, como baixo custo de construção e operação, remoção satisfatória de matéria orgânica, sólidos em suspensão (LANA *et al.*, 2013; ILYAS & MASIH, 2017), nitrogênio e fósforo, assim como elevada eficiência na remoção de coliformes (CHAND *et al.*, 2021) e MPT (WANG, J. *et al.*, 2021). Possui algumas desvantagens, como a obstrução dos espaços porosos do substrato, alta demanda de área, necessidade de manejo e dependência de condições ambientais (MATOS *et al.*, 2018).

A eficiência desses sistemas está focada principalmente na remoção de matéria orgânica, nutrientes e micro-organismos de origem fecal. No entanto, os metais potencialmente tóxicos vêm ganhando maior notoriedade em estudos, por serem não biodegradáveis e tenderem a se acumular em sedimentos e plantas aquáticas (LIU *et al.*, 2020).

No Brasil, alguns trabalhos utilizando as WC foram aplicados no tratamento de esgoto doméstico, onde se destaca na literatura recente (REIS *et al.*, 2019) um trabalho que avalia o desempenho na remoção de nutrientes e matérias orgânicas, utilizando três sistemas plantados com *Typha domingensis*, *Heliconia psittacorum*, *Pontederia parviflora*, e um sistema não plantado. Nesse trabalho, foram avaliados a cor, turbidez, pH, temperatura, Sólidos Totais (ST), Sólidos Totais Dissolvidos (STD) e DBO_{5,20}, Demanda Química de Oxigênio (DQO), nitrogênio total, fósforo, sulfato, nitrato e nitrito.

Os resultados obtidos no trabalho de Reis *et al.* (2019) foram a remoção de 70% de DBO_{5,20} para os três sistemas plantados e 76% DQO para o sistema não plantado. O sistema ainda demonstrou 78% de remoção de fósforo total para o sistema não plantado e 92% de remoção de nitrito como micronutrientes. A análise de variância ANOVA realizada mostra que houve significância de remoção STD, sulfato e DQO. Esses resultados demonstram que os sistemas utilizados obtiveram eficiência de remoção tanto de matéria orgânica quanto de nutrientes, ao serem aplicados em águas residuárias.

Embora os sistemas WCs apresentem boa eficiência na remoção de contaminantes, os diversos estudos que existem na literatura recente estão focados apenas no tratamento de efluentes (WU *et al.*, 2020; ENGIDA *et al.*, 2020; CHEN *et al.*, 2020; ZHAO *et al.*, 2020). Diante disso, o estudo das WCs aplicadas no tratamento de águas naturais superficiais para consumo humano como tratamento secundário seguido de tratamento terciário usando filtro de carvão ativado para aumentar a eficiência de remoção de contaminantes, configura-se como uma alternativa de tratamento promissora.

3.2.1 Mecanismos de Fitorremediação

Os sistemas WCs realizam a descontaminação da água por meio de micro-organismos presentes na rizosfera e pelo processo de fitorremediação, utilizando a fisiologia vegetal, assim como a associação de processos físicos, como adsorção e precipitação dos contaminantes (SHMAEFSKY, 2020). Para que ocorra a descontaminação de contaminantes orgânico e inorgânicos ocorrem diversos mecanismos específicos denominados de mecanismos de fitorremediação, que incluem a fitoextração, fitoestabilização, fitotransformação, fitovolatilização e rizodegradação (AWA & HADIBARATA, 2020; SHMAEFSKY, 2020).

3.2.1.1 Fitoextração

A fitoextração, conhecida como fitoacumulação, fitoabsorção ou fitosequestro (TRIPATHI *et al.*, 2020) é o mecanismo no qual as plantas absorvem os contaminantes pelas raízes, do solo ou da água, e transportam para as partes aéreas, como as folhas e os brotos, tendo como principais características alta

capacidade de produção de biomassa e acumulação de contaminantes (AWA & HADIBARATA, 2020).

As espécies que utilizam do mecanismo de fitoextração podem remover metais em concentração 100 vezes mais altas do que plantas não acumuladoras (LEE *et al.*, 2020). Após utilizadas nas WC, elas devem ser colhidas, incineradas ou encaminhadas para aterro sanitário para disposição adequada (AWA & HADIBARATA, 2020).

3.2.1.2 Fitoestabilização

A fitoestabilização é utilizada em áreas altamente poluídas, com vegetação densa que cubra longas distâncias de solo, para evitar a erosão (GHORI *et al.*, 2016; KHAN, 2020), é um mecanismo de adsorção que precipita, estabiliza ou imobiliza os metais na rizosfera por meio de exsudatos radiculares que se ligam a partículas do solo, metais e moléculas orgânicas (AWA & HADIBARATA, 2020; SHMAEFSKY, 2020).

Os exsudatos radiculares são substâncias produzidas pelas plantas e que são liberadas na rizosfera, são geralmente uma mistura complexa de aminoácidos, carboidratos, enzimas, lipídios, ácidos orgânicos e compostos fenólicos (SHMAEFSKY, 2020) que limitam a mobilidade dos MPT no solo (AWA & HADIBARATA, 2020; SHMAEFSKY, 2020), além disso, as enzimas redox que são produzidas convertem os MPT em um estado menos tóxico (AWA & HADIBARATA, 2020) e menos solúvel, como o sulfeto metálico e carbonato metálico (KHAN, 2020).

Os micro-organismos presentes na rizosfera desempenham papel importante na fitoestabilização, pois os fungos micorrízicos arbusculares (FMA) colonizados em algumas raízes capturam os MPT em suas hifas, além disso, esses fungos secretam uma glicoproteína denominada de glumulina que complexa metais presentes na água e no solo. Os FMA secretam também ácido N-(2-hidroxietil)-etilenodiaminotetracético (HEDTA), dietileno etriamina

pentacético (ácido DTPA) ou alguns outros agentes sintéticos que possuem propriedades ácidas como sulfato de amônio (NH_4SO_4) ou nitrato de amônio (NH_4NO_3), que promovem a fixação dos MPT nas raízes das plantas e sua posterior translocação para as partes aéreas (KHAN, 2020).

Embora esse mecanismo seja eficiente, ele é menos eficaz se o metal for muito tóxico para a planta e muito móvel no solo, sendo assim, as plantas utilizadas na fitoestabilização devem ser tolerantes a MPT e resistentes à seca e ao sal (KHAN, 2020).

3.2.1.3 Fitotransformação e Rizodegradação

A fitotransformação, também conhecida como fitodegradação é um mecanismo que as plantas utilizam para decompor contaminantes orgânicos (KHAN *et al.*, 2020), transformando-os em formas menos tóxicas. Esse processo pode ser realizado de forma direta, no qual a planta absorve diretamente os contaminantes e metaboliza, distribuindo os compostos menos nocivos formados dentro do tecido vegetal (KAFLE *et al.*, 2022).

A forma indireta requer a ajuda da rizosfera, mecanismo denominado de rizodegradação, nesse processo as bactérias presentes na rizosfera são responsáveis por transformar os contaminantes em formas menos tóxicas para que possam ser absorvidos pelas plantas sem ocorrer fitotoxicidade, ou precipitação nas raízes (ALSAFRAN *et al.*, 2022; KAFLE *et al.*, 2022)

Os microrganismos que realizam a rizodegradação podem ser fungos, bactérias e leveduras, que tem suas atividades metabólicas aumentadas em 10 a 100 vezes mais devido aos nutrientes fornecidos pelas plantas por meio dos exsudatos secretados pelas raízes, que contêm aminoácidos, carboidratos e flavonoides, que são fontes de nitrogênio e carbono (ALI *et al.*, 2013; CRISTALDI *et al.*, 2017).

3.2.1.4 Fitovolatilização

Na fitovolatilização os contaminantes orgânicos ou inorgânicos são absorvidos do solo ou da água e são transformados em formas menos tóxicas e que são liberadas para a atmosfera (KAFLE *et al.*, 2022). Nesse processo, alguns poluentes são absorvidos pelas raízes e podem ser transportados através da xilema para as partes aéreas para serem liberados para a atmosfera (CRISTALDI *et al.*, 2017) enquanto outros podem volatilizar diretamente do caule e também devido a interação raiz-solo (KAFLE *et al.*, 2022). Um ponto importante a ser destacado é que por esse mecanismo a planta não remove completamente os contaminantes, apenas converte eles em formas menos tóxicas retirando do solo e transferido para a atmosfera (ALI *et al.* 2013).

3.2.2 Plantas Utilizadas nas *Wetlands* Construídas

As plantas selecionadas para serem utilizadas nas WC devem ser de crescimento rápido, ter alta capacidade de absorção de poluentes orgânicos e inorgânicos, grande capacidade de se adaptar em ambientes alagados e alta capacidade de transpiração (THAMPATTI *et al.*, 2020). Diante dessas características, destacam-se as macrófitas aquáticas.

Macrófitas aquáticas são organismos fotossintéticos que habitam diversos ecossistemas aquáticos que vão desde a *Wolffia* sp., menor angiosperma no mundo, com apenas 0,5 mm de diâmetro, até a *Victoria amazonica* com 2,5 m de diâmetro (GIMENES *et al.*, 2020).

Esses organismos fotossintetizantes possuem rápido crescimento, alta absorção de poluentes disponíveis e elevada produção de biomassa (KOCHI *et al.*, 2020), além disso, a escolha da macrófita para ser utilizada em WC tem que ter disponibilidade da espécie na região que será implantado o sistema, tendo em vista sua adaptação às condições climáticas (PIO *et al.*, 2013).

A classificação das macrófitas aquáticas é de acordo com sua forma de crescimento, podendo ser flutuantes, submersas ou emergentes (THAMPATTI *et al.*, 2020), conforme ilustrado na Figura 5.

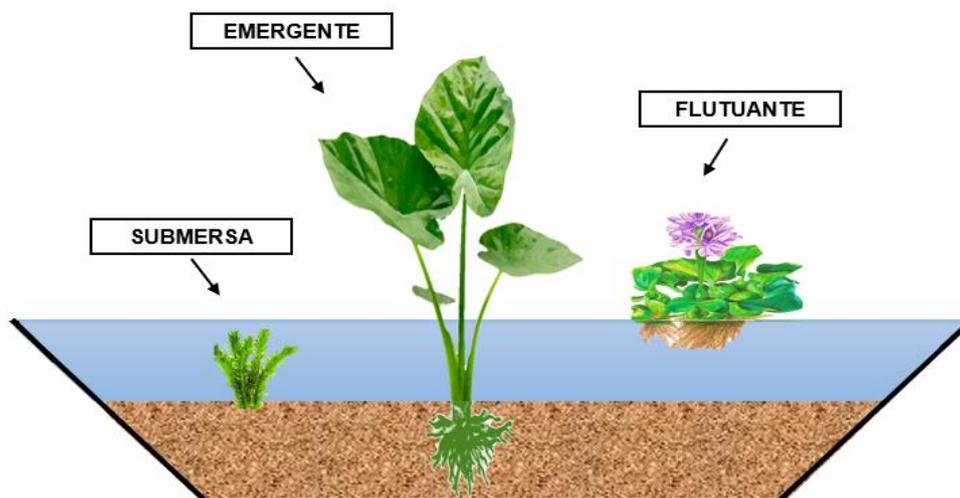


Figura 5 - Ilustração dos tipos de macrófitas aquáticas

Os tipos de macrófitas ilustradas na Figura 5 são as mais utilizadas nas WC, e no qual nos sistemas WCFS podem ser utilizadas plantas aquáticas: flutuantes, estas que flutuam na superfície da água, e/ou submersas, plantas que crescem completamente submersas na água, assim como emergentes que são plantas que ficam enraizadas na camada de solo no fundo e suas folhas ficam acima da lâmina de água. No entanto, em sistemas WCFSS são mais utilizadas as plantas emergentes (VON SPERLING, 2014).

Essas macrófitas são utilizadas em WC por apresentarem grande eficiência na remoção de diversos poluentes, como os resíduos radioativos e resíduos de explosivos, poluentes orgânicos e inorgânicos e metais potencialmente tóxicos (DHIR *et al.*, 2009).

Nesses ambientes, as plantas absorvem os contaminantes e os utilizam como nutrientes para seu crescimento, no entanto, a maioria desses nutrientes assimilados é convertida em biomassa, caso não ocorra a colheita dessas espécies, esses contaminantes podem ser incorporados novamente à água pela decomposição da matéria orgânica da espécie vegetal (GHORI *et al.*, 2016)

As macrófitas que são amplamente utilizadas em WC são *Phragmites australis* *Typha* spp. e *juncus* spp. (VYMAZAL, 2011; PIO *et al.*, 2013). Essas

espécies demonstram alta eficiência na remoção de contaminantes, no entanto, na literatura não relata sua eficiência quanto a remoção de MPT. Para estes, diversas plantas com potencial fitorremediador vêm sendo estudadas devido a capacidade em acumular altas concentrações de diversos metais em seus tecidos sem causar fitotoxicidade. Plantas com essa capacidade são denominadas plantas hiperacumuladoras, pois elas fitoextraem metais do ambiente e acumulam tanto em suas raízes quanto em suas partes foliares (KUMAR *et al.*, 2016).

Diante disso, uma espécie que vêm sendo estudada devido a seu potencial fitorremediador é a *Alocasia macrorrhiza*, também conhecida como orelha-de-elefante-gigante pertence à família araceae, nativa da Ásia tropical e se espalhou para outros países tropicais, como é o caso do Brasil. A *Alocasia macrorrhiza* cresce em regiões úmidas, em beiras de estradas, margens de igarapés, toleram inundações rasas, e abominam condições de alagamentos (LIM, 2015), suas raízes são fasciculadas e possuem rizomas que dão origem a novas plantas (PARRA, 2015).

Devido a essas características, na literatura recente a *Alocasia macrorrhiza* foi testada como potencial fitorremediador de MPT em sistemas de WC (SOUSA, 2014; PIO *et al.*, 2017), devido sua ocorrência natural no Igarapé do Quarenta, região altamente contaminada por MPT na cidade de Manaus no Estado do Amazonas (PIO *et al.*, 2017). O trabalho de Sousa (2014) foi utilizado um reator eletroquímico como tratamento final, já neste trabalho foi utilizado carvão ativado como tratamento final, acoplado ao sistema *wetland* construído.

No estudo Pio *et al.* (2017), avaliando a remoção de Cd, Co, Cu, Fe, Mn, Ni e Pb, observou-se que a *Alocasia macrorrhiza* foi mais eficiente na remoção de Pb e Co na remoção de Zn, Pb, Cu, Cr. Para Sousa (2014) a espécie acumulou em maior quantidade em seus tecidos os metais Zn e Pb.

Os resultados obtidos demonstram que a *Alocasia macrorrhiza* não possui região específica de acúmulo de metais, acumulando Pb e Ni nas raízes, Ni e Fe nos caules e Pb e Ni nas folhas (PIO *et al.*, 2017), indicando sua preferência em hiperacumular Pb, podendo essa espécie ser utilizada para remoção desse MPT em água (LIU *et al.*, 2010). Embora a *Alocasia macrorrhiza* tenha demonstrado preferência por Pb, a mesma apresentou tolerância de acúmulo aos múltiplos

metais analisados, com pior desempenho na remoção de Cd (PIO *et al.*, 2017) e Cr (SOUSA, 2014).

A *Alocasia macrorrhiza* mesmo não sendo uma planta nativa, é considerada uma planta hiperacumuladora de metais, possuindo boa adaptação em zonas úmidas da Região Amazônica e disponibilidade na região que foi instalado os sistemas WC, por esse motivo, sua escolha para essa aplicação é considerada viável.

3.3 Carvão Ativado na Remoção de Contaminantes em Água

Carvão ativado (CA) é um material carbonáceo e poroso produzido pela carbonização e ativação de substâncias orgânicas (SHARMA *et al.*, 2022) de origem natural e renováveis como madeira, fibras, cascas e caroços de frutas e outros, assim como de origem mineral, como o antracito, carvão mineral e coque de petróleo., ou sintética sendo obtido de fibras rayon e PAN-poliacrilonitrila (ARAÚJO *et al.*, 2018).

Alternativamente o CA pode ser obtido a partir de resíduos pós-agrícolas, podendo destacar o bagaço-de-cana-de-açúcar, resíduo da madeira (EL-BERY *et al.*, 2022) e café (THITHAI *et al.*, 2021), dentre diversos resíduos lignocelulósicos (AHMAD & AZAM, 2019).

O CA pode ser produzido em forma de pó (CAP) ou granular (CAG) (ERIGANI *et al.*, 2020) com grande volume de poros (LI *et al.*, 2018) e grande área de adsorção ($500 - 1500 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$) (JACKSON, 2020). A capacidade adsortiva do CA está ligada principalmente à estrutura molecular de sua superfície e à distribuição de tamanho de poros (FERREIRA & MELO, 2021), referente a este último, a porosidade ideal aos processos de adsorção é classificada em microporo (<2 nm) e mesoporo (20-50 nm) (SALEEM *et al.*, 2019) no entanto, para a União de Química Pura e Aplicada (IUPAC) a estrutura dos poros é tridispersa, havendo ainda a existência de macroporos (>50 nm) no sólido.

A adsorção é considerada um fenômeno de superfície, sendo assim, o adsorvente altamente poroso e com grande área superficial irá possuir melhor adsorção na superfície (BAKAR *et al.*, 2021), porém, para que haja eficiência de adsorção, a etapa de ativação deve ser controlada, pois os tipos de poros dominantes para a adsorção de moléculas de vários tamanhos dependem dos diferentes tipos de métodos de ativação (FERREIRA & MELO, 2021).

Devido sua alta capacidade de adsorção e baixo custo de produção frente às outras tecnologias de remoção de contaminantes, como por exemplo, os processos de oxidação avançados, nanofiltração e osmose reversa, o CA é uma excelente escolha em sistemas de tratamento de água (ARABMOFRAD *et al.*, 2020) para remoção de sabor, odor e turbidez, uma vez que os tratamentos primários e secundários são ineficazes nessa área (YARGEAU, 2012; BAJPAI, 2018).

No entanto, como o processo de adsorção não é seletivo na remoção de contaminantes presentes na água, o CA pode remover os demais que estiverem presentes em fase líquida (FERREIRA-FILHO & MARCHETTO, 2006), dentre esses contaminantes, vem sendo dada atenção à remoção de MPT devido sua alta toxicidade ao ser humano e ao meio ambiente (MITRA *et al.*, 2022).

Na literatura há diversos estudos que abordam o CA como ótimo adsorvente na remoção de diversos contaminantes, podendo ser citados o sabor, odor (DANISH & AHMAD, 2018) e MPT (AHMAD & AZAM, 2019). Na remoção de MPT de lixiviados de aterro sanitário (MOHAMMAD-PAJOOH *et al.*, 2018) por adsorção utilizando carvão ativado granular, obteve-se eficácia na remoção de Cu, Co, Cr, Mn, Ni e Zn (66, 64, 48, 47, 43 e 25%, respectivamente). O CA foi ainda utilizado na melhoria da qualidade de açúcar mascavo, obtendo-se remoção de 95,6% da cor, deixando o açúcar com a cor próxima ao branco (SOLÍS-FUENTES *et al.*, 2019).

A maioria dos estudos relatados na literatura utiliza o CA como pré-tratamento ou aplicado diretamente para remover os contaminantes, e mesmo assim, obtém-se eficiência. Sendo assim, sua aplicação como tratamento final de um WC pode apresentar resultados satisfatórios na obtenção de água potável.

3.3.1 Processo de Adsorção em Carvão Ativado

Os poluentes são removidos usando CA por meio do fenômeno de adsorção. A adsorção é um processo de superfície no qual moléculas de um meio líquido, sólido ou gasoso são transferidas para uma superfície sólida, sendo a espécie que se deposita na superfície denominada de adsorbato e a superfície sólida denominada de adsorvente (HU & XU, 2020).

Durante o processo de adsorção o adsorbato se deposita na superfície do adsorvente devido às forças de atração (HO, 2022), dependendo das diferentes forças de adsorção o processo pode ser dividido em adsorção física e adsorção química (HU & XU, 2020). No CA o adsorbato se difunde para a superfície e poros do material poroso, na adsorção física ou fisissorção a interação das espécies com o meio poroso ocorre por forças intermoleculares de Van der Waals, consideradas mais fracas; na adsorção química ou quimissorção as espécies se ligam quimicamente com a superfície e poros do CA por meio de ligação covalente ou iônica, isso vai depender da característica química do adsorbato (KWON *et al.*, 2011; ERKEY & TÜRK, 2021)

O processo de adsorção física e química está representado na Figura 6.

