



## II-610 - INFLUÊNCIA DO FORMATO DE CONCHAS MARINHAS COMO SUBSTRATO EM WETLAND CONSTRUÍDOS DE FLUXO DE MARÉ (TIDAL-FLOW) NO TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA.

### **Maria Beatriz da Silva Marques** <sup>(1)</sup>

Tecnóloga em Saneamento Ambiental pelo Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE). Mestranda em tecnologia e gestão ambiental pelo Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE).

### **Kelly de Araújo Rodrigues Pessoa** <sup>(2)</sup>

Engenheira Civil formada pela Universidade Estadual do Maranhão. Mestre em Saneamento Ambiental pelo pela Universidade Federal do Ceará (UFC). Doutora em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos – USP. Atualmente, é professora/pesquisadora do IFCE-Campus Fortaleza, é coordenadora do Laboratório de Tecnologia Ambiental (LATAM) e Docente permanente do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPGERN) da Universidade Federal do Ceará (UFC).

### **Glória Maria Marinho Silva** <sup>(3)</sup>

Professora titular e pesquisadora do IFCE. Coordenadora do Mestrado em Tecnologia e Gestão Ambiental do IFCE. Possui graduação em Farmácia-bioquímica pela Universidade Federal do Ceará (UFC). Mestrado em Engenharia Civil (Saneamento Ambiental) pela UFC e Doutorado em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos/USP. Pós-doutorado pela Universidade do Minho – PT.

### **Marcus Vinicius Freire de Andrade**

Professor efetivo do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará - Campus de Sobral, coordenador de Pesquisa, Pós-Graduação e Inovação do campus de Sobral. Docente do Mestrado em Tecnologia e Gestão Ambiental do IFCE campus Fortaleza. Tecnólogo em Gestão Ambiental pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia (IFCE), Doutor em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos (USP).

Endereço<sup>(1)</sup>: Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE)-Av. Treze de Maio, 2081 - Benfica, Fortaleza - CE, 60040-531 - e-mail: [mbeatrizmarques11@gmail.com](mailto:mbeatrizmarques11@gmail.com)

### **RESUMO**

Foram construídos e encontram-se em operação dois wetlands construídos de escoamento subsuperficial vertical descendente (WC1 e WC2), operados em regime de fluxo de maré (*tidal flow*). Tijolo cerâmico e conchas marinhas, da espécie *Anomalocardia brasiliiana*, foram usados como substratos e os sistemas vegetados com *Echinodorus subalatus*. No WC1 foi colocada uma camada de conchas inteiras (4,4 cm) e, no WC2, a camada de igual espessura recebeu conchas trituradas, a fim de verificar se o formato (inteiro ou triturado) das conchas influencia no desempenho de tratamento de água cinza. Os wetlands estão sendo alimentados de forma intermitente, com períodos de cheio e vazio de 48 h e 24 h, respectivamente. Estão sendo feitas coletas do afluente e efluente e determinados: demanda química de oxigênio, nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrito, fósforo, pH, alcalinidade e surfactante aniônico. Os dados aqui obtidos correspondem ao período de adaptação, tendo-se registrada remoção média de matéria orgânica, em termos de DQO, de 40,00% a 70,42% (WC1) e de 42,78% a 70,52% (WC2), com aumento de eficiência na última semana de adaptação. Também foram obtidas eficiências médias de remoção de amônia, de 58%, em ambos os wetlands, e de 95,58% (WC1) e 97,49% (WC2) para o nitrato, sendo esta possivelmente relacionada à adsorção ao substrato e à absorção desse nutriente pelas plantas. O WC1 apresentou eficiência média geral de remoção de fósforo, no período de adaptação, de 32,41%, e WC2 teve eficiência média de 40%. Os dois tanques não diferiram estaticamente em nenhum dos parâmetros analisados para os dados levantados nesse período de aclimação, de modo que se requer a operação do sistema nessa próxima etapa para avaliar de maneira conclusiva se o formato da concha influencia no melhor tratamento da água cinza.

**PALAVRAS-CHAVE:** *Echinodorus subalatus*. Resíduos. Substratos emergentes. Tratamento descentralizado. Wetlands *tidal flow*.