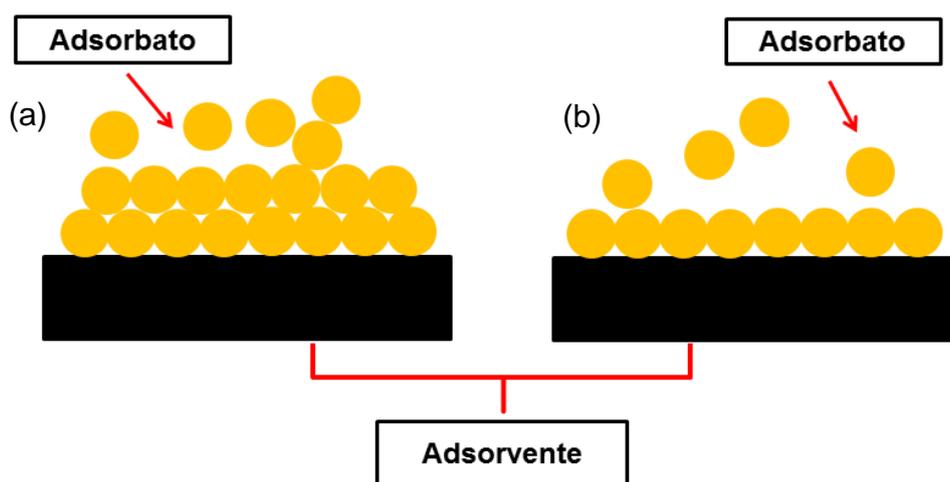


Figura 6 – Adsorção física (a) e adsorção química (b). Adaptado de Ho (2020)

Como mostra na Figura 6, uma das diferenças da adsorção física e adsorção química são as camadas formadas na adsorção. Na fisissorção

(FIGURA 6a) a adsorção das espécies pode ocorrer em monocamadas ou multicamadas devido a interação menos intensa adsorbato-adsorvente, por forças de Van der Waals. Na Figura 6b a quimissorção se caracteriza por adsorção em monocamada, devido as interações intermoleculares mais fortes (SCHEUFELE *et al.*, 2016).

É importante destacar que a fisissorção e quimissorção não são isoladas, podendo ocorrer simultaneamente. Em tecnologia de tratamento de água a adsorção é o resultado de vários tipos de adsorção que ocorrem no processo (HU *et al.*, 2020). Sendo assim, utilizando CA no tratamento de água pode ocorrer a remoção de diversos contaminantes, pois a adsorção física não é seletiva. Além disso, o CA pode remover também contaminantes específicos, devido a alta especificidade da adsorção química (ALAQARBEH, 2021).

3.3.2 Mecanismos de Transporte de Poluentes para a Superfície do Carvão Ativado em Tratamentos de Água e Esgoto

A remoção de poluentes da água e esgoto envolve três mecanismos de transporte para a superfície do CA: difusão externa, difusão interna e finaliza com a adsorção (AKTAS & CECEN, 2011; WANG & GUO, 2020), que são apresentados na Figura 7.

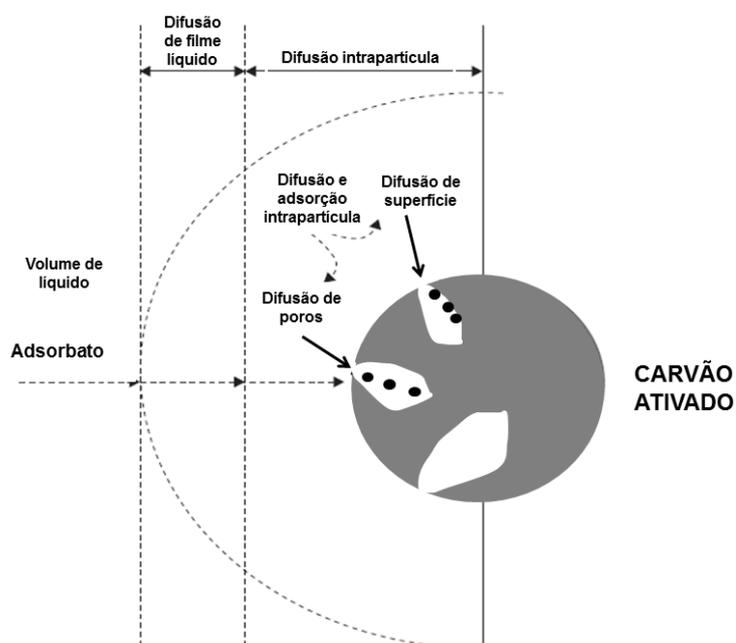


Figura 7 – Transporte de partículas de adsorbato para o carvão ativado. Adaptado de Aktas e Cecen (2011)

Na Figura 7 pode ser observado que antes de ocorrer a adsorção dos poluentes, eles são transportados inicialmente para a camada limite da água (volume de líquido) por advecção ou difusão (AKTAS & CECEN, 2011). Ao chegar na camada limite o adsorbato perde velocidade, ocorrendo então a difusão externa (difusão de filme líquido), no qual o transporte de massa vai ocorrer pela diferença de concentração da superfície do adsorvente e concentração de adsorbato dentro da camada limite de água (WANG & GUO, 2020)

Após ocorrer essa difusão externa, os poluentes irão atingir o CA, então a difusão ocorrerá intrapartícula, podendo ser em poros e na superfície do CA (FIGURA 7). A difusão nos poros, como pode ser observado na Figura 7, só ocorre se as forças atrativas adsorbato-adsorvente não forem fortes suficientes

para impedir a mobilidade de espécies. Nessa difusão, a porosidade do CA e tortuosidade são fatores que afetam a difusão nos poros (TAN & HAMEED, 2017; SAHOO & PRELOT, 2020). Dentre essas difusões intrapartícula a difusão em superfície é considerada dominante na adsorção de poluentes em água e esgoto (AKTAS & CECEN, 2011). Após o transporte do adsorbato, ele é adsorvido pelos sítios ativos dos poros e superfície do adsorvente, por meio de adsorção física ou química (WANG & GUO, 2020)

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Montagem dos Sistemas *Wetlands* Construídos

O início desse trabalho se deu com a montagem de quatro sistemas *wetlands* construídos de fluxo vertical seguido de filtro de carvão ativado (WCAFCA). Um sistema foi construído em Manaus ao lado do Laboratório de Pesquisas e Ensaio de Combustíveis (LAPEC) na Universidade Federal do Amazonas (UFAM), nas coordenadas com latitude $3^{\circ}06'02.88''\text{S}$ e longitude $59^{\circ}58'46.50''\text{O}$, com a coleta de água no IG40 nas coordenadas latitude $3^{\circ}07'00.83''\text{S}$ e longitude $59^{\circ}58'28.35''\text{O}$ (FIGURA 8).



Figura 8 – Localização do sistema *wetland* construído acoplado a filtro de carvão ativado em Manaus

Os outros três sistemas WCAFCA foram montados em comunidades ribeirinhas do município de Itacoatiara no Estado do Amazonas. O primeiro foi montado na comunidade Sagrado Coração de Jesus, no Lago de Serpa, nas coordenadas com latitude $3^{\circ}05'36.77''\text{S}$ e longitude $58^{\circ}43'10.70''\text{O}$, como mostra a localização na Figura 9.



Figura 9 – Localização do sistema *wetland* construído acoplado a filtro de carvão ativado no Lago de Serpa/Itacoatiara

O segundo sistema WCAFCA foi montado na comunidade São Sebastião, Costa do Siripá (FIGURA 10) nas coordenadas com latitude $3^{\circ} 9'36.00''S$ e longitude $58^{\circ}27'35.40''O$; e o último sistema WCAFCA foi montado na comunidade Santo Antônio, Lago do Canaçarí (FIGURA 11), nas coordenadas com latitude $3^{\circ} 2'37.71''S$ e longitude $58^{\circ}25'37.07''O$.



Figura 10 – Localização do sistema *wetland* construído acoplado a filtro de carvão ativado na comunidade São Sebastião, Costa do Siripá



Figura 11 – Localização do sistema wetland construído acoplado a filtro de carvão ativado na comunidade Santo Antônio, Lago do Canaçari

É importante destacar que esse trabalho faz parte de um projeto maior aprovado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas (FAPEAM) no ano de 2019, sendo essa etapa do projeto inicialmente denominada de SATA-Uni (Sistema Alternativo de Tratamento de Águas Unifamiliar), com o objetivo de atender as famílias individualmente, que moram em comunidades ribeirinhas com difícil acesso à água potável. Além disso, a ideia para a construção dos sistemas *wetlands* construídos surgiu a partir da dissertação de Sousa (2014), no qual utilizou um sistema *wetland* construído acoplado a um reator eletroquímico para tratamento de efluentes contaminados com MPT.

Para colocar em prática o projeto idealizado, inicialmente foi feito o levantamento de todos os materiais necessários, de acordo com a dissertação de Sousa (2014), como caixa d'água, tubos, curvas, tê, flange e torneiras de PVC, assim como o dimensionamento do sistema. Os seixos, britas e areias utilizados nos sistemas *wetlands* construídos na UFAM e nas comunidades: comunidade Sagrado Coração de Jesus, comunidade São Sebastião e comunidade Santo Antônio foram lavados com água corrente e transportados para serem adicionados nos sistemas. Nos sistemas montados nas comunidades, foi preciso realizar a aquisição de madeiras para a construção da base para sustentar o sistema WCAFCA.

Na montagem dos sistemas foram utilizadas três caixas d'água de polietileno que foram conectadas por tubos de PVC 25 mm e como tratamento final um filtro de carvão ativado, como mostra o esquema na Figura 12.

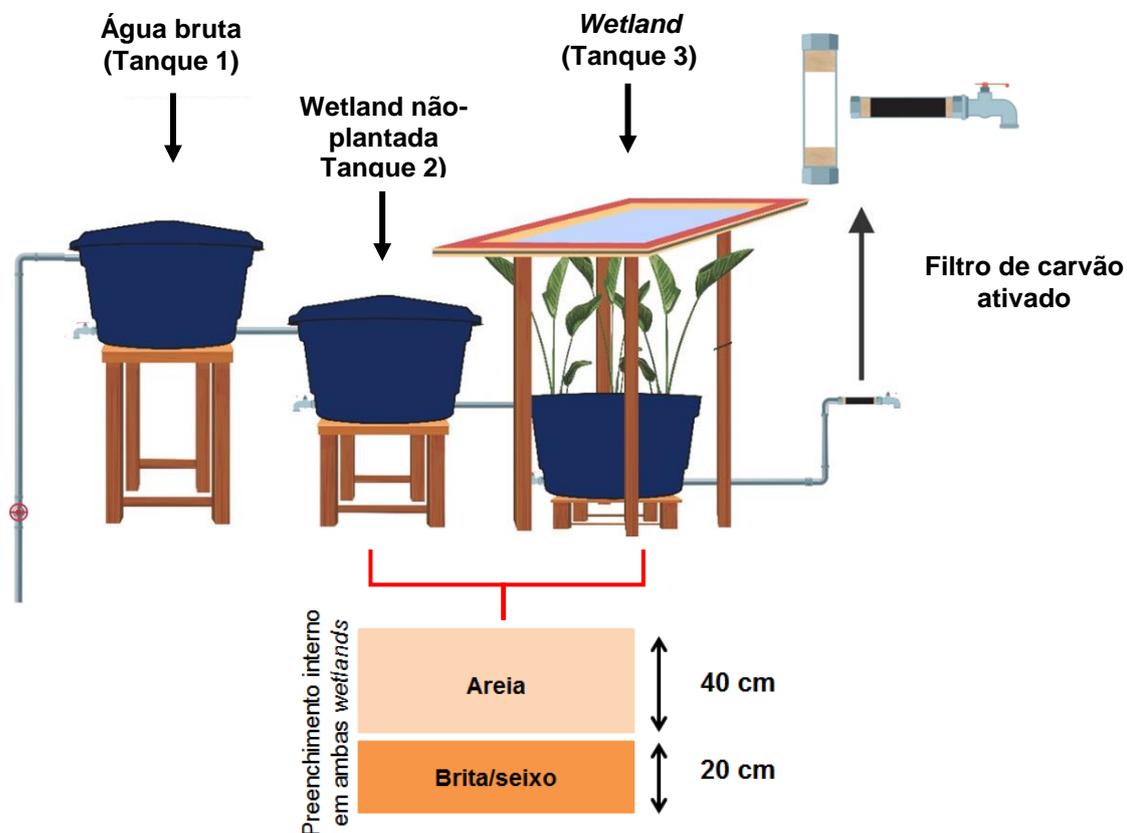


Figura 12 – Sistema *Wetland* Construído Acoplado a Filtro de Carvão Ativado

A primeira caixa d'água (FIGURA 12) (tanque 1) foi utilizada como caixa de captação de água bruta, a segunda caixa (tanque 2) foi utilizada como *wetland* não-plantada para retirada de partículas de maiores diâmetros e a terceira (tanque 3) foi a *wetland* para o plantio da macrófita *Alocasia macrorrhiza*. Após o tanque 3 foi adicionado o filtro com carvão ativado como etapa final de tratamento.

O tanque 2 e o tanque 3 tiveram como meio suporte brita/seixo e como meio filtrante a areia (FIGURA 12). Para o tanque 3 a areia foi utilizada como suporte para o plantio da *Alocasia macrorrhiza*.

4.2 Construção do Filtro de Carvão Ativado

O carvão ativado utilizado na construção do filtro foi o carvão ativado comercial da Aquaplant, do tipo granular com obtido da casca de coco. A espessura da camada de carvão utilizada para produzir o filtro foi baseada na utilizada em filtro comercial de torneira.

O filtro de CA foi construído conforme esquematizado na Figura 13.

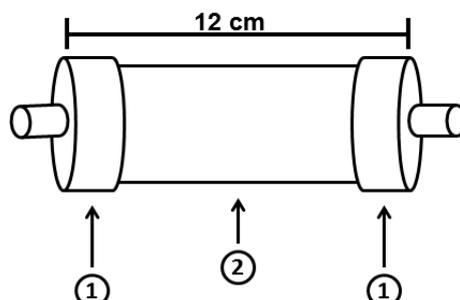


Figura 13 – Esquema da carcaça do filtro de CA

A carcaça do filtro foi composta por duas luvas soldável de PVC 50 x 25 mm (1) e um tubo de PVC de 50 mm (2) de 12 cm de comprimento.

A parte interna contendo o meio filtrante está ilustrada na Figura 14.

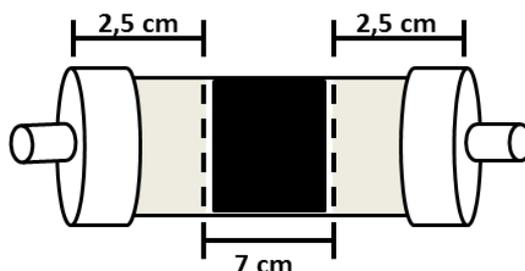


Figura 14 – Esquema da carcaça contendo o meio filtrante

Como ilustra a Figura 14, na parte interna inferior e superior do filtro foi adicionado um meio suporte para impedir a saída do CA quando a água escoasse. Essa barreira foi composta por 2,5 cm de espessura de manta acrílica do tipo Perlon (FIGURA 14). A coloração preta refere-se a 7 cm de espessura de CA, com 60 g.

4.3 Operação dos Sistemas *Wetlands* Construídos Acoplados a Filtro de Carvão Ativado (WCAFCA)

O período de estudo para o sistema WCAFCA instalado em Manaus foi ao mês de julho/2022 e para a comunidade Sagrado Coração de Jesus foi entre os meses de agosto/2022 e setembro/2022. Para adaptação das plantas nos sistemas WCAFCA, realizou-se inicialmente alimentação em bateladas consecutivas de água, por dia, com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 24h, tempo considerado eficaz de acordo com Thalla *et al.* (2019).

Após esse período de adaptação, na operação foi realizada apenas uma alimentação em batelada de 200 L de água no sistema WCAFCA instalado em Manaus. Para a comunidade Sagrado Coração de Jesus, o sistema WCAFCA foi operado três vezes, com uma batelada em um dia da semana, contabilizando 3 semanas. Cada alimentação em batelada consistia em 100 L de água.

4.4 Coleta das Amostras

As coletas antes e depois do tratamento para determinação de STS, MPT, NO_3^- , SO_4^{2-} , NO_2^- , NH_4^+ e PO_4^{3-} foram realizadas com frascos de polietileno. Para determinação de coliformes totais e termotolerantes foi utilizado o frasco de 100 mL do kit colitest de análise.

Antes da coleta, os frascos de polietileno foram deixados de molho por 24h em ácido nítrico (HNO_3) a 10%, após esse período foram enxaguados com água deionizada.

Após cada coleta, as amostras foram preservadas em caixa com gelo até a chegada ao laboratório. A ordem de coleta e análise foi realizada de acordo com a Tabela 1.

Tabela 1 – Ordem de coleta e análise das amostras de água

Coleta	Análise	Parâmetros	Condições de armazenamento
1º	2º	Coliformes totais e termotolerantes	Refrigerada (4 °C ± 2) por até 24h
2º	4º	Sólidos totais em suspensão	Refrigerada (4 °C ± 2) por até 7 dias
3º	3º	Metais	Acidificada com HNO ₃ 65%, destilado
4º	1º	NO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ , NO ₂ ⁻ , NH ₄ ⁺ e PO ₄ ³⁻	Refrigerada (4 °C ± 2)

Por fim, a mesma metodologia de coleta, armazenamento e preparo de amostra foi utilizada na avaliação da qualidade da água tratada pelo sistema WCAFCA.

4.5 Diagnóstico da Qualidade das Águas Antes do Tratamento no sistema *Wetland* Construído Acoplado a Filtro de Carvão Ativado

Inicialmente foi realizado o diagnóstico preliminar da qualidade da água antes do tratamento no sistema WCAFCA. Foi realizada análises da água do Igarapé do Quarenta (IG40) no Distrito Industrial I próximo da Seduc na Cidade de Manaus, e da comunidade Sagrado Coração de Jesus, Lago do Serpa no município de Itacoatiara/AM.

No local da coleta foram medidos o OD, pH e condutividade elétrica das amostras de água, por meio do medidor multiparâmetro digital à prova d'água modelo AK88, e a turbidez que foi medida utilizando um turbidímetro digital de modelo TU430, ambos da marca Akso.

Em laboratório foram analisados STS; coliformes totais e termotolerantes, esteróis, nitrito (NO₂⁻), amônio (NH₄⁺ e fosfato (PO₄³⁻), nitrato (NO₃⁻) e sulfato (SO₄²⁻) assim como MPT (Cu, Zn, Pb, Fe e Cd).

4.5.1 Sólidos Totais em Suspensão (STS)

Os STS foram determinados pelo método gravimétrico baseado na 23ª edição do *Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater* protocolo nº 2540 D (APHA *et al.*, 2017).

O procedimento foi realizado em triplicata, no qual foram utilizadas três membrana de acetado de celulose de 0,45 µm de 47 mm. Foi medida a massa de cada membrana seca e em seguida foram previamente secas em estufa entre 105 ± 2 °C por 1h, procedimento realizado até atingirem massa constante. Depois foram resfriadas no dessecador até temperatura ambiente e então a massa de cada membrana foi medida em uma balança analítica.

Antes da filtração, a amostra foi homogeneizada e adicionada em uma proveta de 100 mL, volume de amostra utilizado para filtração.

O material retido na membrana foi seco na estufa em 105 ± 2 °C por 1h. As membranas foram resfriadas no dessecador por aproximadamente 30 min para atingir temperatura ambiente e posteriormente foi medida a massa de cada membrana contendo o sólido na balança analítica.

O ciclo de secagem, resfriamento e pesagem foi repetido até que a massa constante fosse obtida.

A concentração de STS foi determinada pela Equação 1.

$$C_{\text{STS}} (\text{mg L}^{-1}) = \frac{(m_2 - m_1)}{V} \times 1000000 \quad (1)$$

Em que m_2 é a massa em gramas (g) da membrana com a amostra após a filtragem e secagem, m_1 é a massa em gramas (g) da membrana sem a amostra e V é o volume da amostra em mililitros (mL).

4.5.2 Parâmetros Microbiológicos

Na determinação da presença ou ausência de Coliformes Termotolerantes e Totais foi utilizando o teste Colitest, que utiliza a tecnologia de substrato definidos. Na leitura dos resultados a coloração púrpura indicará negativo para coliformes, amarelo indicará positivo para coliformes totais e a presença de um anel vermelho na superfície do meio na prova do indol, ao adicionar o reativo de Kovacs, para *Escherichia coli*.

No teste de presença ou ausência, o reagente (meio de cultura) foi adicionado à amostra, como ilustra a Figura 15, que mostra a amostra com o substrato enzimático já adicionado.



Figura 15 – Amostra de água com o substrato enzimático adicionado para determinação qualitativa de coliformes

Todas as amostras ficaram com a coloração da Figura 15 quando se adicionou o substrato enzimático, e logo em seguida foram incubadas na temperatura de $35\pm 0,5$ °C por 48h, em estufa incubadora para BOD da SP Labor no Instituto de Ciências Exatas e Tecnologia (ICET) da UFAM em Itacoatiara e em banho termostatizado no LAPEC/UFAM.

Após o período de 48h as amostras foram retiradas da incubadora para realização da prova do indol para as amostras que apresentaram coliformes totais. Na prova do indol, foi adicionado o reativo de Kovacs e verificou-se se havia ou não a formação de um anel vermelho na superfície do meio de cultura, indicativo de *Escherichia coli*.

4.5.3 Determinação de Metais Potencialmente Tóxicos por ICP-OES

A determinação de MPT foi realizada no Instituto de Pesquisas da Amazônia (INPA). Para determinação dos MPT o equipamento utilizado foi um espectrômetro de emissão atômica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES) da marca THERMO, modelo iCAP-7600 DUO, com utilização de nebulizador ultrassônico de modelo ASX 520 e auto amostrador da marca CETAC e modelo U5000AT⁺.

A configuração do espectrômetro foi realizada segundo as recomendações do fabricante, como mostra a Tabela 2.

Tabela 2 – Configuração do espectrômetro de emissão atômica com plasma indutivamente acoplado

Configuração do espectrômetro	
Potência	1150 W na fonte de rádio frequência
Vazão do gás de proteção	12 L min ⁻¹
Vazão do gás auxiliar	0,5 L min ⁻¹
Vazão do gás de nebulização	0,5 L min ⁻¹
Taxa de nebulização da amostra	1,0 mL min ⁻¹
Tempo de exposição, em ambas as visões da tocha (axial e radial) na região UV/Vis	1s

Os parâmetros de Leitura para cada elemento podem ser visualizados na Tabela 3.

Tabela 3 – Parâmetros de leitura para determinação dos metais potencialmente tóxicos

Parâmetros de leitura		
Elementos	Comprimento de onda	Visão da Tocha
Cu	324,754 nm	Axial
Zn	206,200 nm	Radial
Pb	220,353 nm	Axial
Fe	259,940 nm	Radial
Cd	228,802 nm	Axial

Os padrões utilizados para obtenção da curva de calibração para cada elemento foram preparados a partir do padrão estoque multi elementar *Standard IV* de 1000 ppm da marca Merck, específico para espectroscopia de emissão

atômica. A faixa linear de concentração e a visão da tocha para cada curva de calibração foram ajustadas a partir de análises prévias de algumas amostras a fim de se evitar excessivas diluições das amostras. O controle de interferência, de qualidade instrumental, condições operacionais e calibração foram seguidos segundo o método 3120 B do *Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater* 23ª edição (APHA *et al.*, 2017).

4.5.4 Determinação de fosfato (PO_4^{3-}), nitrito (NO_2^-) e amônio (NH_4^+) por fotometria

As determinações de fosfato (PO_4^{3-}), nitrito (NO_2^-) e amônio (NH_4^+) foram realizadas no ICET/UFAM, em Itacoatiara, utilizando fotômetro HI83300 da HANNA Instruments (FIGURA 16).



Figura 16 - Fotômetro HI83300

A metodologia utilizada no equipamento é adaptação do método Nessler D1426 do ASTM Manual of Water and Environmental Technology, no qual para o PO_4^{3-} utiliza-se o comprimento de onda de 610 nm na faixa de 0,00–2,50 mg L^{-1} , para o nitrito (NO_2^-) 466 nm na faixa de 0,00–0,60 mg L^{-1} e NH_4^+ a 420 nm na faixa de 0,00–3,00 mg L^{-1} .

4.5.5 Determinação de Nitrato (NO_3^-) e Sulfato (SO_4^{2-}) por Cromatografia de Íons

Para determinar NO_3^- e SO_4^{2-} foi utilizado um cromatógrafo de íons da Thermo Scientific ICS-5000 da Dionex®, localizado no laboratório de geoquímica na UFAM. Estabeleceu-se a faixa 500-3000 psi para a pressão, alíquota de lavagem de 250 μL , vazão de 0,350 mL/min, 35 °C de temperatura da coluna, 10 mA de corrente do supressor, 1,0 μL de volume injetado de amostra, KOH como eluente do sistema. Todas as análises foram realizadas em triplicatas.

Foram realizadas as curvas analíticas pela diluição da solução-padrão multielementar NIST de 1000 mg/L da Merck A metodologia e procedimentos utilizados foram de acordo com as recomendações do fabricante, e segundo o método 4110 C do *Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater* 23ª edição (APHA et al., 2017).

4.6 Avaliação da Eficiência dos Sistemas WCAFCA

Após o diagnóstico preliminar, foi avaliada a percentagem de eficiência de remoção nos sistemas WCAFCA, de acordo com a Equação 2.

$$\text{Remoção (\%)} = \frac{(C_1 - C_2)}{C_2} \times 100 \quad (2)$$

No qual, C_1 e C_2 são as concentrações de entrada e saída dos parâmetros avaliados na água bruta e na água tratada, respectivamente.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Construção dos Sistemas *Wetlands* Construídos

5.1.2 Montagem dos Tanques Acoplados em Manaus/AM

A montagem do sistema WCAFCA foi realizada conectando três tanques de 310 L por uma tubulação de 25 mm de diâmetro externo, com distância de 50 cm entre cada caixa. Para controlar o fluxo entre os tanques, foi inserido um registro esfera na saída de água do tanque 1, tanque 2 e tanque 3.

O sistema foi disposto sobre uma estrutura de madeira, estando o tanque 1 a 1,2 m do chão, e a diferença de altura entre cada tanque foi de 30 cm, para que a água escoasse por gravidade de uma caixa para outra, como mostra a Figura 17.



Figura 17 – Montagem do sistema *wetland* construído acoplado a um filtro de carvão ativado

Na parte superior do tanque 3 foi construído uma tubulação perfurada para oxigenação, em formato quadrado, com dimensões de 57 cm x 57 cm com utilização de tubos de 25 mm de diâmetro externo, curvas e tê de PVC, contendo furos com diâmetro de 3 mm para o escoamento da água para dentro do tanque (FIGURA 18).



Figura 18 – Tubulação perforada para melhor distribuição de água

Na parte inferior do tanque 2 e 3 foi montado uma tubulação perforada da igual a tubulação da parte superior para melhor distribuição de água no leito plantado, para coleta de água, porém o quadrado montado foi de 40 cm x 40 cm. Na parte superior do quadrado foram feitos furos para que a água fosse transportada para a saída (FIGURA 19).



Figura 19 – Tubulação para saída de água

5.1.3 Montagem dos Tanques Acoplados nas Comunidades Ribeirinhas

A montagem dos sistemas nas comunidades ribeirinhas de Itacoatiara/AM foi realizada em três residências unifamiliar, cada residência localizada em uma

comunidade: a comunidade Sagrado Coração de Jesus, no Lago do Serpa; comunidade Santo Antônio, Lago do Canaçarí; e comunidade São Sebastião, Costa do Siripá. A montagem foi realizada da mesma forma que o sistema instalado no LAPEC/UFAM.

No entanto, nestas comunidades houve diferença nas dimensões do sistema. O volume das caixas d'água foi reduzido para 150 L, a dimensão da tubulação perfurada para melhor distribuição da água no leito plantado reduziu para 40 cm x 40 cm e a tubulação perfurada de saída de água para 30 cm x 30 cm. A distância entre cada tanque continuou 50 cm. A Figura 20 mostra como ficou a montagem dos sistemas WCAFCA nas comunidades.



Figura 20 – Sistemas *wetlands* construídos acoplado a filtro de carvão ativado na comunidade Sagrado Coração de Jesus, Lago de Serpa (a); comunidade São Sebastião, Costa do Siripá (b); comunidade Santo Antônio, Lago do Canaçarí (c)

Os três sistemas embora tenham sido montados nas comunidades ribeirinhas, apenas foi realizada a caracterização hídrica e avaliada a eficiência do sistema instalado na residência unifamiliar localizada na comunidade Sagrado Coração de Jesus, Lago de Serpa. Isso ocorreu porque a comunidade São Sebastião, Costa do Siripá é localizada em uma região de várzea, na época de seca o sistema WCAFCA foi instalado temporariamente no solo, com a enchente, o sistema ficou impossibilitado de ser usado.

Na comunidade Santo Antônio, Lago do Canaçarí, o sistema WCAFCA não foi prejudicado pela enchente, no entanto, o sistema foi desmontado pelos moradores da residência sem prévio aviso, e como a operação e manutenção do sistema instalado dependia da colaboração dos moradores da residência, não foi possível a realização do teste no sistema WCAFCA montado.

Na comunidade Sagrado Coração de Jesus, Lago de Serpa, o residente do domicílio onde foi instalado o sistema WCAFCA se comprometeu desde o início da montagem do sistema a realizar a manutenção e o que fosse possível para que o projeto desse certo, já que ele não tem um sistema de tratamento de água. Por esse motivo, esse sistema se manteve operável e em ótimo estado de conservação. A água utilizada nessa residência unifamiliar era captada diretamente do Lago de Serpa e utilizada sem nenhum tratamento, seja para irrigação ou lavagem de louças e higiene pessoal.

5.1.4 Preenchimento das Camadas de Meio Suporte e Meio Filtrante

No sistema montado em Manaus foi utilizado brita como meio suporte e areia como meio filtrante, ambas foram lavadas com água corrente antes de serem adicionadas nos tanques. A metodologia utilizada para preenchimento dos tanques 2 e 3 se baseou em Stefanakis *et al.*, (2014), no qual foi utilizado 40 cm e 20 cm de espessura na camada de areia e brita, respectivamente (FIGURA 21).



Figura 21 – Meio suporte 20 cm de espessura (a) e meio filtrante 40 cm de espessura (b)

Nos sistemas montados nas comunidades foi utilizado seixo como meio suporte. A espessura de cada camada também foi 20 cm de seixo e 40 cm de areia. O meio suporte está ilustrado na Figura 22.



Figura 22 – Seixo como meio suporte 20 cm de espessura

5.1.5 Coleta e Plantio da *Alocasia macrorrhiza*

As macrófitas foram coletadas no mini *Campus* da UFAM em Manaus dando prioridade às plantas mais jovens, pois estas possuem maior capacidade de absorção de contaminantes para usar como nutrientes para seu crescimento. Suas raízes foram lavadas com água corrente para remoção do excesso de solo. O transplântio para o tanque 3 no sistema montado no LAPEC foi feito de forma que a planta estivesse firme no meio filtrante, ocupando uma distância de aproximadamente 40 cm entre si (SEZERINO *et al.*, 2018), da mesma forma foi feito para o transplântio na comunidade ribeirinha de Itacoatiara (FIGURA 23).



Figura 23 – Transplântio da *Alocasia macrorrhiza*

As plantas foram transportadas em sacolas plásticas, ao abrigo da luz, para o município de Itacoatiara, para que fossem transplantadas nos sistemas WCAFCA nas comunidades ribeirinhas. Após o transplante das plantas nos sistemas WCAFCA foi aguardado um período de 10 dias antes de iniciar a operação, para que ocorresse a adaptação das plantas.

5.2 Montagem do Filtro de Carvão Ativado

O filtro de carvão ativado foi construído utilizando manta acrílica do tipo Perlon como meio suporte e carvão ativado granular como meio filtrante apresentados na Figura 24.



Figura 24 – Manta acrílica do tipo perlon (a) e carvão ativado granular da casca de coco (b)

Os quatro filtros de carvão ativado foram montados, como mostra a Figura 25.

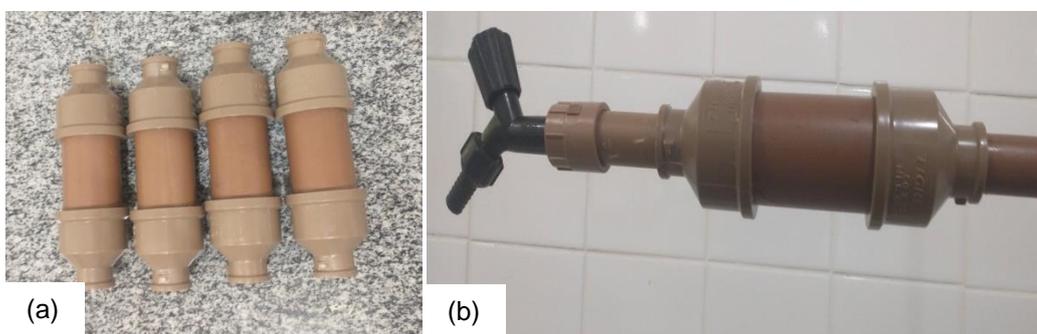


Figura 25 – Filtros de carvão ativado montados (a) e filtro de carvão ativado com torneira para ser utilizado no sistema *wetland* construído (b)

Após os filtros montados, foram acoplados nos sistemas *wetlands* construídos como etapa final de tratamento.

5.3 Operação dos Sistemas *Wetlands* Construídos Acoplados a Filtro de Carvão Ativado

Ao iniciar a operação no sistema WCAFCA foi realizada a medição da vazão. A vazão de ambos os sistemas foi medida após o período de adaptação das plantas. Ela foi medida utilizando proveta de 2L, como mostra a Figura 26.



Figura 26 – Medição da vazão dos sistemas *wetlands* construídos acoplado a filtro de carvão ativado

Verificou-se que a vazão em ambos os sistemas apresentou valor de 1 L min^{-1} antes e durante a operação. De acordo com a Norma ABNT NBR 5626 de 2020, sobre projeto, execução, operação e manutenção de sistemas prediais de água fria e água quente, a vazão de abastecimento de reservatório de água potável para residências unifamiliares deve ser suficiente para abastecer em até 3h.

Como os sistemas WCAFCA apresentaram vazão de 1 L min^{-1} , eles não seriam suficiente para abastecer um reservatório de água potável unifamiliar de aproximadamente 1000 L em 3h, no entanto, segundo o diagnóstico temático: Serviços de Água e Esgoto do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) que aborda sobre a gestão técnica de água, no ano de 2020,

no Brasil, o consumo de água por pessoa foi de 152,1 L de água por dia (152,1 L d⁻¹) e no Amazonas esse consumo se apresentou menor, com 120,1 L d⁻¹ (BRASIL, 2022), sendo assim, mantendo a vazão atual do sistema, a cada 3h o sistema conseguiria abastecer 180 L de água potável.

Embora esse volume seja próximo do que uma pessoa consome diariamente, com essa vazão poderia abastecer 1440 L d⁻¹ de água potável, o que já seria um suporte para as famílias ribeirinhas que não possuem formas de tratamento ou que possuem tratamento ineficiente de água.

5.4 Diagnóstico Preliminar da Água Antes do Tratamento no Sistema *Wetland* Construído Acoplado a Filtro de Carvão Ativado

5.4.1 Igarapé do Quarenta

Inicialmente realizou-se a caracterização preliminar da água bruta do IG40. Os resultados obtidos foram comparados com os padrões de qualidade, por meio dos valores máximos permitidos (VMP) da Resolução CONAMA nº 357/2005.

Na Tabela 4 estão os resultados obtidos dos parâmetros físico-químicos em duas coletas de água bruta no IG40.

Tabela 4 – Concentração dos parâmetros físico-químicos das amostras de águas do Igarapé do Quarenta

Parâmetros	Água bruta (Coleta 1)	Água bruta (Coleta 2)	(CONAMA nº 357/2005) VMP
pH	6,52 ± 0,66	6,61 ± 0,93	6,00–9,00
OD (mg L ⁻¹)	6,53 ± 0,21	6,57 ± 0,12	≥5
CE (µS cm ⁻¹)	326 ± 0,00	288 ± 0,58	-
Turbidez (NTU)	43,3 ± 2,67	30,07 ± 0,65	≤100
STS (mg L ⁻¹)	ND ¹	36,7 ± 5,77	-

Legenda: ¹ND - Não determinada.

Na Tabela 4, observa-se que o pH das amostras da água bruta da coleta 1 e 2, se mantiveram de acordo com os valores máximos permitidos, ficando na faixa de 6,00-9,00, para águas de classe 2 pela Resolução CONAMA nº 357/2005. No entanto, as amostras analisadas foram amostras de água preta, que têm como característica natural a elevada acidez (pH 3,8–4,9) (SILVA *et al.*,

2011), devido a presença de ácidos flúvicos e húmicos, que resultam da decomposição da matéria orgânica (PINHEIRO & BORGES, 2013).

Sendo assim, os resultados obtidos para o pH indicam que as águas no ponto coletado estão sofrendo influências antrópicas, haja vista o lançamento de esgotos domésticos e industriais diretamente no IG40, composto em sua maior parte por sabões, o que ocasiona a elevação do pH e quantidade de matéria orgânica no ambiente (VIANA, 2018).

Outro parâmetro que se destaca é a condutividade elétrica, que em rios de água preta em condições naturais apresentam valores menores que $20 \mu\text{S cm}^{-1}$ (RÍOS-VILLAMIZAR *et al.*, 2013), devido a baixa carga de sedimentos e a pobreza em cátions (FITTKAU *et al.*, 1975). No entanto, nota-se que os resultados obtidos para o IG40 nas duas coletas foram bastante superiores à característica natural dessas águas, e embora a Resolução CONAMA nº 357/2005 não mencione sobre valores máximos permitidos para a condutividade elétrica nos corpos d'água, de acordo a (CETESB, 2019) quando o valor ultrapassa a $100 \mu\text{S cm}^{-1}$, há um indicativo de influências antropogênicas na região, posto isso, os resultados obtidos nas duas coletas realizadas no IG40 mostra indícios de comprometimento da qualidade da água.

Na Tabela 5 estão os resultados obtidos para a análise qualitativa de coliformes nas amostras de água do IG40.

Tabela 5 – Avaliação microbiológica das amostras de águas do Igarapé do Quarenta

Parâmetros	Água bruta (Coleta 1)	Água bruta (Coleta 2)	(CONAMA nº 357/2005) VMP
Coliformes Totais	Presente	Presente	-
<i>Escherichia coli</i> ¹	Presente	Presente	≤1000 coliformes por 100 mL em mais de 80% das amostras

Na Tabela 5 estão os resultados dos coliformes totais e termotolerantes (*Escherichia coli*) pelo teste qualitativo. A presença de coliformes totais foi indicada pela mudança de colocação da amostra incubada, como mostra a Figura 27.



Figura 27 – Teste positivo para coliformes totais

Após verificar a presença de coliformes totais, como mostra a Figura 27, realizou-se o teste para confirmar ausência ou presença de *Escherichia coli*, apresentada na Figura 28.



Figura 28 – Teste positivo para *Escherichia coli*

Na Figura 28 há a presença de um anel vermelho ao adicionar o reativo de Kovacs na amostra após incubação, isso é um indicativo da presença de *Escherichia coli* nas amostras testadas. Essa presença de coliformes totais e *Escherichia coli* era esperada, considerando que o IG40 sofre influência direta de esgotos domésticos. Em estudo quantitativo realizado por Silva (2010), foi verificada a presença de coliformes com valores que ultrapassam a Resolução CONAMA nº 357/2005, com 2400 coliformes por 100 mL em 80% da amostra testada, fazendo com que a água não seja satisfatória para contato primário, não permitindo a balneabilidade ou outra forma de uso da água.

Para os coliformes totais a Resolução CONAMA nº 357/2005 não dispõe sobre valores máximos permitidos, no entanto, enquanto os coliformes termotolerantes indicam contaminação ambiental de origem fecal, a presença dos coliformes totais indica que há uma provável fonte de contaminação de outros

patógenos de origem não fecal, podendo está indicando, mas não necessariamente está associada, uma contaminação por *Escherichia coli*. Por esse motivo, são rotineiramente usados como indicadores da qualidade bacteriológica de águas tratadas, sendo apenas testadas para *Escherichia coli* as amostras positivas para coliformes totais (HORAN, 2003; EPA, 2018).

Em relação aos MPT quantificados por ICP-OES, a Figura 29 ilustra a distribuição quantitativa na amostra da coleta 2. Vale salientar que a análise de MPT foi realizada somente para as amostras da coleta 2, pois foi a água utilizada para tratamento no sistema WCAFCA.

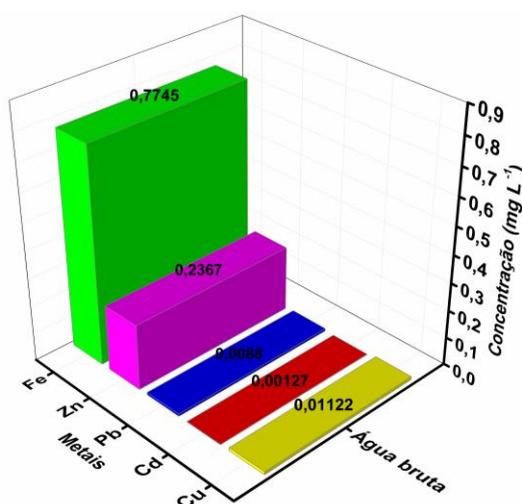


Figura 29 – Concentração de metais potencialmente tóxicos obtidos no Igarapé do Quarenta para amostras de água da coleta 2

Na Figura 29, observa-se que o Zn e Fe estão presentes em maior quantidade em relação aos demais metais (Pb, Cd e Cu), no período analisado (junho/2022) no IG40. Em estudos realizados por Calvo (2018), a concentração de Fe no período de estiagem ficou entre 0,5 – 0,8 mg L⁻¹ em pontos analisados no IG40, e para o Zn a concentração ficou entre 0,010 – 0,015 mg L⁻¹. Os valores de Fe estão próximos aos encontrados nas análises realizadas nesse trabalho.