A escassez hídrica e os problemas relacionados ao mau uso e desperdício de água são uma preocupação global. Dentre os principais problemas que levam a diminuição da qualidade e consequente menos distribuição a poluição antrópica se destaca, tem como uma das principais fontes o despejo inadequado de efluentes, com tratamento parcial ou sem nenhum tratamento (esgoto “in natura) (X. Tan et al., 2020).

Os esgotos provenientes de residências, industriais e atividades agrícolas caracterizam-se por apresentar grandes quantidades de matéria orgânica e nutrientes, principalmente Nitrogênio (N) e Fósforo (P). A presença desses poluentes diminui o nível de oxigênio no meio que pode ocasionar na predominância de ambientes anóxicos e anaeróbios que é danoso para o ecossistema aquático. O excesso de N e P propiciam no fenômeno de eutrofização do corpo hídrico, além de que algumas formas de nitrogênio como Nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) e Nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) podem ser tóxicos e prejudiciais para alguns tipos de peixes e seres humanos (Chand et; al 2021 e Kamilya et; al 2022).

A busca por tecnologias de tratamento de esgoto que proporcionem tratamento efetivo e que diminua o excesso de gasto e consumo de água em seus processos, assim como possibilitem amplo acesso de atendimento as populações tem se intensificado nos últimos anos.

Wetlands Construídas (WC), é uma tecnologia descentralizada de tratamento de esgotos, que proporciona elevada eficiência de remoção e que apresenta vantagens frente as tecnologias tradicionais de poluentes, são de fácil instalação, operação e manutenção, baixos custos financeiros, necessitam de menores áreas para implantação, capacidade de ampliação dos sistemas alta, menor geração ou mínima de lodo em seus processos, sendo consideradas ecologicamente segura e sustentável para o meio ambiente (Saeed et al., 2020; Liu et al., 2014).

Wetlands Construídos, são sistemas compostos por substratos que forma um leito filtrante, esses substratos também são conhecidos como meios, matriz/material de suporte e material de enchimento, onde são plantadas macrófitas onde a integração de meio suporte, planta e micro-organismos que ali se desenvolvem possibilitam a remoção de poluentes e degradação de matéria orgânica por meio de processos de filtração, adsorção, sedimentação e transformações biológicas (Zamora et al., 2019).

Os substratos tradicionais mais utilizados são, areia e brita. Entretanto, podem ser utilizado materiais de custo baixo ou o aproveitamento de resíduos provenientes de outras atividades, que são classificados como substratos emergentes (X. Tan, et., al 2019; Y. Yang et al., 2018).

Os tijolos de cerâmica e as conchas marinhas são dois materiais que podem ser utilizados como substratos emergentes em wetland construídos, para a remoção de matéria orgânica e nutrientes (Bermudez, 2022). O tijolo cerâmico é um material que apresenta em sua composição cálcio, alumínio e ferro que proporcionam uma boa remoção de fósforo por adsorção (Liu et al., 2014; Saeed et al., 2020). Já as conchas marinhas possuem em sua composição carbonato de cálcio que é benéfico para auxiliar a remoção do P por precipitação. Além disso a utilização desses dois materiais é uma alternativa viável para o reaproveitamento de resíduos, pois esses materiais são oriundos da atividade civil e marisqueira.

A remoção de nitrogênios em wetlands tradicionais é baixa, devido à limitação de oxigênio disponível no leito. Estratégias operacionais vêm sendo propostas pra possibilitar o aumento de transferência do oxigênio nesses sistemas, uma dessas, denominada de fluxo de maré, consiste na alteração do fluxo, através do escoamento descontínuo, por meio da variação entre períodos cheios e vazios do tanque o que possibilita a criação de zonas anaeróbias, anóxicas e aeróbias nos tanques, facilitando, particularmente, as transformações necessárias para a remoção de nitrogênio que requer a existência desses ambientes (Saeed; Miah, 2021; Tan X et., al 2020).

É importante o uso de macrófitas nativas da região de estudo (endêmica), uma vez que já estão adaptadas às variações e condições de clima local e evitam a possibilidade de invasão de espécies de outras regiões (Bermudez, 2022).

Assim, visando observar o desempenho do sistema com emprego de uma macrófita regional do semiárido, foi proposto o uso de *Echinodorus subalatus* na vegetação de sistemas WC em escala de bancada, sendo operados em fluxo de marés, visando avaliar a eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes (N e P), sendo empregado conchas marinhas e tijolos cerâmicos como substratos alternativos na composição do leito filtrante.