Quanto aos metais que se apresentaram em menor quantidade (Pb, Cd e Cu) (FIGURA 29), em três pontos analisados por Viana (2018) o Cd se apresentou abaixo do limite de quantificação (LQ) (0,0001 mg L⁻¹), 0,0005 mg L⁻¹ e no terceiro ponto não foi detectada concentração; para o Pb apresentou concentração de 0,005 mg L⁻¹, 0,004 mg L⁻¹ e abaixo do LQ (0,004 mg L⁻¹) (VIANA, 2018).

Para Calvo (2018) o Pb ficou abaixo do LQ ($0,005 \text{ mg L}^{-1}$) e o Cu foi encontrado em concentração abaixo de $0,015 \text{ mg L}^{-1}$. Dessa forma, os resultados obtidos para o IG40 no período de estiagem (FIGURA 29), demonstram que em relação aos MPT, o IG40 se mantém com suas características já apresentadas em estudos já realizados anteriormente. O comparativo está melhor visualizado na Tabela 6.

Tabela 6 – Comparação entre a concentração encontrada nas análises com a literatura

Metais	Neste trabalho	Viana (2018)			Calvo (2018)
		Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	
Pb (mg L^{-1})	0,0088	0,005	0,004	<0,004	<0,005
Cu (mg L^{-1})	0,01122	Não avaliado	Não avaliado	Não avaliado	<0,015
Cd (mg L^{-1})	0,00127	<0,0001	<0,0005	Não detectada	-

Quanto à qualidade da água do IG40, a Figura 30, mostra o comparativo das concentrações obtidas de MPT com os VMP pela Resolução CONAMA nº 357/2005, para rios de classe 2.

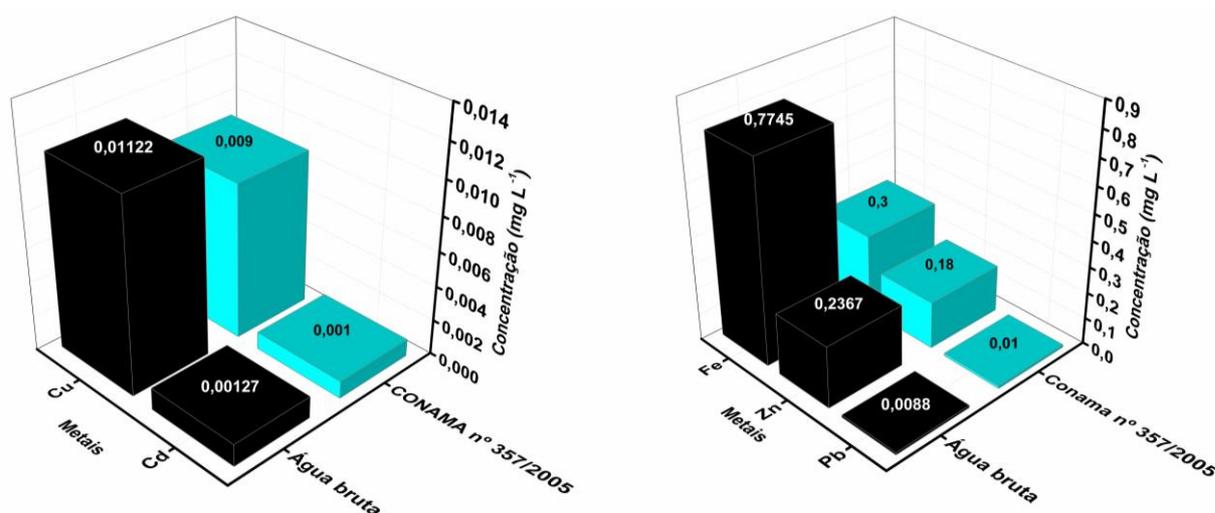


Figura 30 – Comparação da concentração dos metais potencialmente tóxicos no Igarapé do Quarenta com a legislação vigente

Diante dos resultados apresentados nos gráficos na Figura 30, nota-se que apenas o Pb apresentou concentração abaixo do VMP pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para o enquadramento de rios de classe 2. Essa realidade já vem sendo demonstrada em alguns estudos (SILVA, 2010; CALVO, 2018; VIANA, 2018) para o IG40. Essa contaminação é uma realidade reflexo do desenvolvimento da zona franca de Manaus, que ocasionou a ocupação desenfreada de moradores ao entorno dos igarapés (SOUZA-FILHO *et al.*, 2019),

que atualmente vêm recebendo alta carga poluidora de esgotos domésticos e efluentes industriais (SANTANA & JESUS, 2012).

5.4.2 Comunidade Sagrado Coração de Jesus

Na residência da comunidade Sagrado Coração de Jesus a água utilizada para tratamento no sistema foi do Lago de Serpa, sendo a mesma utilizada para abastecimento doméstico.

Na Tabela 7 está os resultados dos parâmetros físico-químicos, no período chuvoso, da água do Lago de Serpa no domicílio que foi instalado o WCAFCA.

Tabela 7 – Parâmetros físico-químicos da água bruta em amostras de água do Lago de Serpa

Parâmetros	Semana 1	Semana 2	Semana 3	(CONAMA nº 357/2005) VMP
pH	6,46±0,049	6,38±0,156	6,21±0,158	6,00–9,00
OD (mg L ⁻¹)	6,56±0,115	5,33±0,115	5,36±0,0577	≥5
CE (µS cm ⁻¹)	27,6±0,0404	28,3±0,0578	28,2±0,1	-
Turbidez (NTU)	2,08±0,0832	4,37±0,403	3,2±0,326	≤100
STS (mg L ⁻¹)	1,32±0,344	1,25±0,353	1,02±0,132	-

Diante da Tabela 7, nota-se que o pH nas amostras coletadas nas três semanas se apresentou dentro dos VMP pela Resolução CONAMA nº 357/2005. O Lago de Serpa é um lago de água preta em períodos de seca, no entanto, no período de enchente sofre contribuição do Rio Amazonas e do rio Urubu (PEREIRA & RAMOS, 2022), o que faz com que o Lago de Serpa apresente características distintas de acordo com a sazonalidade (BARBOSA & VITAL, 2012; NUNES *et al.*, 2012).

Dessa forma, as amostras coletadas no Lago de Serpa foi no início da vazante na região (agosto-setembro). Em estudos realizados no Lago de Serpa nesse período encontraram variação de pH entre 5,72 – 6,21 (PEREIRA, 2019), valores equivalentes aos encontrado nas amostras, de acordo com a Tabela 6.

Ao analisar a Tabela 6, verifica-se que o OD também se apresentou dentro dos VMP (maior que 5 mg L⁻¹) pela legislação vigente. Esse resultado era esperado para as amostras coletadas, já que segundo Silva *et al.*, (2008), em

locais onde a carga de esgoto recebida é baixa, as concentrações de OD são maiores em períodos de chuvoso, pois ocorre a diluição dos compostos dissolvidos no corpo hídrico, além de favorecer a aeração.

Nesse contexto, a residência unifamiliar localizada no Lago de Serpa ficava isolada de outras residências da região, dessa forma, no ponto de coleta das amostras não havia despejo pontual de esgotos domésticos que fosse suficiente para tornar baixa a concentração de OD.

Nota-se ainda, que a turbidez se apresentou dentro dos VMP pela Resolução CONAMA nº 357/2005. No período de vazante o Lago de Serpa já se apresentava com características de rios de água preta, isso é constatado ao observar a CE, turbidez e STS na Tabela 7. Os valores baixos desses parâmetros são característicos de rios de água preta, e em outros trabalhos, para águas pretas foi encontrado CE entre $18,2 \mu\text{S cm}^{-1}$ a $20,8 \mu\text{S cm}^{-1}$ (QUEIROZ *et al.*, 2009), turbidez variando de 1,0 – 1,5 UNT (FALCÃO *et al.*, 2021) e STS em média $4,50 \text{ mg L}^{-1}$ (MARINHO *et al.*, 2020).

Na Tabela 8 estão os resultados para os parâmetros nitrogenados avaliados nas amostras de água do Lago de Serpa.

Tabela 8 – Concentração dos parâmetros nitrogenados na água do Lago de Serpa

Parâmetros	Semana 1	Semana 2	Semana 3	(CONAMA 357/2005) VMP
N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	0,40±0,06	0,32±0,0424	0,44±0,05	1,2 mg L ⁻¹
N-NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	0,00	0,006±0,0014	0,005±0,011	1 mg L ⁻¹
N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	0,0796±0,00154	0,0424±0,00555	0,0422±0,00332	10 mg L ⁻¹

Ao observar a Tabela 8, nota-se que a NH₄⁺, NO₂⁻ e NO₃⁻ apresentaram concentrações nas amostras analisadas abaixo dos VMP pela Resolução CONAMA nº 357/2005. Nas três semanas, o NO₂⁻ foi o que se apresentou em menor concentração, isso ocorre porque ele é a forma menos estável de nitrogênio na natureza, pois é o estado intermediário da oxidação da NH₄⁺ para formação de NO₃⁻ (ZOPPAS *et al.*, 2016).

O motivo da NH₄⁺ está em maior quantidade nas amostras analisada pode ser por causa de fezes de aves nas proximidades do Lago de Serpa. Na residência unifamiliar onde foi realizada as coletas havia criação de aves domésticas, que por escoamento superficial pode ter atingido o corpo hídrico. A

presença de NO_3^- nas amostras é consequência da presença da NH_4^+ , já que ele é a forma mais estável de nitrogênio na natureza (PÄRN *et al.*, 2012).

Na Tabela 9 estão os resultados das concentrações de sulfato e fosfato nas amostras de água do Lago de Serpa.

Tabela 9 – Concentrações de sulfato (SO_4^{2-}) e fosfato (PO_4^{3-}) no Lago de Serpa

Parâmetros	Semana 1	Semana 2	Semana 3	(CONAMA nº 357/2005) VMP
SO_4^{2-} (mg L ⁻¹)	1,385±0,313	1,157±0,0361	1,654±0,373	250 mg L ⁻¹
P- PO_4^{3-} (mg L ⁻¹)	0,0127±0,00832	1,12±0,339	0,606±0,014	0,1 mg L ⁻¹

De acordo com a Tabela 9, o SO_4^{2-} apresentou concentração nas amostras analisadas do Lago de Serpa abaixo dos VMP pela resolução vigente. O sulfato é um ânion comum na natureza, presente em águas naturais por meio de dissolução de solos, rochas, atividades agrícolas e descargas industriais (VASCONCELOS & OLIVEIRA, 2018). Seu risco à saúde está em seu efeito laxativo ao ser humano, e pode alterar o sabor e odor da água (VASCONCELOS & OLIVEIRA, 2018).

Para o fosfato, na primeira semana ele se apresentou abaixo do VMP, no entanto, na segunda e terceira semana se apresentaram acima do VMP pela Resolução CONAMA nº 357/2005. Esse enriquecimento de fosfato no corpo hídrico pode trazer desequilíbrio ao Lago de Serpa devido ao processo de eutrofização pela combinação do fosfato e nitrogênio (FALCÃO *et al.*, 2021).

Na Tabela 10 são apresentados os resultados para as análises qualitativas de coliformes nas amostras de água do Lago de Serpa

Tabela 10 – Avaliação microbiológica de amostras de água do Lago de Serpa

Parâmetros	Semana 1	Semana 2	Semana 3	(CONAMA nº 357/2005) VMP
Coliformes Totais	Presente	Presente	Presente	-
<i>Escherichia coli</i>	Presente	Presente	Presente	≤1000 coliformes por 100 mL em mais de 80% das amostras

Os resultados analisados apresentados na Tabela 10 demonstram que nas três semanas os coliformes totais e *Escherichia coli* se mantiveram presentes nas amostras analisadas. No Lago de Serpa, Pereira (2019) obteve presença de coliformes totais nas amostras avaliadas, assim como *Escherichia coli* entre 987 coliformes a 1745 coliformes por 100 mL, estando essa faixa acima do VMP pela

Resolução CONAMA nº 357/2005. A presença de coliformes nessas amostras do Lago de Serpa pode estar associada à presença de animais (bois e aves domésticas), que são criados próximos ao lago, que em épocas de chuvas, as fezes são carregadas para o corpo hídrico, assim como fossas sépticas próximas ao lago.

Na análise de MPT foi possível obter o gráfico da Figura 31, que mostra a quantidade de cada metal no Lago de Serpa, nas semanas analisadas. Destaca-se que o cádmio em todas as amostras analisadas ficou com concentração abaixo do LQ ($0,0005 \text{ mg L}^{-1}$).

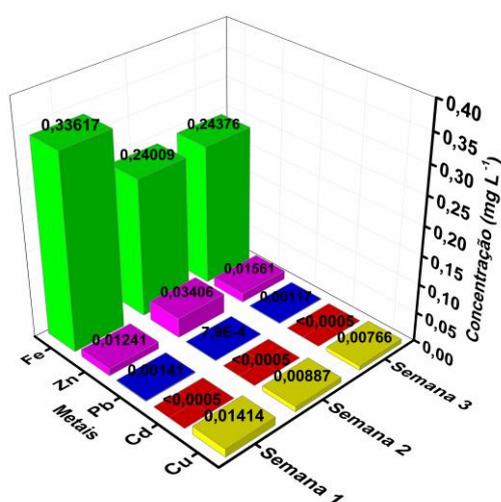


Figura 31 – Variação da concentração de metais potencialmente tóxicos nas amostras de água do Lago de Serpa

Diante da Figura 31 é possível observar que o MPT com maior incidência nas três semanas foi o ferro. Essas concentrações encontradas para o Fe nas amostras de água do Lago de Serpa estão aproximadas às encontradas por Pereira (2019), que variaram a concentração no intervalo de $0,13 \text{ mg L}^{-1}$ a $0,65 \text{ mg L}^{-1}$. No rio Amazonas foi encontrado $0,29 \text{ mg L}^{-1}$ e $0,38 \text{ mg L}^{-1}$; e no rio Urubu $0,33 \text{ mg L}^{-1}$ e $0,10 \text{ mg L}^{-1}$ no período de estiagem e chuvoso, respectivamente (SILVA, 2013).

Na Figura 32 apresenta a comparação da concentração dos metais encontradas nas amostras de água do Lago de Serpa com a Resolução CONAMA nº 357/2005.

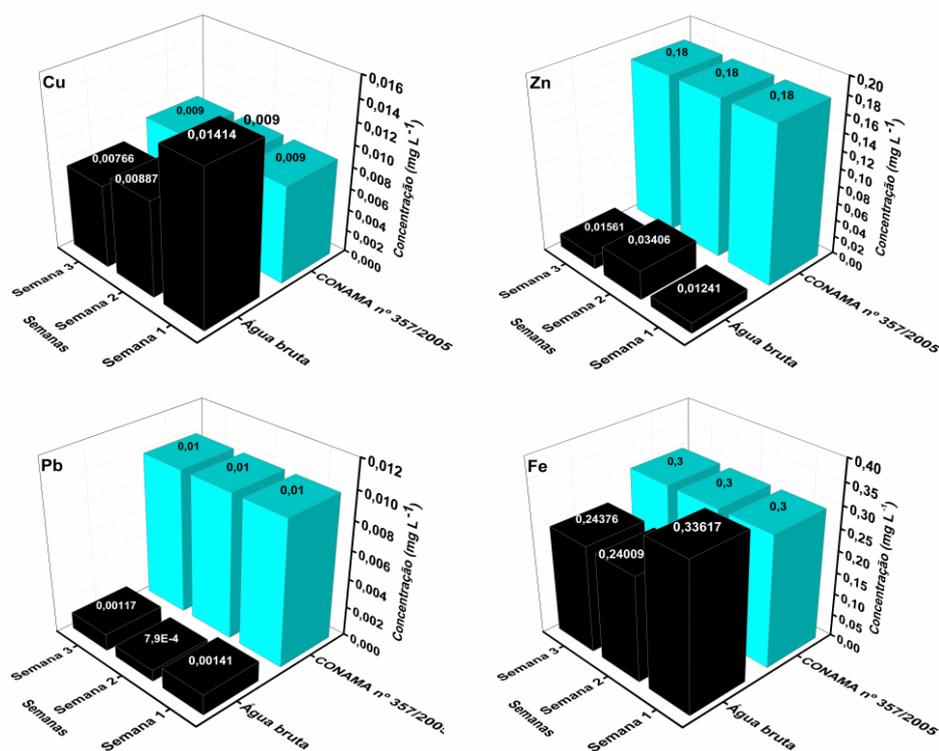


Figura 32 – Comparação dos metais potencialmente tóxicos presentes na água do Lago de Serpa com a legislação em vigor

Diante da Figura 32, observa-se que o Zn e o Pb apresentaram concentração abaixo do VMP pela Resolução CONAMA n° 357/2005 nas três semanas, enquanto que para a semana 1 o Cu e o Fe apresentaram concentrações acima do VMP pela legislação. Em estudo realizado por Constantino *et al.*, (2019), foi verificado que no rio Amazonas e rio Urubu o Cu, Pb e Cd apresentaram concentrações abaixo do LQ (0,00246 mg L⁻¹; 0,00566 mg L⁻¹ e 0,00025 mg L⁻¹, respectivamente) no período de seca e enchente.

No entanto, o Fe no rio Amazonas no período de seca apresentou concentração nos dois pontos analisados de 0,63 mg L⁻¹ e 1,18 mg L⁻¹; e no período e cheia em três pontos analisados de 1,13 mg L⁻¹; 0,95 mg L⁻¹ e 3,05 mg L⁻¹. No rio Urubu as concentrações em quatro pontos analisados foram de 0,22 mg L⁻¹; 0,22 mg L⁻¹; 0,27 mg L⁻¹ e 0,29 mg L⁻¹; e na cheia em três pontos analisados de 0,65 mg L⁻¹; 0,65 mg L⁻¹; 0,66 mg L⁻¹ e 0,61 mg L⁻¹ (CONSTANTINO *et al.*, 2019).

Para Constantino *et al.*, (2019), a presença desses metais nas concentrações obtidas para o rio Amazonas e rio Urubu indicam influência

antrópica, e como o Lago de Serpa sofre influência desses dois rios, há o indicativo de que a presença dos MPT apresenta potencial antropogênico.

5.5 Desempenho do Sistema *Wetland* Construído Acoplado a Filtro de Carvão Ativado

Ao iniciar a operação o sistema WCAFCA instalado em Manaus foi avaliado por meio da operação de uma batelada de 200 L de água do IG40, no qual ficou em repouso por 24h e completamente saturado, seguido da coleta da água tratada. Para o sistema WCAFCA instalado na residência unifamiliar na comunidade Sagrado Coração de Jesus, avaliou-se o sistema durante três semanas, no qual a cada semana foi realizada uma batelada de 150 L de água bruta do Lago de Serpa, que ficou em repouso por 24h, após esse período as amostras de água tratada foram coletadas.

Os resultados obtidos após a operação dos sistemas WCAFCA serão apresentados em termos de percentagem de eficiência de remoção, assim como a comparação com a legislação vigente.

Na Tabela 11 e Tabela 12 estão os resultados dos parâmetros físico-químicos para o sistema WCAFCA instalado em Manaus, no LAPEC/UFAM e para o sistema WCAFCA instalado em Itacoatiara na comunidade Sagrado Coração de Jesus, Lago de Serpa, respectivamente.

Tabela 11 – Resultados dos parâmetros físico-químicos do tratamento da água do Igarapé do Quarenta pelo sistema *wetland* construído acoplado a filtro de carvão ativado

Parâmetros	Antes	Depois
pH	6,61 ± 0,093	6,64 ± 0,019
OD (mg L ⁻¹)	6,57 ± 0,12	2,03 ± 0,012
CE (μS cm ⁻¹)	288 ± 0,58	180,7 ± 0,584
Turbidez (NTU)	30,07 ± 0,65	1,57 ± 0,11
STS (mg L ⁻¹)	36,7 ± 5,77	6,33 ± 0,29

Tabela 12– Resultados dos parâmetros físico-químicos do tratamento da água do Lago de Serpa pelo sistema wetland construído acoplado a filtro de carvão ativado

Parâmetros	Semana 1		Semana 2		Semana 3	
	Antes	Depois	Antes	Depois	Antes	Depois
pH	6,46±0,049	6,41±0,025	6,38±0,156	5,98±0,278	6,21±0,158	5,86±0,111
OD (mg L ⁻¹)	6,56±0,115	5,43±0,208	5,33±0,115	4,60±0,173	5,36±0,0577	4,67±0,152
CE (μS cm ⁻¹)	27,6±0,0404	27,5±2,45	28,3±0,0578	30,2±0,986	28,2±0,1	27,3±0,830
Turbidez (NTU)	2,08±0,0832	12,3±0,208	4,37±0,403	0,20±0,105	3,2±0,326	1,82±0,140
STS (mg L ⁻¹)	1,32±0,344	3,43±1,035	1,25±0,353	1,5±0,707	1,02±0,132	0,52±0,467

Na Tabela 11 e Tabela 12 observa-se que o pH se manteve em ambos os sistemas WCAFCA instalados. O pH é importante nas WC pois promove o efeito anaeróbio da degradação orgânica e deve ser superior a 6 para promover o processo de desnitrificação pelas bactérias (VERHOEVEN & MEULEMAN, 1999; SAEED & SUN, 2012).

A Tabela 11 e Tabela 12 mostram que para ambos os sistemas WCAFCA instalados apresentaram boas remoções para a turbidez e STS. Com os resultados apresentados, na água tratada a turbidez ficou abaixo do VMP (≤ 5 mg L⁻¹) pela Portaria nº 888/2021.

Para os STS a Portaria nº 888/2021 não menciona sobre VMP, no entanto, contaminantes presentes na água como patógenos (BRADSHAW *et al.*, 2021), MPT (NASRABADI, *et al.*, 2018) e poluentes orgânicos persistentes (QUESADA *et al.*, 2014) podem se associar aos STS e causar sérios danos à saúde humana, como problemas gastrointestinais. Um outro problema é a associação dos MPT aos STS, pois a água contendo MPT adsorvidos no STS se consumida pode ocasionar a bioacumulação no ser humano, podendo ocorrer o surgimento de outras doenças. Por esses motivos é importante que os sistemas WCAFCA sejam eficientes na remoção de STS.

Ainda é possível observar na Tabela 12 que os resultados da semana 3 estão maiores que os obtidos na semana 2, isso pode estar associado à chuva que ocorreu na semana 2, ocasionando o escoamento superficial de poluentes para o corpo hídrico.

Na Figura 33 está apresentada a eficiência de remoção da turbidez e dos STS pelos sistemas WCAFCA instalados.

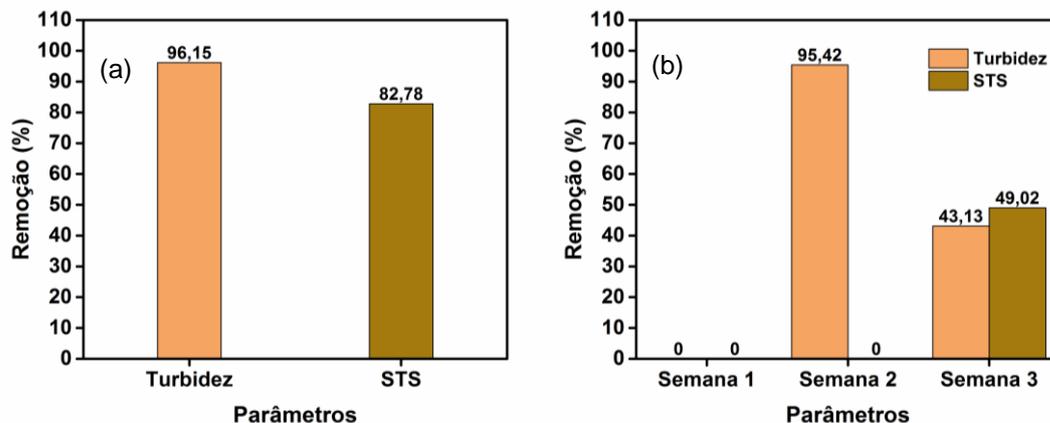


Figura 33 – Eficiência de remoção do sistema WCAFCA de Manaus (a) e da comunidade Sagrado Coração de Jesus (b)

Observa-se na Figura 33a que houve boa remoção de turbidez e STS, já na Figura 33b, na primeira semana não apresentou eficiência de remoção para ambos os parâmetros e na segunda semana apresentou eficiência apenas para a turbidez, que na semana 3 houve decréscimo na remoção, além de haver eficiência para o STS.

Essa variação pode estar ocorrendo devido ao sistema WCAFCA ainda estar se adaptando, pois ainda está em período inicial de funcionamento. Durante a operação, o STS acumulado no meio filtrante tem grande importância para a remoção de outros poluentes, além proporcionar maior eficiência na remoção de STS nos sistemas *wetlands* construídos de fluxo vertical (WV) (MOLLE *et al.*, 2005). Isso ocorre porque a remoção de STS em WV está associada a processo físico e capacidade de filtração do meio filtrante (LANA *et al.*, 2013).

Embora no sistema WCAFCA tenha apresentado variações no sistema monitorado por três semanas, as remoções observadas foram satisfatórias. De acordo com Von Sperling (2014), os sistemas WC apresentam eficiência de 87-93% de remoção de STS. Eficiência de remoção próxima desse valor determinado por Von Sperling (2014) foi encontrado por Abdelhakeen *et al.*, (2016) com remoção de 75% de STS e para Abunaser *et al.*, (2020) com remoção de 92% para sistemas WV. Vale destacar que provavelmente a água utilizada nesses sistemas foram de esgotos e não de mananciais superficiais.

Em ambos os sistemas WCAFCA já apresentaram ótimas eficiências de remoção para a turbidez, mesmo não apresentando boas eficiências iniciais para o STS. A melhor remoção de turbidez pode estar associada ao filtro de carvão ativado, adicionado como tratamento terciário. Sounthararajah *et al.*, (2016) avaliando a eficiência de filtro de carvão ativado granular encontrou eficiência de remoção de turbidez entre 58,6-83,8% e Hatt *et al.*, (2013) encontrou remoção de mais de 80% usando filtro de carvão ativado granular.

Na Tabela 13 estão os resultados dos parâmetros nitrogenados presentes na água tratada pelo sistema WCAFCA no Lago de Serpa, na comunidade Sagrado Coração de Jesus.

Parâmetros	Semana 1		Semana 2		Semana 3	
	Antes	Depois	Antes	Depois	Antes	Depois
N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	0,40± 0,06	0,336± 0,0412	0,32± 0,0424	1,56± 1,75	0,44± 0,05	0,034± 0,041
N-NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	0,00	0,00633± 0,00152	0,006± 0,0014	0,0143± 0,0191	0,005± 0,011	0,0132± 0,0154
N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	0,0796± 0,00154	0,142± 0,0045	0,0424± 0,00555	0,242± 0,00464	0,0422± 0,00332	0,196± 0,0032

Tabela 13 – Concentração de amônio (NH₄⁺), nitrito (NO₂⁻) e nitrato (NO₃⁻) na água antes do tratamento e depois do tratamento pelo sistema *wetland* construído acoplado a filtro de carvão ativado

A partir da Tabela 13 foi possível comparar os resultados obtidos com a Portaria nº 888/2021, como mostra a Figura 34.

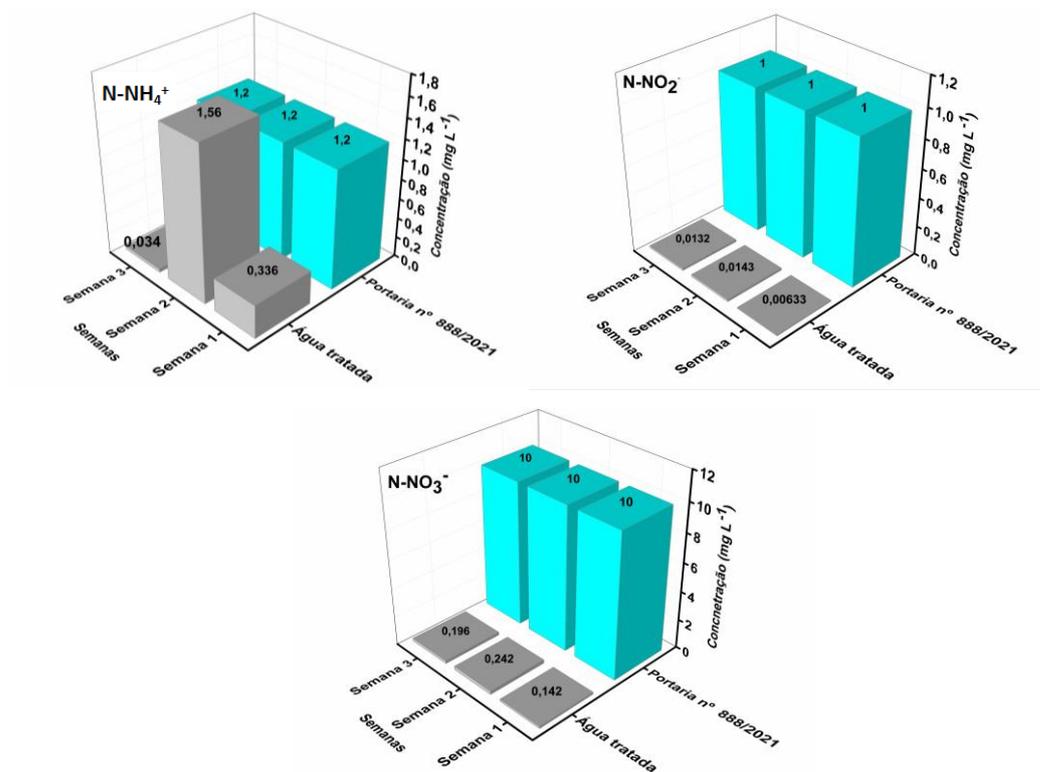


Figura 34 – Comparação da concentração dos compostos de nitrogênio na água tratada pelo sistema *wetland* construído acoplado a filtro de carvão ativado com a legislação vigente

A partir da Figura 34 é possível notar que mesmo com a instabilidade do tratamento nas três semanas, de acordo com os resultados da Tabela 13, o nitrato e nitrito apresentaram concentrações abaixo do VMP pela legislação de potabilidade, no entanto, para o amônio, na semana 2 apresentou concentração acima do VMP, pela Portaria nº 888/2021.

A instabilidade de remoção dos poluentes pelo sistema WCAFCA é confirmada pela eficiência de remoção, apresentada na Figura 35.

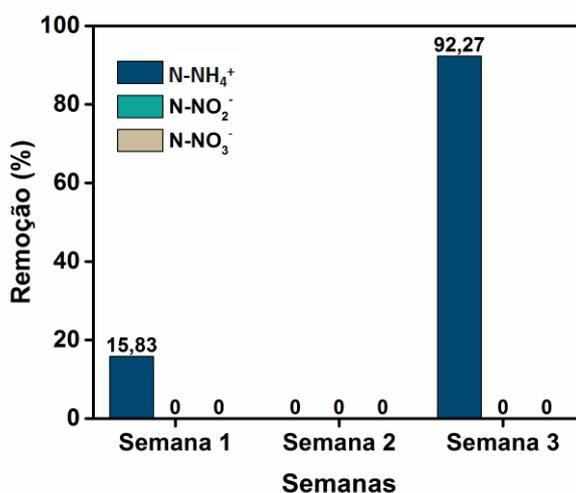


Figura 35 – Eficiência de remoção do sistema *wetland* construído acoplado a filtro de carvão ativado para amônio (NH₄⁺), nitrito (NO₂⁻) e nitrato (NO₃⁻) no Lago de Serpa

Na Figura 35 mostra que o sistema WCAFCA apresentou eficiência de remoção apenas para a N-NH₄⁺ na primeira e terceira semana, no entanto, na segunda semana não apresentou eficiência para nenhum dos três parâmetros avaliados. Essa instabilidade apresentada pelo sistema WCAFCA nas semanas iniciais de teste está ocorrendo porque o sistema estava em fase inicial de operação, então estava iniciando seu processo de estabilização e formação de colônia bacterianas (ROGRIGUES *et al.*, 2015), levando em consideração que a remoção de nitrogênios presentes está associada a processos de nitrificação seguida de desnitrificação por bactérias aeróbias e anaeróbias (LEE *et al.*, 2009).

De acordo com Von Sperling (2014), a eficiência típica de remoção de amônio em sistema WC é menor que 50%, no entanto, segundo Wang (2008) apud Thani *et al.* (2020) a *Alocasia macrorrhiza* como planta fitorremediadora pode remover até 99,11% de N-NH₄⁺. Além disso, em sistemas WV avaliados a

amônio como nitrogênio apresentou eficiência de 80,9% (BAI *et al.*, 2020) e entre 8,0-99,0% (OBARSKA-PEMPKOWIAK & GAJEWSKA, 2003).

Sedou *et al.*, (2021) avaliando a eficiência de remoção de nitrato pela *Alocasia macrorrhiza* encontrou valor de 99,65% de remoção. Em sistemas WC usando *Colocasia esculenta*, planta fitorremediadora da mesma família que a *Alocasia macrorrhiza*, apresentou eficiência de 59,48% para remoção de nitrato (CHAVAN & DHULAP, 2013). Dessa forma, é possível que com maior tempo de operação o sistema WCAFCA apresente boa eficiência para remoção de nitrato.

Quanto ao nitrito, nota-se que nas três semanas não apresentou eficiência de remoção pelo sistema WCAFCA, e ao avaliar a Tabela 13, verifica-se que sua concentração aumentou após o tratamento, essa concentração pode estar aumentando devido a conversão da amônia a nitrito, já que ele é o estado intermediário da oxidação da NH_3 para formação de NO_3^- (ZOPPAS *et al.*, 2016).

Na Tabela 14 estão apresentadas as concentrações de sulfato de fosfato antes e depois do tratamento no sistema WCAFCA instalado na comunidade Sagrado Coração de Jesus, Lago de Serpa.

Tabela 14 – Concentração de sulfato (SO_4^{2-}) e fosfato (PO_4^{3-}) na água antes do tratamento e depois do tratamento pelo sistema *wetland* construído acoplado a filtro de carvão ativado

Parâmetros	Semana 1		Semana 2		Semana 3	
	Antes	Depois	Antes	Depois	Antes	Depois
SO_4^{2-} (mg L ⁻¹)	1,385±	0,929±	1,157±	1,0657±	1,654±	0,935±
P- PO_4^{3-} (mg L ⁻¹)	0,313	0,00551	0,0361	0,0131	0,373	0,0137
	0,0127±	0,09±	1,12±	0,865±	0,606±	0,0204±
	0,00832	0,0264	0,339	0,869	0,014	0,003

Os dados apresentados na Tabela 14 mostram que o sistema WCAFCA está conseguindo remover sulfato da água e fosfato da água tratada. Para o sulfato foi realizado a comparação com o VMP pela legislação vigente (FIGURA 36).

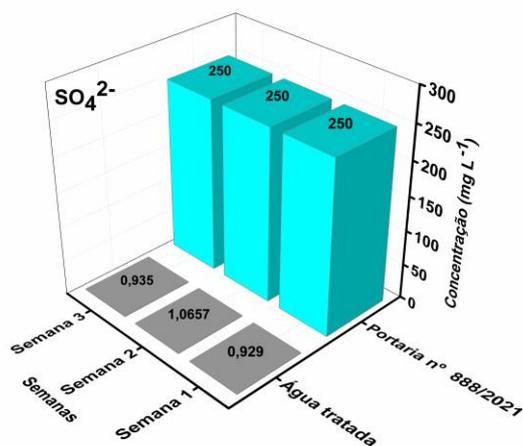


Figura 36 – Comparação da concentração de sulfato (SO_4^{2-}) com a legislação vigente

Na Figura 36, é possível visualizar que o sulfato se apresentou abaixo do VMP pela Portaria nº 888/2021 que dispõe sobre a potabilidade da água no Brasil, indicando que quanto a esse parâmetro a água tratada pelo sistema WCAFCA se apresenta potável.

A legislação não menciona sobre VMP para o fósforo na água tratada, pois o enriquecimento da água com fósforo não traz maiores problemas à saúde, pois é um elemento requerido em elevadas quantidades pelos animais (LI *et al.*, 2021), no entanto, em concentrações baixas é possível ocorrer a eutrofização do manancial.

Na Figura 37 está apresentada a eficiência de remoção do sulfato e fósforo pelo sistema WCAFCA.

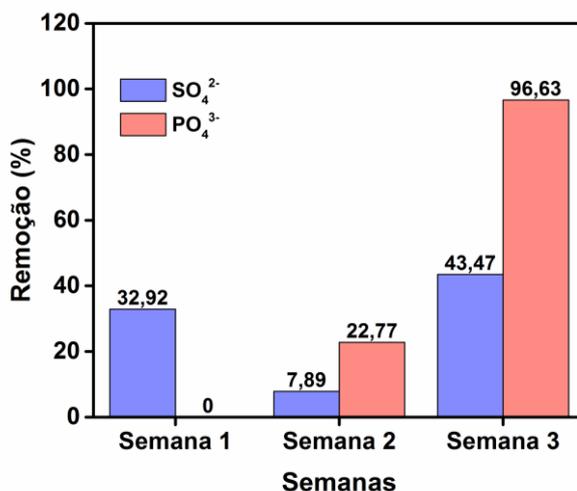


Figura 37 – Eficiência de remoção do sulfato (SO_4^{2-}) e fósforo (PO_4^{3-}) da água pelo sistema *wetland* construído acoplado a filtro de carvão ativado

A Figura 37 mostra que o sistema WCAFCA está apresentando eficiências de remoção do sulfato e fosfato. A instabilidade de remoção apresentada está relacionada com o pouco tempo de operação do sistema WCAFCA, mesmo assim na terceira semana já demonstra ótima eficiência de remoção para o fosfato.

Em sistemas de tratamento utilizando WC, verificou-se redução de 46,99% (CHAVAN & DHULAP, 2013); entre 42,23-60,89% (QUAN *et al.*, 2016) e 99,5% (PERDANA *et al.*, 2018) para o fosfato; usando a planta *Alocasia macrorrhiza* foi obtida remoção de 74,48% de fosfato (SEDOU *et al.*, 2021). Para remoção do fósforo em sistemas WC os principais mecanismos são adsorção, precipitação e absorção pelas plantas (VYMAZAL, 2004).

Nesse contexto, observando os resultados encontrados na literatura e o mecanismo de remoção de fosfato, acredita-se que a eficiência de remoção para o fosfato apresentada Figura 37 ocorreu pela incorporação pelas plantas do sistema WCAFCA e sedimentação do fósforo no meio filtrante. Não podendo deixar de mencionar que o filtro de CA pode estar favorecendo essa remoção, pois segundo Mehrabi *et al.*, (2016) o CA pode alcançar 95,41% de remoção de fosfato em água. Para Bacelo *et al.*, (2020) o CA que favorece a remoção de fosfato são aqueles com a superfície carregada positivamente, já que as superfícies carregadas negativamente demonstram baixa adsorção de poluentes aniônicos, como é o caso do fosfato. Como não foi possível realizar a caracterização superficial do CA utilizado no sistema WCAFCA, não é possível definir exatamente o que pode estar favorecendo a adsorção do fosfato, mas levando em consideração o sistema WCAFCA de forma geral, o conjunto plantas e CA começaram a apresentar eficiência na fase inicial de operação.

Em relação ao sulfato, verifica-se na Figura 37 que apresentou remoção nas três semanas pelo sistema WCAFCA. Sua remoção em WC se dá principalmente pela absorção pelas plantas e por redução por bactérias redutoras de sulfato (WU *et al.*, 2013). Na literatura a eficiência de remoção de sulfato em WC foi de 39,32% (CHAVAN & DHULAP, 2013) e 60,60% (WANG, Q. *et al.*, 2021).

Os resultados obtidos para os coliformes avaliados na água tratada no sistema WCAFCA estão apresentados na Tabela 15.

Tabela 15 – Resultados qualitativos para coliformes na água tratada pelo sistema *wetland* construído acoplado a filtro de carvão ativado

Parâmetros	Antes	Depois	(Portaria nº 888/2021) VMP
Coliformes Totais	Presente	Presente	Ausente em 100 mL
<i>Escherichia coli</i>	Presente	Presente	Ausente em 100 mL

A Tabela 15 apresenta o resultado qualitativo de coliformes para as três semanas de avaliação, no qual depois do tratamento pelo sistema WCAFCA a água continuou apresentando coliformes totais e *Escherichia coli*, indicando que o sistema WCAFCA não foi eficiente na obtenção de água potável, de acordo com esse parâmetro, pois a legislação vigente dispõe que a água tratada deve se apresentar isenta de coliformes totais e termotolerantes.

Os principais mecanismos para remoção de coliformes em sistemas WC incluem os efeitos da temperatura, radiação solar, sedimentação, adsorção e filtração (KHATIWADA & POLPRASERT, 1999), o que indica que na fase inicial de operação o sistema WCAFCA esse conjunto de condições ainda não se apresenta estável para remoção completa de coliformes.

No entanto, mesmo os coliformes estando presentes na análise qualitativa, percebeu-se de acordo com a coloração apresentada nos frascos após incubação, que houve redução da quantidade de coliformes na segunda e terceira semana de tratamento, como mostra a Figura 38.