## OBJETIVOS:

Este estudo objetiva avaliar a eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes (N e P) em wetlands de bancada construído com escoamento de fluxo em marés e leito filtrante de tijolo cerâmico e concha marinhas. Assim como objetiva avaliar a influência do uso de camada de concha inteira e triturada na eficiência de remoção; comparar o desempenho do sistema operado com *Echinodurus subalatus* com outros reportados na literatura e verificar a capacidade de adsorção dos materiais suporte empregados (tijolo e concha);

## MATERIAIS E MÉTODOS

### Construção e características dos WC em escala de laboratório

Os wetlands foram montados no Laboratório de Tecnologia Ambiental (LATAM) que faz parte e fica localizado no Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) campus Fortaleza (3°44'38.9"S 38°32'09.8"O).

Foram construídos dois WC (WC1 e WC2), montados em recipientes plástico de base retangular (0,42 x 0,27 x 0,29 m), com volume total de 30 L. Na parte inferior dos wetlands foi instalada uma tubulação de drenagem de plástico e saída do efluente, dotada de torneira na extremidade externa aos wetlands para controle do escoamento e coleta do efluente tratado ao final de cada ciclo.

A alimentação dos taques foi feita por gotejamento a partir de tubulação em policloreto de vinil (PVC) (DN 25 mm), que foi perfurada na parte superior com um furo de 10 mm onde a mangueira era acoplada e na parte inferior foram perfurados 8 furos com, aproximadamente, 1 mm de diâmetro e espaçamento entres de aproximadamente 5 cm para propiciar o gotejamento do afluente, a qual compunha o sistema de distribuição, sendo conectada a uma mangueira em material plástico que partia do reservatório de alimentação com capacidade para 30 L, e assim este reservatório servia para a alimentação dos dois tanques. A figura 1 a seguir mostra a vista frontal dos tanques e sistema de alimentação.

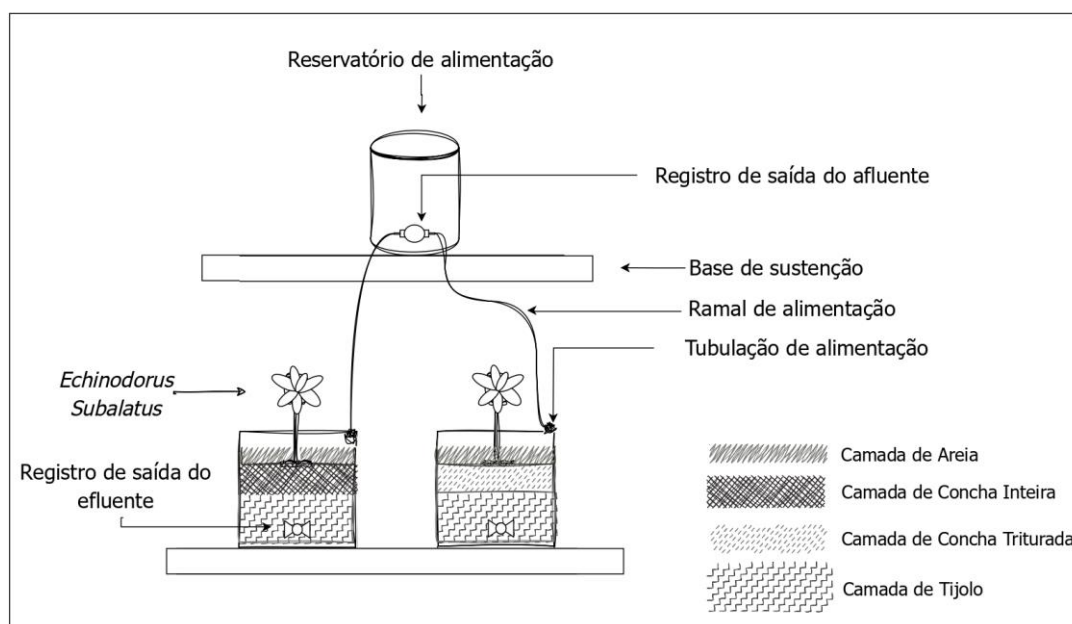


Figura 01: sistema wetland construído composto dos tanques e reservatório de alimentação

O leito apresentava a seguinte disposição de camadas, da base até a parte superior dos wetlands: tijolos fragmentados (13, 2 cm de altura); conchas marinhas (4,4 cm de altura); e areia (4,4 cm de altura). O wetland WC1 recebeu conchas inteira para compor a camada filtrante, e, em WC2, as conchas foram previamente trituradas. A camada de areia foi adicionada para melhor fixação das macrófitas.