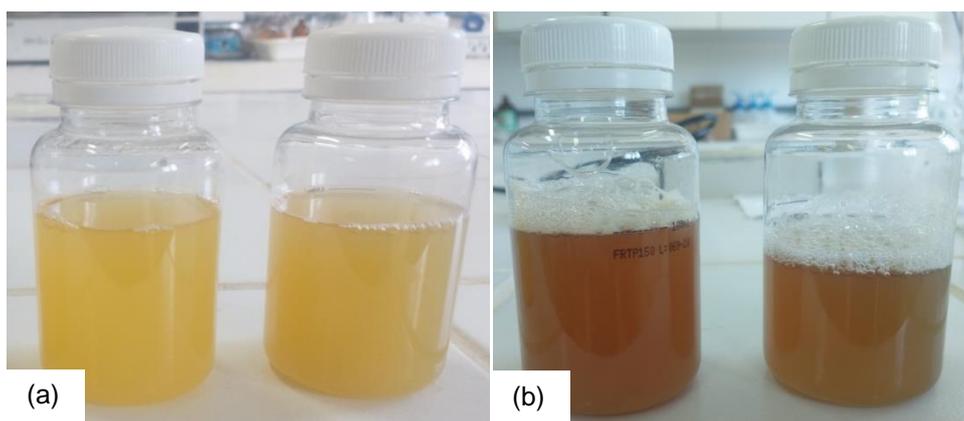


Figura 38 – Presença de coliformes totais antes do tratamento (a); presença de coliformes totais depois do tratamento (b)

Na Figura 38a a coloração amarela indica que há presença de coliformes totais na água bruta, no entanto, após o tratamento (FIGURA 38b) a coloração se

apresentou mais escura, indicando que houve redução de coliformes totais. Além disso, no teste de *Escherichia coli* elas ainda se mantiveram presentes na água. Na literatura a eficiência de remoção de coliformes encontrada para sistemas WC foi para coliformes totais de 98,09% (RODRIGUES *et al.*, 2021), 64,61 (SHUKLA *et al.*, 2021) e *Escherichia coli* 93,81% (RODRIGUES *et al.*, 2021), 52% (SHUKLA *et al.*, 2021).

Os resultados da concentração de MPT na água depois do tratamento no sistema WCAFCA instalado em Manaus em residência unifamiliar na comunidade Sagrado Coração de Jesus, em Itacoatiara estão apresentados na Tabela 16 e Tabela 17, respectivamente.

Tabela 16 – Concentração dos metais potencialmente tóxicos antes do tratamento e depois do tratamento no sistema *wetland* construído acoplado a filtro de carvão ativado instalado em Manaus

Metais	Concentração (mg L ⁻¹)		LQ (mg L ⁻¹)
	Antes	Depois	
Cu	0,01122±0,000191	0,00279±0,000104	0,0005
Zn	0,2367±0,004192	0,00714±0,000056	0,0005
Pb	0,0088±0,000275	0,00302±0,000476	0,0005
Fe	0,7745±0,024157	0,21824±0,00333	0,0005
Cd	0,00127±0,00004	<0,0005	0,0005

Tabela 17 – Concentração dos metais potencialmente tóxicos antes do tratamento e depois do tratamento no sistema *wetland* construído acoplado a filtro de carvão ativado instalado na comunidade Sagrado Coração de Jesus, em Itacoatiara/AM

Semanas	Metais	Concentração (mg L ⁻¹)		LQ (mg L ⁻¹)
		Antes	Depois	
Semana 1	Cu	0,01414±0,00507	0,00491±0,000809	0,0005
	Zn	0,01241±0,001405	0,008497±0,007869	0,0005
	Pb	0,001413±0,000578	0,000867±0,000232	0,0005
	Fe	0,3362±0,000616	0,0488±0,00256	0,0005
	Cd	<0,0005	<0,0005	<0,0005
Semana 2	Cu	0,008867±0,00127	0,002573±0,000702	0,0005
	Zn	0,03406±0,000821	0,00968±0,000291	0,0005
	Pb	0,00079±0,000139	0,000563±0,000189	0,0005
	Fe	0,2401±0,002986	0,056623±0,002041	0,0005
	Cd	<0,0005	<0,0005	<0,0005
Semana 3	Cu	0,00766±0,001282	0,000687±0,001189	0,0005
	Zn	0,01561±0,002006	0,00695±0,002101	0,0005
	Pb	0,001173±0,000361	0,000953±0,000103	0,0005
	Fe	0,2438±0,006276	0,110187±0,00508	0,0005
	Cd	<0,0005	<0,0005	<0,0005

Ao observar os resultados da resultados da Tabela 16 e Tabela 17, percebe-se que os sistemas estão conseguindo tratar os MPT presentes, pois na

água obtida depois do tratamento houve redução da concentração inicial para todos os MPT para os dois sistemas WCAFCA instalados. A partir disso, foi realizada a comparação com os VMP pela Portaria nº 888/2021 (FIGURA 39 e FIGURA 40) para verificar a potabilidade da água tratada quanto a esses parâmetros.

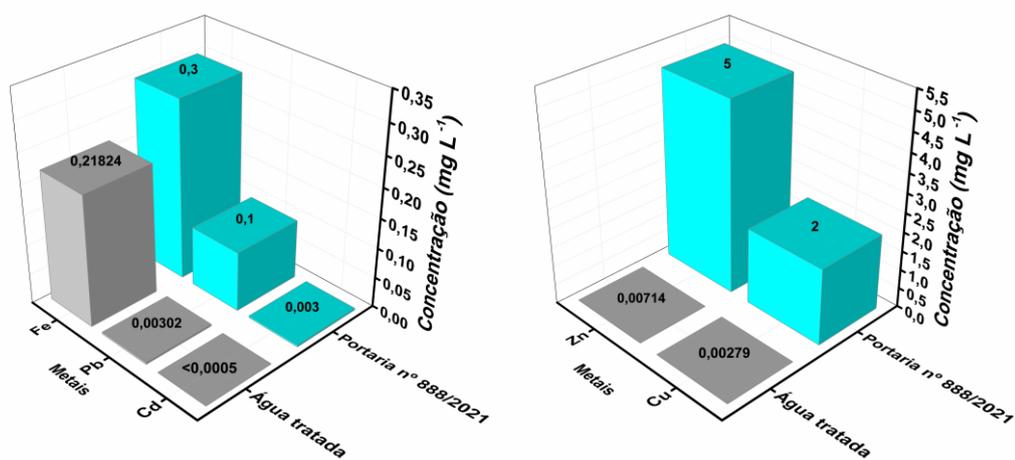


Figura 39 – Comparação da concentração de metais potencialmente tóxicos na água tratada pelo sistema *wetland* construído acoplado a filtro de carvão ativado, com a legislação vigente de potabilidade

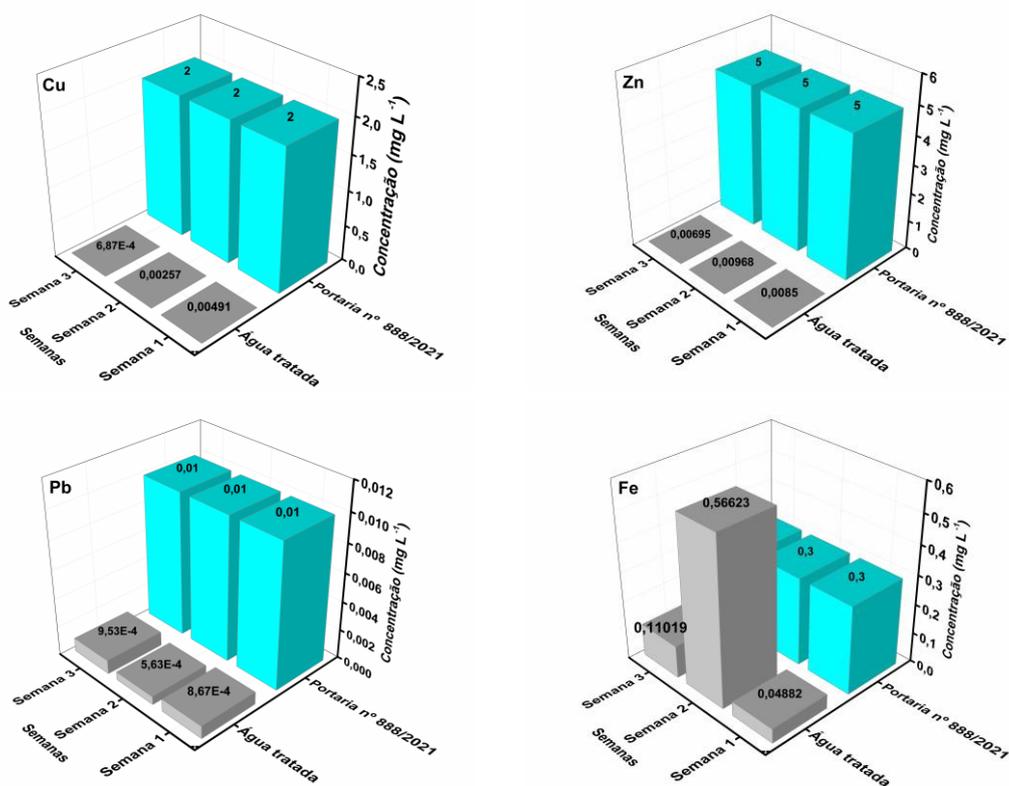


Figura 40 – Comparação da concentração de metais potencialmente tóxicos na água tratada do Lago de Serpa, pelo sistema *wetland* construído acoplado a filtro de carvão ativado, com a legislação vigente de potabilidade

Diante da Figura 39 e Figura 40 é possível verificar que as concentrações dos MPT na água tratada estão abaixo dos VMP pela legislação vigente para a maioria dos MPT (Cu, Zn e Pb) nas três semanas avaliadas. No entanto, na Figura 40 observa-se que a concentração do Fe na segunda semana ficou acima do VMP pela Portaria nº 888/2021.

Além do comparativo com a legislação aplicável à água tratada, foi avaliada as eficiências de remoção dos MPT pelos sistemas WCAFCA, a partir dos resultados da Tabela 16 e Tabela 17, apresentadas na Figura 41.

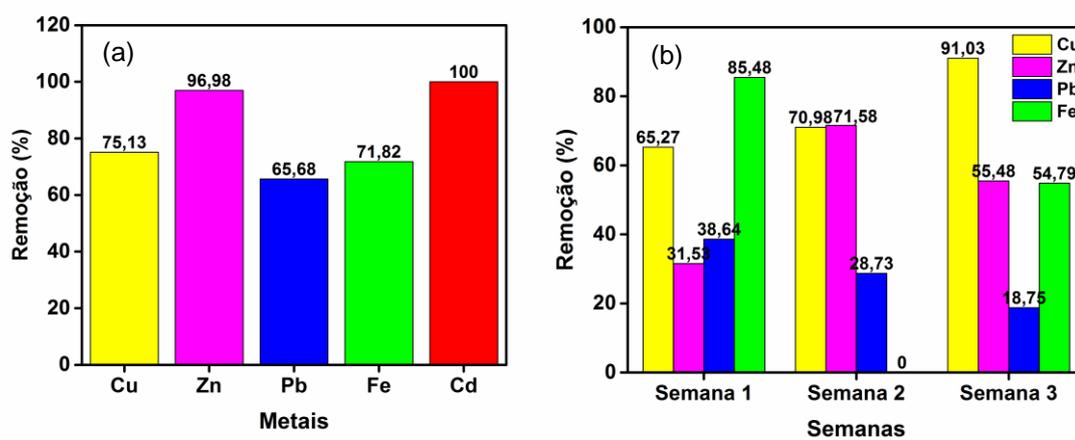


Figura 41 – Eficiência de remoção percentual de metais potencialmente tóxicos pelos sistemas *wetland* construído acoplado a filtro de carvão ativado no tratamento de água coletada no Igarapé do Quarenta (a) e Lago de Serpa (b)

A partir da Figura 41, é possível notar boas eficiências de remoção de MPT no tratamento de água pelos sistemas WCAFCA, havendo boa redução de MPT da água bruta. Quanto ao Cd, sua eficiência foi 100% porque na água tratada ele se apresentou abaixo do LQ do método utilizado para detecção.

Quanto aos resultados de eficiência de remoção de MPT obtidos, na literatura já menciona que a *Alocasia macrorrhiza* é eficiente na remoção de Cu e Pb, nesse processo de fitoextração esses MPT são translocados das raízes para caule da planta (ASAOLU *et al.*, 2013).

Em estudo realizado por Freitas (2009) utilizando a *Alocasia macrorrhiza* para remoção de MPT, verificou-se que a planta consegue absorver todos os metais (Pb, Cu, Zn e Cd) e dentre esses metais a *Alocasia macrorrhiza* apresentou maior afinidade pelo Pb e menor absorção para o Zn, o que não condiz com os resultados apresentados na Figura 41, pois em comparação ao Pb e Zn, os sistemas WCAFCA apresentaram maior eficiência de remoção para o Zn,

ainda em fase inicial de operação. Mesmo os sistemas WCAFCA ainda não tendo atingido a estabilidade pelo pouco tempo de operação, essa diferença de remoção do Zn e Pb pode estar associada ao CA utilizado como tratamento terciário, pois na literatura a remoção de Zn em pH 6, próximo ao obtido em ambos os sistemas WCAFCA, com CA de casca de laranja apresentou eficiência de 42,64%, enquanto o Pb só apresentou 100% de eficiência em pH 2 (BERNARD & JIMOH, 2012).

Sousa (2014) estudando o potencial fitorremediador de MPT da *Alocasia macrorrhiza* verificou que a espécie apresentou sequência de remoção dos metais Zn>Pb>Cu. Como os sistemas WCAFCA ainda estão em fase inicial de operação ainda não foi possível verificar esse perfil, mas não se pode associar a remoção desses MPT somente à planta utilizada, pois de acordo com Bernard e Jimoh, (2012), o CA também apresenta eficiência de remoção para o Fe (78,49%) e Cu (68,21%) em pH 6. Então acredita-se que o conjunto sistema *wetland* construído com *Alocasia macrorrhiza* e filtro de CA contribuíram para as boas eficiências de remoção dos MPT apresentadas.

6 CONCLUSÃO

Com relação aos resultados obtidos para o tratamento nos sistemas WCAFCA, ambos os sistemas apresentaram boas eficiências de remoção de turbidez e STS, mesmo os sistemas estando em fase inicial de operação. O sistema WCAFCA instalado na comunidade Sagrado Coração de Jesus só começou a apresentar eficiência de remoção de turbidez e STS a partir da terceira semana.

Para os parâmetros amônio, fosfato e sulfato avaliados na água tratada no sistema WCAFCA instalado na comunidade Sagrado Coração de Jesus, a terceira semana de operação foi a que apresentou remoção mais satisfatória. Em relação aos MPT, os dois sistemas WCAFCA apresentaram ótimas eficiências de remoção, mesmo os sistemas ainda estando em fase de estabilização, com desenvolvimento de biofilmes nas raízes, assim como melhor adaptação das plantas.

Além disso, conclui-se que durante o período inicial de operação de ambos os sistemas a água tratada ainda não se apresentou potável, principalmente pela presença de coliformes totais e termotolerantes depois do tratamento. No entanto, mesmo a água tratada não ficando dentro dos padrões de potabilidade pela Portaria nº 888/2021 nota-se que para o sistema WCAFCA instalado na comunidade Sagrado Coração de Jesus na segunda e terceira semana de operação percebeu-se visualmente pelos testes qualitativos de coliformes que começou haver redução de coliformes totais na água tratada.

Como o período de avaliação foi extremamente curto para esse tipo de sistema de tratamento, é preciso um maior tempo de operação para que seja visualizada uma remoção linear de contaminantes, mas mesmo com o pouco tempo de operação já é possível inferir que os sistemas WCAFCA instalados apresentaram eficiências de remoção relativamente satisfatórias para o período de operação avaliado.

REFERÊNCIAS

ABDELHAKHEEM, S. G.; ABOULROOS, S. A.; KAMEL, M. M. Performance of a vertical subsurface flow constructed *wetland* under different operational conditions. *Journal of Advanced Research*, v. 7, n. 5, p. 803-814, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jare.2015.12.002>

ABUNASER, S. G.; ABDELHAY, A. Performance of a novel vertical flow constructed *wetland* for greywater treatment in rural areas in Jordan. *Environmental Technology*, p. 1-11, 2020. <https://doi.org/10.1080/09593330.2020.1841832>

AFDHOL, M. K.; HARIS, F.; AMILIANA, R. A.; HANAFI, A.; RAMADHAN, I. T. Production of Activated Carbon from Coffee Grounds Using Chemical and Physical Activation Method. *Advanced Science Letters*, v. 23, n. 6, p. 5751-5755, 2017. <https://doi.org/10.1166/asl.2017.8822>

AHMAD, A.; AZAM, T. Water purification technology. In: GRUMEZESCU, A. M.; HOLBAN, A. M. (Eds.). *Bottled and packaged water*, Elsevier, 2019. p. 83-120. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815272-0.00004-0>

AKTAS, O.; CECEN, F. Fundamentals of adsorption onto activated carbon in water and wastewater treatment. In: *Activated Carbon for Water and Wastewater Treatment: Integration of Adsorption and Biological Treatment*. Wiley, 2012. Cap. 2, p. 13-41 <https://doi.org/10.1002/9783527639441.ch2>

ALAQARBEH, M. Adsorption Phenomena: Definition, Mechanisms, and Adsorption Types: Short Review. *RHAZES: Green and Applied Chemistry*, v. 13, p. 43-51, 2021. <https://doi.org/10.48419/IMIST.PRSM/rhazes-v13.28283>

ALI, H.; KHAN, E.; SAJAD, M. A. Phytoremediation of heavy metals—concepts and applications. *Chemosphere*, v. 91, n. 7, p. 869-881, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.075>

ALSAFRAN, M.; USMAN, K.; AHMED, B.; RIZWAN, M.; SALEEM, M. H.; AL JABRI, H. Understanding the Phytoremediation Mechanisms of Potentially Toxic Elements: A Proteomic Overview of Recent Advances. *Frontiers in plant science*, v. 13, p. 881242, 2022. <https://doi.org/10.3389/fpls.2022.881242>

APHA-AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION.; AWWA – AMERICAN WATER WORK ASSOCIATION.; WPCF – WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION. *Standard Methods of the experimentation of water and wastewater*. 23. ed. LMC – Pharmabooks: Nova Iorque, 2017.

ARABMOFRAD, S.; BAGHERI, M.; RAJABI, H.; & JAFARI, S. M. Nanoadsorbents and nanoporous materials for the food industry. In. *Handbook of Food Nanotechnology*, 2020. Cap.4, p. 107–159 <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815866-1.00004-2>

ARAÚJO, L. S.; COUTINHO, A. R.; ALVAREZ-MENDEZ, M. O.; MORUZZI, R. B.; CALIJURI, M. C.; CUNHA, D. G. F. Caracterização e avaliação de fatores que determinam a remoção de microcistina-LR em carvão ativado granular produzido a partir de diferentes matérias-primas. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 23, n. 6, 2018. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522018177756>

ARCOS, A. N.; DA CUNHA, H. B. Avaliação dos impactos da poluição nas águas superficiais de um afluente do rio Solimões na Amazônia Central brasileira. *Caminhos de Geografia*, v. 22, n. 80, p. 01-14, 2021. <https://doi.org/10.14393/RCG228053079>

ASAOLU, S. S.; AWOKUNMI, E. E.; AJAYI, O. O.; ADEBAYO, O. A. Phytoremediation potential of *Alocasia microrrhiza* grown on soil collected from selected dumpsites in Ekiti State, Nigeria. In: *E3S Web of Conferences*. EDP Sciences, 2013. p. 13003. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20130113003>

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT NBR 5626: Sistemas prediais de água fria e água quente – projeto, execução, operação e manutenção. Rio de Janeiro: ABNT, 2020.

AUMEIER, B.; DANG, A. H.; OHS, B.; YUCE, S.; WESSLING, M. Aqueous-phase temperature swing adsorption for pesticide removal. *Environmental Science e Technology*, v. 53, n. 2, p. 919-927, 2018. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05873>

AWA, S. H.; HADIBARATA, T. Removal of heavy metals in contaminated soil by phytoremediation mechanism: a review. *Water, Air, & Soil Pollution*, v. 231, n. 2, p. 1-15, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11270-020-4426-0>

BACELO, H.; PINTOR, A. M.; SANTOS, S. C.; BOAVENTURA, R. A.; BOTELHO, C. M. Performance and prospects of different adsorbents for phosphorus uptake and recovery from water. *Chemical Engineering Journal*, v. 381, p. 122566, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.122566>

BAI, X. Z., X.; JIANG, H.; WANG, Z.; HE, C.; SHENG, L.; ZHUANG, J. Purification effect of sequential constructed *wetland* for the polluted water in urban river. *Water*, v. 12, n. 4, p. 1054, 2020. <https://doi.org/10.3390/w12041054>

BAJPAI, P. Environmental impact. In: *Biermann's handbook of pup and paper*, Elsevier, 2018. 3. ed. Cap. 15, p. 325-348. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814238-7.00015-5>

BAKAR, N. A.; OTHMAN, N.; YUNUS, Z. M.; ALTOWAYTI, W. A. H.; TAHIR, M.; FITRIANI, N.; MOHD-SALLEH, S. N. A. An insight review of lignocellulosic materials as activated carbon precursor for textile wastewater treatment. *Environmental Technology & Innovation*, v. 22, p. 101445, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101445>

BALANAY, J. A. G.; LUNGU, C. T. Morphologic and surface characterization of different types of activated carbon fibres. *Adsorption Science & Technology*, v. 30, n. 4, p. 355-367, 2012. <https://doi.org/10.1260%2F0263-6174.30.4.355>

BARBOSA, K.C.M.; VITAL, A.R.T. Lago de Serpa: geografia, regime hidrológico e preservação. I Congresso de Iniciação Científica PIBIC/CNPq - PAIC/FAPEAM. Manaus, 2012.