Foram utilizadas 6 macrófitas da espécie *Echinodorus subalatus*, sendo 3 em cada wetland, espaçadas entre, aproximadamente, em 10 cm de cada uma.

A caracterização do meio filtrante foi realizada a partir das dimensões dos wetlands e das características dos substratos utilizados. Os parâmetros de projeto foram feitos com base no estudo de Bermudez (2022). Na Tabela 1 são apresentadas características do meio filtrante das unidades.

**Tabela 01: Dimensões e características do meio filtrante WC1 e WC2.**

		WC1	WC 2
Altura da camada (cm)	Concha	4,4	4,4
	Tijolo	13,2	13,2
	Areia	4,4	4,4
Massa do substrato (kg)	Concha	8,0	9,0
	Tijolo	9,0	9,5
	Areia	11	11,2
Porosidade total do leito (%)		51,5	47,8
Borda livre (cm)		5,0	5,0
Volume total do leito (m <sup>3</sup> )		27,0	27,0
Volume útil (L)		13,9	12,9

## Água Cinza

Foi produzida uma água cinza sintética seguindo a metodologia de Bermudez (2022), a qual foi adaptada de Abed e Scholz (2016). A água cinza era composta de macro e micronutrientes a fim de simular o que é encontrado em águas cinzas reais. Foi adicionado à água cinza sintética, 0,300 mL/L de esgoto coletado de caixa de passagem do restaurante universitário do campus, seguindo a proporção utilizada por Bermudez (2022) que para cada 100 mL de efluente sintético, era adicionado 1 L de água cinza real. Na Tabela 2 é mostrada os componentes da água cinza sintética submetida ao tratamento nos wetlands WC1 e WC2, sendo

que a mesma ainda continha produtos de higiene, a saber: creme dental (0,02 g/L), xampu (10 mL) e sabonete líquido (10 mL).

**Tabela 02: Composição água cinza sintética**

Composto	Concentração (g/L)
Celulose microcristalina	0,002
Fosfato de potássio	0,002
Cloreto de sódio	0,025
Extrato de carne	0,100
Amido solúvel	0,005
Sacarose	0,068
Cloreto de amônio	0,051
Bicarbonato de sódio	0,100
Cloreto de cálcio	0,005

#### **Partida e operação dos sistemas wetlands:**

Os WC estão sendo operados em bateladas, com 2 ciclos por semana, de modo que cada ciclo possui 72 h (48 h - 24 h), estando o leito afogado, no período de cheio de 48 h, após o qual a unidade é esvaziada, passando-se as próximas 24 h com o leito vazio, antes do início do novo ciclo. Os tempos de enchimento e de esvaziamento são, respectivamente, de 40 min e 15 min.

Em uma etapa inicial foi feita a adaptação do sistema, com o aumento gradativo da carga orgânica submetida ao mesmo, promovendo-se ao longo de 15 dias a diluição da água, as quais foram de 30% e 60%, antes de alimentá-los com a água cinza integral.

#### **Coleta, parâmetros de monitoramento e estatística:**

As amostras tanto da água cinza sintética afluyente como do efluente foram armazenadas em frasco âmbar, identificadas e guardadas na geladeira a temperatura de 4°C, no máximo por 7 dias, até a realização das análises físicas e químicas.

Foram determinados os seguintes parâmetros para monitoramento da eficiência dos WC: demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio amoniacal (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>), nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), pH, alcalinidade, surfactante aniônico, temperatura, e fósforo total. Os parâmetros DQO, amônia, nitrito, nitrato, pH, fósforo total e surfactante aniônico foram analisados seguindo as metodologias determinadas no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012). O nitrato foi determinado utilizando a metodologia do salicilato de sódio (RODIER, 1990). O parâmetro surfactante aniônico só foi determinado a partir da terceira semana do período de adaptação dos sistemas devido a uma restrição na execução da análise que impossibilitou de ser realizado o monitoramento nas primeiras duas semanas.

Foram feitas a estática descritiva dos dados de monitoramento dos dois tanques (média, máximo, mínimo e desvio padrão) e a eficiência de remoção nos dois tanques (WC1 E WC2). Os valores resposta foram analisados e submetidos ao teste de análise de variância (ANOVA).

#### **RESULTADOS PRELIMINARES:**

Os dados que serão mostrados são referentes ao período de partida e adaptação do sistema composto pelas duas unidades de wetland (WC1 e WC2), em função das variáveis de monitoramento, ao longo de três semanas, com a concentração de matéria orgânica, sendo aumentada semanalmente, como descrito no Material e Métodos.



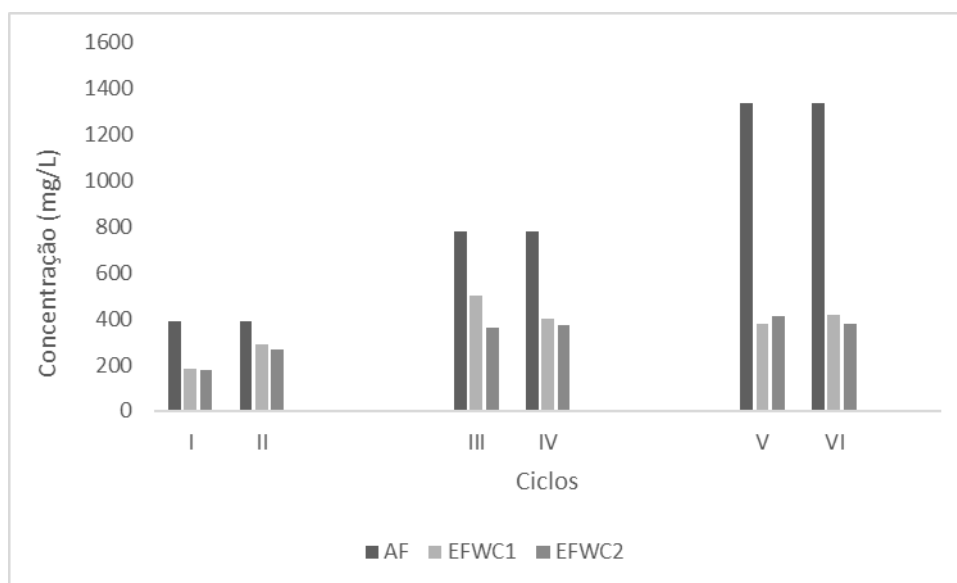
### Matéria Orgânica (DQO) e surfactante:

Nesse período de adaptação, o a remoção média de matéria orgânica, em termos de DQO, variou de 40,00% a 70,42% (WC1) e de 42,78% a 70,52% em (WC2), sendo as maiores eficiências registradas na última semana de adaptação. A tabela 3 a seguir mostra a eficiência média de remoção obtida nos dois tanques.

**Tabela 03: Eficiência de remoção de DQO em WC1 E WC2 no período de adaptação**

Período de Adaptação					Ef. de Remoção (%)	
1ª Semana	Ciclo	AF	EFWC1	EFWC2	EFWC1	EFWC2
	I	390	182,67	177,67	53,16	54,44
	II	390	288,67	268,67	25,98	31,11
Média					40,00	42,78
2ª Semana	III	780	500,00	363,00	35,90	53,46
	IV	780	400,00	373,00	48,72	52,18
	Média					42,31
3ª Semana	V	1340	376,00	410,00	71,94	69,40
	VI	1340	416,67	380,00	68,91	71,64
	Média					70,42

A concentração afluente média de DQO, no último ciclo, foi de 1340 mg/L, obtendo-se no efluente final 416,67 mg/L, em WC1 que continha em seu leito conchas inteiras, e de 380 mg/L, em WC2, no qual as conchas estavam trituradas. Na Figura 2, é mostrada a variação da concentração de matéria orgânica, em DQO, ao longo do período de adaptação.