BATISTA, V. D. A.; BICHARA, C. N. C.; CARNEIRO, C. R. D. O.; FURTADO, L. G.; BOTELHO, M. G. L.; SILVA, D. F. D.; PONTES, A. N. Tecnologias sociais voltadas para o saneamento básico de comunidades ribeirinhas na Amazônia. *Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade*, v. 8, n. 19, p. 909-920, 2021. [https://doi.org/10.21438/rbgas\(2021\)081918](https://doi.org/10.21438/rbgas(2021)081918)

BERNARD, E.; JIMOH, A. Adsorption of Pb, Fe, Cu and Zn from industrial electroplating wastewater by orange peel activated carbon. *International Journal of Engineering and Applied Sciences*, v. 4, n. 2, p. 95-103, 2013.

BITTENCOURT, M. M.; AMADIO, S. A. Proposta para identificação rápida dos períodos hidrológicos em áreas de várzea do rio Solimões-Amazonas nas proximidades de Manaus. *Acta Amazonica*, v. 37, p. 303-308, 2007. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672007000200019>

BRADSHAW, J. K.; SNYDER, B.; SPIDLE, D.; SIDLE, R. C.; SULLIVAN, K.; MOLINA, M. Sediment and fecal indicator bacteria loading in a mixed land use watershed: Contributions from suspended sediment and bedload transport. *Journal of environmental Quality*, v. 50, n. 3, p. 598-611, 2021. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20166>

BRASIL. SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO - SNIS. Diagnóstico Temático: Serviços de água e esgoto - Gestão técnica de água. Disponível em: www.snis.gov.br. Acesso em: 10 out. 2022.

CALVO, B. D. R. Avaliação da influência antrópica na drenagem do Igarapé do Quarenta e orla de Manaus. 2018. Dissertação (Mestrado em Química) - Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2018.

CARVALHO, D. P.; ALMEIDA, R.; MANZATTO, A. G.; FREITA, O. B.; BASTOS, W. R. Dynamics of metals in lacustrine sediments: case study of the Madeira River, Amazon region. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 23, n. 1, 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/2318-0331.231820170026>

CASTRO, L. R. C.; ALMEIDA, F. F. S.; CAVALCANTE, A. M. S.; GUIMARÃES, I. R. B., DA SILVA, V. M.; LISBOA, F. A. M.; DO NASCIMENTO, T. V. Panorama sanitário das populações ribeirinhas da Amazônia Brasileira e as tecnologias sociais aplicáveis. *Research, Society and Development*, v. 9, n. 12, p. e5891210898-e5891210898, 2020. <https://doi.org/10.33448/rsd-v9i12.10898>

CERMAKOVA, L.; KOPECKA, I.; PIVOKONSKY, M.; PIVOKONSKA, L.; JANDA, V. Removal of cyanobacterial amino acids in water treatment by activated carbon adsorption. *Separation and purification technology*, v. 173, p. 330-338, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2016.09.043>

CETESB - COMPANHIA, DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Apêndice E-Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade das Águas e dos Sedimentos e Metodologias Analíticas e de Amostragem. 2019. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2017/11/Ap%C3%AAndice-E-Significado-Ambiental-e-Sanit%C3%A1rio-das-Vari%C3%A1veis-de-Qualidade-2016.pdf>. Acesso em: 10 jan. 2022.

CHAND, N.; SUTHAR, S.; KUMAR, K.; TYAGI, V. K. Enhanced removal of nutrients and coliforms from domestic wastewater in cattle dung biochar-packed *Colocasia esculenta*-based vertical subsurface flow constructed wetland. *Journal of Water Process Engineering*, v. 41, p. 101994, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.101994>

CHAVAN, B. L.; DHULAP, V. P. Developing a pilot scale angular horizontal subsurface flow constructed wetland for treatment of sewage through phytoremediation with *colocasia esculenta*. *International Research Journal of Environment Sciences*, v. 2, n. 2, p. 6-14, 2013. ISSN 2319–1414

CHEN, J.; LIU, S. S.; WANG, Y. J.; LIU, Y. S.; YANG, F.; YING, G. G. Optimized constructed wetlands enhance the removal and reduce the risks of steroid hormones in domestic wastewater. *Science of The Total Environment*, p. 143773, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143773>

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA N° 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. 2005. Disponível em: http://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=450. Acesso em: 16 jan. 2022.

CONSTANTINO, I. C.; TEODORO, G. C.; MOREIRA, A. B.; PASCHOAL, F. M. M.; TRINDADE, W. G.; BISINOTI, M. C. Distribution of Metals in the Waters and Sediments of Rivers in Central Amazon Region, Brazil. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, v. 30, n. 9, p. 1-10, 2019. <https://doi.org/10.21577/0103-5053.20190100>

COUTINHO, E. C.; ROCHA, E. J. P.; LIMA, A. M. M.; RIBEIRO, H. M. C.; GUTIERREZ, L. A. C. L.; BARBOSA, A. J. S.; PAES, G. K. A. A.; BISPO, C. J. C.; TAVARES, P. A. Riscos socioeconômicos e ambientais em municípios banhados pelos afluentes do Rio Amazonas. *Revista Ambiente e Água*, v. 12, n. 5, p. 814-828, 2017. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2013>

CRISTALDI, A.; CONTI, G. O.; JHO, E. H.; ZUCCARELLO, P.; GRASSO, A., COPAT, C.; FERRANTE, M. Phytoremediation of contaminated soils by heavy metals and PAHs. A brief review. *Environmental Technology & Innovation*, v. 8, p. 309-326, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2017.08.002>

DANISH, M.; AHMAD. A review on utilization of wood biomass as a sustainable precursor for activated carbon production and application. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 87, p. 1-21, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.02.003>

DHIR, B.; SHARMILA, P.; SARADHI, P. P. Potential of aquatic macrophytes for removing contaminants from the environment. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 39, n. 9, p. 754-781, 2009. <https://doi.org/10.1080/10643380801977776>

EGIRANI, D. E.; POYI, N. R.; SHEHATA, N. Preparation and characterization of powdered and granular activated carbon from *Palmae* biomass for cadmium removal. *International Journal of Environmental Science and Technology*, v. 17, n. 4, p. 2443–2454, 2020. <https://doi.org/10.1007/s13762-020-02652-w>

EL-BERY, H. M.; SALEH, M.; EL-GENDY, R. A.; SALEH, M. R.; THABET, S. M. High adsorption capacity of phenol and methylene blue using activated carbon derived from lignocellulosic agriculture wastes. *Scientific Reports*, v. 12, n. 1, p. 5499, 2022. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-09475-4>

ELZEIN, Z.; ABDU, A.; ABD ELGAWAD, I. Constructed wetlands as sustainable wastewater treatment method in communities. *Procedia Environmental Science*, v. 34, p. 605-617, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2016.04.053>

ENGIDA, T.; ALEMU, T.; WU, J.; XU, J.; ZHOU, Q.; WU, Z. Analysis of constructed wetlands technology performance efficiency for the treatment of floriculture industry wastewater, in Ethiopia. *Journal of Water Process Engineering*, v. 38, p. 101586, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101586>

EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Revised Total Coliform Rule And Total Coliform Rule. Disponível em: <https://www.epa.gov/dwreginfo/revised-total-coliform-rule-and-total-coliform-rule>. Acesso em: 01 fev. 2022.

ERKEY, C.; TÜRK, M.. Thermodynamics and kinetics of adsorption of metal complexes on surfaces from supercritical solutions. In: *Supercritical Fluid Science and Technology*. Elsevier, 2021. Cap. 6, p. 73-127. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-64089-5.00047-0>

FADANELLI, L. E. A.; FILHO, A. G. A.; WIECHETECK, G. K.; DOLL, M. M. R. Considerations on design and implementation parameters of domestic wastewater treatment by subsurface flow constructed wetlands. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 24, n. 4, p. 809-819, 2019. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522019102334>

FALCÃO, M. M. S.; ARCOS, A. N.; COSTA, F. S. Avaliação da qualidade ambiental dos recursos hídricos ao longo do rio Preto da Eva no Amazonas, Brasil. *Research, Society and Development*, v. 10, n. 15, p. e107101522560-e107101522560, 2021. <https://doi.org/10.33448/rsd-v10i15.22560>

FERREIRA, L. M.; DE MELO, R. R. Use of activated charcoal as bio-adsorbent for treatment of residual waters: a review. *Nativa*, v. 9, n. 2, p. 215-221, 2021. <https://doi.org/10.31413/nativa.v9i2.11387>

FERREIRA-FILHO, S. S.; MARCHETTO, M. Otimização multi-objetivo de estações de tratamento de águas de abastecimento: remoção de turbidez, carbono orgânico total e gosto e odor. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 11, n. 1, p. 7-15, 2006. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522006000100002>

FITTKAU, E.J; IRMLER, U; JUNK, W.J; REIS, SCHMIDT, F. Productivity, biomass and populations dynamics in Amazonian Water Bodies. In: GOLLEY, F.B; MEDINA, E, eds. *Tropical Ecological Systems trends in terrestrial and aquatic research*. Berlin, Springer-Verlag., 1975. p. 289-311. https://doi.org/10.1007/978-3-642-88533-4_20

FREITAS, J. C.. Avaliação da *Alocasia macrorrhiza* como Fitorremediadora dos metais Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn. 2009. Tese (Doutorado em Biotecnologia) - Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2009.

GHORI, Z.; IFTIKHAR, H.; BHATTI, M. F.; MINULLAH, N.; SHARMA, I.; KAZI, A. G.; AHMAD, P. Phytoextraction: the use of plants to remove heavy metals from soil. In: AHMAD, P. (Ed.). *Plant metal interaction: Emerging Remediation Techniques*. Elsevier, 2016. Cap. 15, p. 385-409. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803158-2.00015-1>

GIMENES, L. L. S.; FRESCHI, G. P. G.; JÚNIOR, I. B.; SANTINO, M. B. C. Growth of the aquatic macrophyte *Ricciocarpos natans* (L.) Corda in different temperatures and in distinct concentrations of aluminum and manganese. *Aquatic Toxicology*, v. 224, p. 105484, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2020.105484>

HATT, J. W.; GERMAIN, E.; JUDD, S. J. Granular activated carbon for removal of organic matter and turbidity from secondary wastewater. *Water science and technology*, v. 67, n. 4, p. 846-853, 2013. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.644>

HICKEY, A.; ARNSCHEIDT, J.; JOYCE, E.; O'TOOLE, J.; GALVIN, G.; O'CALLAGHAN, M.; CONROY, K.; KILLIAN, D.; SHRYANE, T.; HUGHES, F.; WALSH, K.; KAVANAGH, E. An assessment of the performance of municipal constructed wetlands in Ireland. *Journal of Environmental Management*, v. 210, p. 263-272, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.12.079>

HO, S. Low-Cost Adsorbents for the Removal of Phenol/Phenolics, Pesticides, and Dyes from Wastewater Systems: A Review. *Water*, v. 14, n. 20, p. 3203, 2022. <https://doi.org/10.3390/w14203203>

HORAN, N. J. Faecal indicator organisms. In: The handbook of water and wastewater microbiology, p. 105-112, Elsevier 2003. <https://doi.org/10.1016/B978-012470100-7/50008-X>

HU, H.; XU, K.. Physicochemical technologies for HRP and risk control. In: REN, H.; ZHANG, X. High-risk pollutants in wastewater. Elsevier, 2020. Cap. 8, p. 169-207. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-816448-8.00008-3>

HUANG, J.; HUANG, G.; NA, C.; HE, Y.; YAO, Y.; ZHANG, P.; SHEN, J. Performance of ceramic disk filter coated with nano ZnO for removing *Escherichia coli* from water in small rural and remote communities of developing regions. *Environmental Pollution*, v. 238, p. 52-62, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.03.008>

ILYAS, H.; MASIH, I. The performance of the intensified constructed wetlands for organic matter and nitrogen removal: A review. *Journal of Environmental Management*, v. 198, p. 372-383, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.098>

JACKSON, R. S. Postfermentation treatments and related topics. In: *Wine Science: principles and applications*, 4. ed, 2020. Cap. 8, p. 573-723. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-816118-0.00008-8>

KAFLE, A. TIMILSINA, A.; GAUTAM, A.; ADHIKARI, K.; BHATTARAI, A.; ARYAL, N. Phytoremediation: mechanisms, plant selection and enhancement by natural and synthetic agents. *Environmental Advances*, p. 100203, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100203>

KHAN, M.; SHAHEEN, S.; ALI, S.; YI, Z.; CHENG, L.; SAMRANA; KHAN, M. D.; AZAM, M.; RIZWAN, M.; AFZAL, M.; IRUM, G.; KHAN, M. J.; SHUIJIN, Z. *In situ* phytoremediation of metals. In: SHMAEFSKU, B. R. (Ed) *Phytoremediation*. Springer, 2020. Cap. 4, p. 103-121. https://doi.org/10.1007/978-3-030-00099-8_4

KHATIWADA, N. R.; POLPRASERT, C. Kinetics of fecal coliform removal in constructed *wetlands*. *Water Science and Technology*, v. 40, n. 3, p. 109-116, 1999. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00446-1](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00446-1)

KOCHI, L. Y.; FREITAS, P. L.; MARANHO, L. T.; JUNEAU, P.; GOMES, M. P. Aquatic Macrophytes in Constructed Wetlands: A Fight against Water Pollution. *Sustainability*, v. 12, n. 21, p. 9202, 2020. <https://doi.org/10.3390/su12219202>

KUMAR, R.; MISHRA, R. K.; MISHRA, V.; QIDWAI, A.; PANDEY, A.; SHUKLA, S, K.; PANDEY, M.; PATHAK, A.; DIKSHIT, A. Detoxification and tolerance of heavy metals in plants. In: *Plant Metal Interaction*. Elsevier, 2016. Cap. 13, p. 335-359. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803158-2.00013-8>

KWON, S.; FAN, M.; COSTA, H. F. M.; RUSSELL, A. G.; BERCHTOLD, K. A.; DUBEY, M. K. CO₂ sorption. In: BELL, D. A.; TOWLER, B. F.; FAN, M. *Coal*

Gasification and its Applications. Elsevier, 2011. Cap. 10, p. 293-339. <https://doi.org/10.1016/B978-0-8155-2049-8.10010-5>

LANA, L. C. O.; MORAES, D. C.; VON SPERLING, M.; MORATO, M. L. N.; VASCONCELLOS, G. R.; PARAENSE, M. O.; MOREIRA, T. P. A. Performance of a single stage vertical flow constructed wetland system treating raw domestic sewage in Brazil. *Water Science e Technology*, v. 68, n. 7, p. 1599-1606, 2013. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.408>

LEE, B. X. Y.; HADIBARATA, T.; YUNIARTO, A. Phytoremediation mechanisms in air pollution control: a review. *Water, Air, & Soil Pollution*, v. 231, n. 8, p. 1-13, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11270-020-04813-6>

LEE, C.; FLETCHER, T. D.; SUN, G.. Nitrogen removal in constructed wetland systems. *Engineering in life sciences*, v. 9, n. 1, p. 11-22, 2009. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.408>

LI, L.; SUN, F.; GAO, J.; WANG, L.; PI, X.; ZHAO, G. Broadening the pore size of coal-based activated carbon via a washing-free chem-physical activation method for high-capacity dye adsorption. *RSC advances*, v. 8, n. 26, p. 14488-14499, 2018. <https://doi.org/10.1039/c8ra02127a>

LI, L.; ZHANG, X.; ZHAO, L.; ZHANG, J.; JI, C.; MA, Q. Phosphorus restriction in brooding stage has continuous effects on growth performance and early laying performance of layers. *Animals*, v. 11, n. 12, p. 3546, 2021. <https://doi.org/10.3390/ani11123546>

LI, X.; LI, Y.; LV, D.; LI, Y.; WU, J. Nitrogen and phosphorus removal performance and bacterial communities in a multi-stage surface flow constructed wetland treating rural domestic sewage. *Science of the Total Environment*, v. 709, p. 136235, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136235>

LIM, T. K. *Alocasia macrorrhizos*. In: *Edible Medicinal and Non Medicinal Plants: Modified Stems, Roots, Bulbs*. v. 9, Springer, 2015. p. 429-442. https://doi.org/10.1007/978-94-017-9511-1_11

LIRA, W. G.; CÂNDIDO, G. A. *Gestão sustentáveis dos recursos naturais: uma abordagem participativa*. Campina Grande: EDUEPB, 2013.

LIU, M.; LI, X.; HE, Y.; LI, H. Aquatic toxicity of heavy metal-containing wastewater effluent treated using vertical flow constructed wetlands. *Science of The Total Environment*, v. 727, p. 138616, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138616>

LIU, N.; LIN, Z. F.; LIN, G. Z.; SONG, L. Y.; CHEN, S. W.; MO, H.; PENG, C. L. Lead and cadmium induced alterations of cellular functions in leaves of *Alocasia macrorrhiza* L. Schott. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 73, n. 6, p. 1238-1245, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2010.06.017>

MARENGO, J. A.; SOUZA JR, C. M.; THONICKE, K.; BURTON, C.; HALLADAY, K.; BETTS, R. A.; ALVES, L. M.; SOARES, W. R. Changes in climate and land use over the Amazon region: current and future variability and trends. *Frontiers in Earth Science*, v. 6, p. 228, 2018. <https://doi.org/10.3389/feart.2018.00228>

MARINHO, R. R.; FILIZOLA, N. P. J.; CREMON, E. H. Analysis of suspended sediment in the Anavilhanas archipelago, Rio Negro, Amazon Basin. *Water*, v. 12, n. 4, p. 1073, 2020. <https://doi.org/10.3390/w12041073>

MASINDI, V.; MUEDI, K. L. Environmental contamination by heavy metals. In: SALEH, H. M.; AGRAN, R. *Heavy metals*, v. 10, IntechOpen, 2018. Cap. 7, p. 115-132. <https://doi.org/10.5772/intechopen.76082>

MATOS, M. P.; VON SPERLING, M.; MATOS, A. T. Clogging in horizontal subsurface flow constructed wetlands: influencing factors, research methods and remediation techniques. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, v. 17, n. 1, p. 87-107, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11157-018-9458-1>

MEHRABI, N.; SOLEIMANI, M.; SHARIFIFARD, H.; Yeganeh, M. M. Optimization of phosphate removal from drinking water with activated carbon using response surface methodology (RSM). *Desalination and Water treatment*, v. 57, n. 33, p. 15613-15618, 2016. <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1070763>

MINISTÉRIO DA SAÚDE. Portaria N° 888, de 04 de maio de 2021. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. 2021. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-gm/ms-n-888-de-4-de-maio-de-2021-318461562>. Acesso em: 09 nov. 2022.

MITRA, S.; CHAKRABORTY, A. J.; TAREQ, A. M.; EMRAN, T. B.; NAINU, F.; KHUSRO, A.; IDRIS, A. M.; KHANDAKER, M. U.; OSMAN, O.; FAHAD A. ALHUMAYDHI, F. F.; SIMAL-GANDARA, J. Impact of heavy metals on the environment and human health: Novel therapeutic insights to counter the toxicity. *Journal of King Saud University-Science*, p. 101865, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2022.101865>

MOHAMMAD-PAJOOH, E.; TURCIOS, A. E.; CUFF, G., WEICHHREBE, D.; ROSENWINKEL, K. H.; VEDENYAPINA, M. D.; SHARIFULLINA, L. R. Removal of inert COD and trace metals from stabilized landfill leachate by granular activated carbon (GAC) adsorption. *Journal of environmental management*, v. 228, p. 189-196, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.020>

MOLLE, P.; LIÉNARD, A.; BOUTIN, C.; MERLIN, G.; IWEMA, A. How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems. *Water Science and Technology*, v. 51, n. 9, p. 11-21, 2005. <https://doi.org/10.2166/wst.2005.0277>

MONDAL, M. K. Removal of Pb (II) ions from aqueous solution using activated tea waste: adsorption on a fixed-bed column. *Journal of Environmental Management*, v. 90, n. 11, p. 3266-3271, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.05.025>

MOTA, F. A. C.; JÚNIOR, E. S.; SANTANA, G. Potencial de fitorremediação da *Alocasia macrorrhiza* para Co, Cu, Ni e Zn. *Scientia Amazonia* v. 5, n. 3, p. 11-20, 2016. ISSN:2238.1910

NASRABADI, T.; RUEGNER, H.; SCHWIENSTEK, M.; BENNETT, J.; VALIPOUR, F. S., GRATHWOHL, P. Bulk metal concentrations versus total suspended solids in rivers: Time-invariant & catchment-specific relationships. *PloS one*, v. 13, n. 1, p. e0191314, 2018. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0191314>

NUNES, J.A.S.; FRANKEN, W.K.; VITAL, A.R.T. Lago de Serpa: Limnologia e qualidade da água. I Congresso de Iniciação Científica PIBIC/CNPq - PAIC/FAPEAM. Manaus, 2012.

OBARSKA-PEMPKOWIAK, H.; GAJEWSKA, M. The Removal of Nitrogen Compounds in Constructed *Wetlands* in Poland. *Polish Journal of Environmental Studies*, v. 12, n. 6, p. 739-746, 2003.

PACIFICO, A. C. N.; NASCIMENTO, A. C. S.; CORRÊA, D. S. S.; PENTEADO, I. N.; BORGES, J. P. P.; GOMES, M. C. R. L.; GOMES, U. A. F. Tecnologia para acesso à água na várzea amazônica: impactos positivos na vida de comunidades ribeirinhas do Médio Solimões, Amazonas, Brasil. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 37, p. e00084520, 2021. <https://doi.org/10.1590/0102-311X00084520>

PANTOJA, N. G. P.; CASTRO, L. M.; ROCHA, S. D.; SILVA, J. A.; RIBEIRO, J. S. P.; DONALD, A. R.; SILVA, L. M.; OLIVEIRA, T. C. D. S. Quality of the Solimões River water for domestic use by the riverine community situated in Manacapuru-Amazonas-Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 23, n. 12, p. 11395-11404, 2016. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5025-2>

PARDE, D.; PATWA, A.; SHUKLA, A.; VIJAY, R.; KILLEDAR, D. J. A review of constructed wetland on type, treatment and technology of wastewater. *Environmental technology e innovation*, v. 21, p. 101261, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101261>

PÄRN, J.; PINAY, G.; MANDER, Ü. Indicators of nutrients transport from agricultural catchments under temperate climate: A review. *Ecological indicators*, v. 22, p. 4-15, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.10.002>

PARRA, F. E. M. Caracterización del Bore (*Alocasia macrorrhiza*) y su utilización como fuente alternativa para la alimentación animal. *Revista De Investigaciones Agroempresariales*, v. 1, p. 95-106, 2015. <https://doi.org/10.23850/25004468.313>

PASCOALOTO, D.; OLIVEIRA, T. S. Organismos aquáticos e educação ambiental como tema para a formação de disseminadores da importância dos recursos hídricos na região do Tarumã, Manaus – AM. In: *Amazônia das águas: qualidade,*

ecologia e educação ambiental. Manaus: Valer/Fapeam/Inpa, 2016. Cap, 12, p. 217-237.

PERDANA, M. C.; SUTANTO, H. B.; PRIHATMO, G. Vertical Subsurface Flow (VSSF) constructed *wetland* for domestic wastewater treatment. In: IOP Conference Series: Earth and Environmental Science. IOP Publishing, 2018. p. 012025. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/148/1/012025>

PEREIRA, A. M.; RAMOS, A. M. Determinação de variáveis físico-químicas da água do Lago de Serpa no município de Itacoatiara/AM. XVI Semana Nacional de Ciência e Tecnologia. Itacoatiara, 2022. ISSN 2594-8237

PEREIRA, E. L. S. Subsídios para a fase diagnóstica do enquadramento do Lago de Serpa em itacoatiara/am. 2019. Dissertação (Mestrado em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos) Universidade do Estado do Amazonas, Manaus, 2019.

PIGNATA, C.; FEA, E.; ROVERE, R.; DEGAN, R.; LORENZI, E.; CEGLIA, M.; SCHILIRÒ, T.; GILLI, G. Chlorination in a wastewater treatment plant: acute toxicity effects of the effluent and of the recipient water body. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 184, n. 4, p. 2091-2103, 2012. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2102-y>

PINHEIRO, L. A.; BORGES, J. T. Avaliação hidroquímica qualitativa das águas do baixo rio Negro. RUnPetro-ISSN 2316-6681, v. 1, n. 2, p. 23-32, 2013. ISSN 2316-6681

PIO, M. C. S.; MOTA, F. A. C.; SANTANA, G. P. Performance of constructed wetland in the decontamination of water contaminated with potentially toxic metals: efficiency of the consortium *Pistia stratiotes* and *Alocasia machorriza*. *Review of Research*, v. 6, p. 1-7, 2017.

PIO, M. C. S.; SOUZA, K. S.; SANTANA, G. P. Capacidade da *Lemna aequinoctialis* para acumular metais pesados de água contaminada. *Acta Amazonica*, v. 43, n. 2, p. 203-210, 2013. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672013000200011>

QUAN, Q.; SHEN, B.; ZHANG, Q.; ASHRAF, M. A. Research on phosphorus removal in artificial *wetlands* by plants and their photosynthesis. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 59, 2016. <https://doi.org/10.1590/1678-4324-2016160506>

QUARTAROLI, L.; CARDOSO, B. H.; RIBEIRO, G. P.; SILVA, G. H. R. Wastewater Chlorination for Reuse, an Alternative for Small Communities. *Water Environment Research*, v. 90, n. 12, p. 2100-2105, 2018. <https://doi.org/10.2175/106143017X15131012188231>

QUEIROZ, M. M. A., HORBE, A. M. C., SEYLER, P., & MOURA, C. A. V. Hidroquímica do rio Solimões na região entre Manacapuru e Alvarães: Amazonas-

Brasil. Acta amazonica, v. 39, n. 4, p. 943-952, 2009. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672009000400022>

QUESADA, S.; TENA, A., GUILLÉN, D.; GINEBRED, A.; VERICAT, D.; MARTÍNEZ, E.; NAVARRO-ORTEGA, A.; BATALLA, R.J.; BARCELÓ, D. Dynamics of suspended sediment borne persistent organic pollutants in a large regulated Mediterranean river (Ebro, NE Spain). *Science of the total environment*, v. 473, p. 381-390, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.11.040>

RAHMAN, A.; RAHAMAN, H. Contamination of arsenic, manganese and coliform bacteria in groundwater at Kushtia District, Bangladesh: human health vulnerabilities. *Journal of water and health*, v. 16, n. 5, p. 782-795, 2018. <https://doi.org/10.2166/wh.2018.057>

REIS, W. D.; SANTOS, A. D. A.; OLIVEIRA, E. D. C.; ITO, J. B. Constructed wetlands as post treatment of a decanter digester followed by an anaerobic filter. *Revista Ambiente & Água*, v. 14, n. 4, 2019. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2335>

RIBEIRO, M. R.; DE ABREU, L. C.; LAPORTA, G. Z. Drinking water and rural schools in the Western Amazon: an environmental intervention study. *PeerJ*, v. 6, p. e4993, 2018. <https://doi.org/10.7717/peerj.4993>

RÍOS-VILLAMIZAR, E. A.; PIEDADE, M. T. F.; DA COSTA, J. G.; ADENEY, J. M.; JUNK, W. J. Chemistry of different Amazonian water types for river classification: a preliminary review. *Water and society II*, v. 178, p. 1117, 2013. <https://doi.org/10.2495/WS130021>

RODDAZ, M.; VIERS, J.; MOREIRA-TURCQ, P.; BLONDEL, C.; SONDAG, F.; GUYOT, J. J.; MORIRA, L. Evidence for the control of the geochemistry of Amazonian floodplain sediments by stratification of suspended sediments in the Amazon. *Chemical Geology*, v. 387, p. 101-110, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2014.07.022>

RODRIGUES, E. B.; SANTOS, M. A. A.; LAPOLLI, F. R. Zona de raízes: experiência vivenciada numa escola rural no município de Campos Novos/SC. *Revista Engenharia e Construção Civil*, v. 2, n. 2, 2015. <https://doi.org/10.3895/S2358-02592015000200004>

ROSINGER, A. Y. Household water insecurity after a historic flood: Diarrhea and dehydration in the Bolivian Amazon. *Social Science & Medicine*, v. 197, p. 192-202, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.socscimed.2017.12.016>

SAEED, T.; SUN, G.. 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*, v. 112, p. 429-448, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.011>

SAHOO, T. R.; PRELOT, B. Adsorption processes for the removal of contaminants from wastewater: the perspective role of nanomaterials and nanotechnology. In: BONELLI, B.; FREYRIA, F. S.; ROSSETTI, I.; SETHI, R. Nanomaterials for the detection and removal of wastewater pollutants. Elsevier, 2020. Cap. 7, p. 161-222.

SALEEM, J.; SHAHID, U. B.; HIJAB, M.; MACKEY, H.; MCKAY, G. Production and applications of activated carbons as adsorbents from olive stones. *Biomass Conversion and Biorefinery*, v. 9, n. 4, p. 775-802, 2019. <https://doi.org/10.1007/s13399-019-00473-7>

SANTANA, G. P.; JESUS, J. A. Estudo de Presentes na *Mauritia flexuosa L.* e *Euterpe precatoria mart.* da Região do Polo Industrial de Manaus. *Revista Scientia Amazonia*, v. 1, n. 1, p. 21-24, 2012. ISSN:2238-1910

SCHEUFELE, F. B.; MÓDENES, A. N.; BORBA, C. E.; RIBEIRO, C.; ESPINOZA-QUIÑONES, F. R.; BERGAMASCO, R.; PEREIRA, N. C. Monolayer–multilayer adsorption phenomenological model: kinetics, equilibrium and thermodynamics. *Chemical Engineering Journal*, v. 284, p. 1328-1341, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.09.085>

SEDOU, M.; SEYF-LAYE, A. S.; TCHAKALA, I.; ISHAKA, O. Optimization of Domestic Wastewater Treatment in Kara City by Artificial Swamp. *Journal of Environment Pollution and Human Health*, v. 9, n. 1, p. 22-26, 2021. <https://doi.org/10.12691/jepmh-9-1-4>

SEZERINO, P. H.; ROUSSO, B. Z.; PELISSARI, C.; SANTOS, M. O.; FREITAS, M. N.; FECHINE, V. Y.; LOPES, A. M., B. *Wetlands* Construídos Aplicados No Tratamento de Esgoto Sanitário: recomendações para implantação e boas práticas de operação e manutenção. Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde, Florianópolis: GESAD – Universidade Federal de Santa Catarina, 2018. Disponível em: <https://gesad.ufsc.br/files/2019/01/Sezerino-et-al.-2018.pdf>. Acesso em: 10 nov. 2022.

SHARMA, G.; SHARMA, S.; KUMAR, A.; LAI, C. W.; NAUSHAD, M.; IQBAL, J.; STADLER, F. J. Activated carbon as superadsorbent and sustainable material for diverse applications. *Adsorption Science & Technology*, v. 2022, 2022. <https://doi.org/10.1155/2022/4184809>

SHMAEFSKY, B. R. Principles of phytoremediation. In: *Phytoremediation*. Springer, 2020. Cap. 1, p. 1-26. https://doi.org/10.1007/978-3-030-00099-8_1

SHUKLA, R. GUPTA, D.; SINGH, G.; MISHRA, V. K. Performance of horizontal flow constructed wetland for secondary treatment of domestic wastewater in a remote tribal area of Central India. *Sustainable Environment Research*, v. 31, n. 1, p. 1-10, 2021. <https://doi.org/10.1186/s42834-021-00087-7>

SILVA, A. E. P.; ANGELIS, C. F.; MACHADO, L. A. T.; WAICHAMAN, A. V. Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus. *Acta amazônica*, v. 38, n. 4, p. 733-742, 2008. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672008000400017>

SILVA, M. B. Análise dos níveis de metais potencialmente tóxicos e análise microbiológica nas águas da bacia do Educandos (MANAUS – AM). 2010. Dissertação (Mestrado em Biotecnologia e Recursos Naturais) – Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia e Recursos Naturais da Amazônia, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2010.

SILVA, M. S. R. Bacia hidrográfica do Rio Amazonas: contribuição para o enquadramento e preservação. 2013. Tese (Doutorado em Química) Universidade do Federal do Amazonas, Manaus, 2013.

SILVA, M. S. R.; CUNHA, H. B.; FONSECA, S. A. A química das águas de superfície dos rios da bacia amazônica: uma contribuição para classificação de acordo com seus usos preponderantes. In: XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos – ABRhidro, 2011.

SIOLI, H. The Amazon and its main affluents: hydrography, morphology of the river courses, and river types. In: *The Amazon*. Springer, 1984. Cap. 5, p. 127-165. https://doi.org/10.1007/978-94-009-6542-3_5

SOLÍS-FUENTES, J. A. HERNÁNDEZ-CEJA, Y.; HERNÁNDEZ-MEDEL, M. R.; GARCÍA-GÓMEZ, R. S.; BERNAL-GONZÁLEZ, M.; MENDOZA-PÉREZ, S.; BAZÚA, M. C. D. D. Quality improvement of *jaggery*, a traditional sweetener, using bagasse activated carbon. *Food Bioscience*, v. 32, p. 100444, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.fbio.2019.100444>

SOUNTHARARAJAH, D. P.; LOGANATHAN, P.; KANDASAMY, J.; VIGNESWARAN, S. Column studies on the removal of dissolved organic carbon, turbidity and heavy metals from stormwater using granular activated carbon. *Desalination and Water Treatment*, v. 57, n. 11, p. 5045-5055, 2016. <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.999717>

SOUSA, A. G. S. Desenvolvimento de sistema *wetlands* construído combinado com reator eletroquímico para tratamento de efluentes contaminados com metais potencialmente tóxicos (MPT). 2014. Dissertação (Mestrado em Química) - Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2014.

SOUZA-FILHO, E. A.; HORTÊNCIO-BATISTA, I.; ALBUQUERQUE, C. C. D. Levantamiento de aspectos físico-químicos de las aguas de microbacia del mindu en Manaus-Amazonas. *Revista Geográfica de América Central*, n. 63, p. 295-321, 2019. <http://dx.doi.org/10.15359/rgac.63-2.13>

STEFANAKIS, A.; AKRATOS, C.; TSIHRINTZIS, V. Constructed wetlands classification: eco-engineering systems for wastewater and sludge treatment. In: *Vertical flow constructed wetlands*. 1. Ed. Elsevier, 2014. Cap. 2, p. 17-25. <https://doi.org/10.1016/C2012-0-01288-4>

TAN, K. L.; HAMEED, B. H. Insight into the adsorption kinetics models for the removal of contaminants from aqueous solutions. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, v. 74, p. 25-48, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2017.01.024>

THALLA, A. K.; DEVATHA, C. P.; ANAGH, K.; SONY, E. Performance evaluation of horizontal and vertical flow constructed wetlands as tertiary treatment option for secondary effluents. *Applied Water Science*, v. 9, n. 6, p. 1–9, 2019. <https://doi.org/10.1007/s13201-019-1014-9>

THAMPATTI, K. C M.; BEENA, V. I.; MEERA, A. V.; AJAYAN, A. S.. Phytoremediation of Metals by Aquatic Macrophytes. In: *Phytoremediation*. Springer, 2020. Cap. 6, p. 153-204. https://doi.org/10.1007/978-3-030-00099-8_6

THANI, M. N. S.; GHAZI, M. R.; WAHAB, A. I. R.; AMIN, M. M. F., HAMZAH, Z.; YUSOFF, N. N. R. Optimization of phytoremediation of nickel by *Alocasia puber* using response surface methodology. *Water*, v. 12, n. 10, p. 2707, 2020. <https://doi.org/10.3390/w12102707>

THANI, N. S. M.; GHAZI, R. M.; AMIN, M. F. M.; HAMZAH, Z. Phytoremediation of heavy metals from wastewater by constructed wetland microcosm planted with *Alocasia puber*. *Jurnal Teknologi*, v. 81, n. 5, p. 17-23, 2019. <https://doi.org/10.11113/jt.v81.13613>

THITHAI, V.; JIN, X.; AJAZ AHMED, M.; CHOI, J. W. Physicochemical properties of activated carbons produced from coffee waste and empty fruit bunch by chemical activation method. *Energies*, v. 14, n. 11, p. 3002, 2021. <https://doi.org/10.3390/en14113002>

TRIPATHI, S.; SINGH, V. K.; SRIVASTAVA, P.; SINGH, R.; DEVI, R. S.; KUMAR, A.; BHADOURIA, R. Phytoremediation of organic pollutants: current status and future directions. In: *Abatement of environmental pollutants*. Elsevier, 2020. Cap. 4, p. 81-105. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818095-2.00004-7>

VASCONCELOS, M. A.; OLIVEIRA, I. B. Especificação Química do Sulfato em Águas Subterrâneas do Domínio Hidrogeológico Sedimentar do Estado da Bahia-Brasil, Utilizando o Método Tableau. *Águas Subterrâneas*, v. 32, n. 2, p. 256-266, 2018. <https://doi.org/10.14295/ras.v32i2.29119>

VERHOEVEN, J. T. A; MEULEMAN, A. F. M. *Wetlands* for wastewater treatment: opportunities and limitations. *Ecological engineering*, v. 12, n. 1-2, p. 5-12, 1999. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(98\)00050-0](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(98)00050-0)

VIANA, M. C. Estudo de contaminantes em água, sólidos totais suspensos e sedimentos de igarapés da zona urbana de Manaus-Amazonas. 2018. Dissertação (Mestrado em Química) - Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2018.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 4. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience. *Environmental science & technology*, v. 45, n. 1, p. 61-69, 2011. <https://doi.org/10.1021/es101403q>

VYMAZAL, J. Removal of phosphorus in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow in the Czech Republic. In: *Biogeochemical Investigations of Terrestrial, Freshwater, and Wetland Ecosystems across the Globe*. Springer, Dordrecht, 2004. p. 657-670. https://doi.org/10.1007/978-94-007-0952-2_45

WANG, G. Study on the Pond Water Purification Effect by *Pistia stratiotes* and *Alocasia macrorrhiza*. *Water Purification Technologies*. v. 27, p. 46-49, 2008.

WANG, J.; GUO, X. Adsorption kinetic models: Physical meanings, applications, and solving methods. *Journal of Hazardous materials*, v. 390, p. 122156, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122156>

WANG, J.; WANG, W.; XIONG, J., LI, L.; ZHAO, B.; SOHAIL, I.; HE, Z. A constructed wetland system with aquatic macrophytes for cleaning contaminated runoff/storm water from urban area in Florida. *Journal of Environmental Management*, v. 280, p. 111794, 2021.

WANG, Q.; ZHOU, G.; QIN, Y.; WANG, R.; LI, H.; XU, F.; DU, Y.; ZHAO, C.; ZHANG, H.; KONG, Q. Sulfate removal performance and co-occurrence patterns of microbial community in constructed *wetlands* treating saline wastewater. *Journal of Water Process Engineering*, v. 43, p. 102266, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102266>

WILHELM, N.; KAUFMANN, A.; BLANTON, E.; LANTAGNE, D. Sodium hypochlorite dosage for household and emergency water treatment: updated recommendations. *Journal of Water and Health*, v. 16, n. 1, p. 112–125 2018. <https://doi.org/10.2166/wh.2017.012>

WOLFARTH-COUTO, B.; FILIZOLA, N.; DURIEUX, L. Padrão sazonal dos casos de malária e a relação com a variabilidade hidrológica no Estado do Amazonas, Brasil. *Revista Brasileira de Epidemiologia*, v. 23, p. E200018, 2020. <http://dx.doi.org/10.1590/1980-549720200018>

WU, H.; GAO, X.; WU, M.; ZHU, Y.; XIONG, R.; YE, S. The efficiency and risk to groundwater of constructed wetland system for domestic sewage treatment - A case study in Xiantao, China. *Journal of Cleaner Production*, v. 277, p. 123384, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123384>

WU, S.; KUSCHK, P.; WIESSNER, A.; MÜLLER, J.; SAAD, R. A.; DONG, R. Sulphur transformations in constructed *wetlands* for wastewater treatment: a review. *Ecological engineering*, v. 52, p. 278-289, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.11.003>

XU, K.; PÉREZ-RÀFOLS, C.; MARCHOUD, A.; CUARTERO, M.; CRESPO, G. A.. Anodic Stripping Voltammetry with the Hanging Mercury Drop Electrode for Trace Metal Detection in Soil Samples. *Chemosensors*, v. 9, n. 5, p. 107, 2021. <https://doi.org/10.3390/chemosensors9050107>

YAMAGUCHI, N. U.; RUBIO, A. J.; BERGAMASCO, R. Activated carbon loaded with manganese and iron for glyphosate adsorption: Kinetics, isotherms and thermodynamic studies. *Revista Ambiente & Água*, v. 14, n. 6, 2019. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2414>

YARGEAU, V. Water and wastewater treatment: chemical processes. In: *Metropolitan Sustainability*. Woodhead Publishing, 2012. Cap. 17, p. 390-405. <https://doi.org/10.1533/9780857096463.3.390>

ZHAO, D.; WANG, T.; HAN, D.; RUSINEK, C.; STECKL, A. J.; HEINEMAN, W. R. Electrospun Carbon Nanofiber Modified Electrodes for Stripping Voltammetry. *Analytical Chemistry*, v. 87, n. 18, p. 9315-9321, 2015. <https://doi.org/10.1021/acs.analchem.5b02017>

ZHAO, Q.; HUANG, J. C.; HE, S.; ZHOU, W. Enhancement of a constructed wetland water treatment system for selenium removal. *Science of The Total Environment*, v. 714, p. 136741, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136741>

ZOPPAS, F. M.; BERNARDES, M. A.; MENEGUZZI, A. Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 21, n. 1, p. 29-42, 2016. <https://doi.org/10.1590/S1413-41520201600100134682>