**Figura 02: DQO afluente (AF) e efluente (EF) no sistema wetland tidal flow ao longo do período de adaptação**

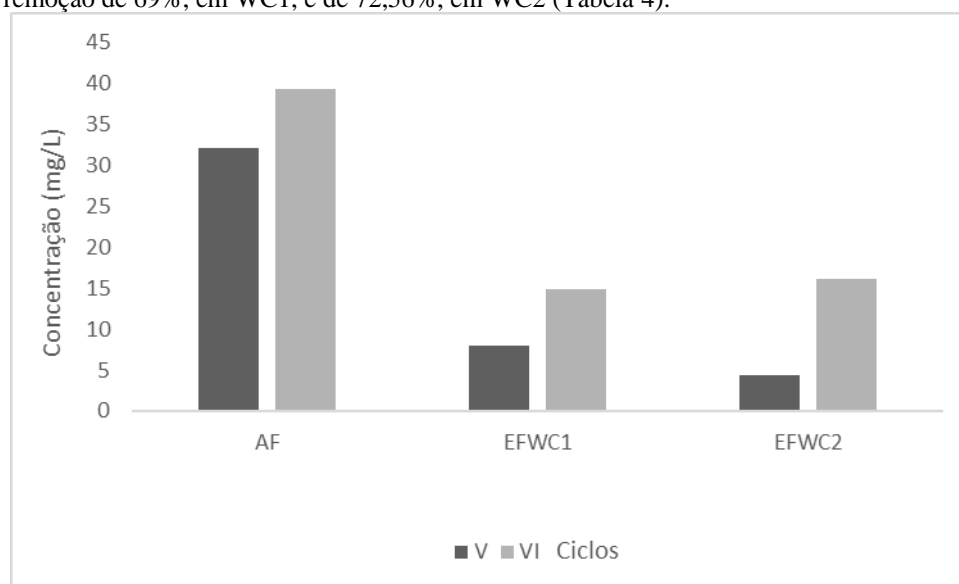
Como se trata ainda de um período de aclimação do sistema, é esperado melhor desempenho do sistema com o findar desta fase. Chand et al. (2022) obtiveram eficiência de remoção média de matéria orgânica DQO de

96,08 %, a partir de uma concentração afluente de 360,08 mg/L, de uma água residuária sintética tratada em wetland com escoamento do fluxo em maré, com tempo de enchimento e vazão de 72-24 h, respectivamente. Porém, os autores relataram que maiores percentuais de remoção nos ciclos foram obtidos na medida que o tempo de operação aumentou, tendo sido alcançada a maior eficiência de remoção de matéria orgânica no 2º ciclo (96,8%).

Na literatura outros autores utilizando substratos emergentes como os empregados nesta pesquisa obtiveram eficiência de remoção de DQO superiores a aqui obtidas, (Pó de pedra 85-90%, SAEED et al. (2022); Biochar 96,8% CHAND et al. (2021); Espiga de milho 86,6%, TAO et al. (2021); Carvão 96% SAEED et al. (2020) ) entretanto como se trata de um período de adaptação dos sistemas, são necessários mais ciclos com o sistema operado com carga de DQO integral para avaliar se os resultados irão ser semelhantes aos encontrados na literatura.

Apesar de no wetland com camada de concha triturada (WC2) a concentração de matéria orgânica, em termos de DQO, no efluente no último ciclo (380 mg/L) ser maior do que a obtida em WC1, de 416,67 mg/L, ao se fazer a análise preliminar da variância ANOVA ( $p < 0,05$ ) entre as duas unidades, no período de adaptação, o formato da concha (inteira e triturada) não pareceu influenciar na eficiência de remoção, não se pode dizer estatisticamente que houve diferença significativa entre os tanques pois o valor de  $p$  foi maior que 0,05 ( $p = 0,6$ ).

A partir da última semana do período de adaptação começou a ser observado no sistema a eficiência de remoção de surfactante aniônico (Figura 3). Nos dois ciclos analisados os sistemas apresentaram eficiência média de remoção de 69%, em WC1, e de 72,56%, em WC2 (Tabela 4).



**Figura 03: Surfactante aniônico afluente (AF) e efluente (EF) do sistema wetland construído tidal flow na terceira semana de adaptação**

**Tabela 04: Eficiência de remoção de surfactante na última semana do período de adaptação**

Período de Adaptação					Ef. de Remoção (%)	
3ª Semana	Ciclo	AF	EFWC1	EFWC2	EFWC1	EFWC2
	V	32,2	7,92	4,43	75,40	86,24
	VI	39,4	14,9	16,2	62,18	58,88
Média					69,00	72,56





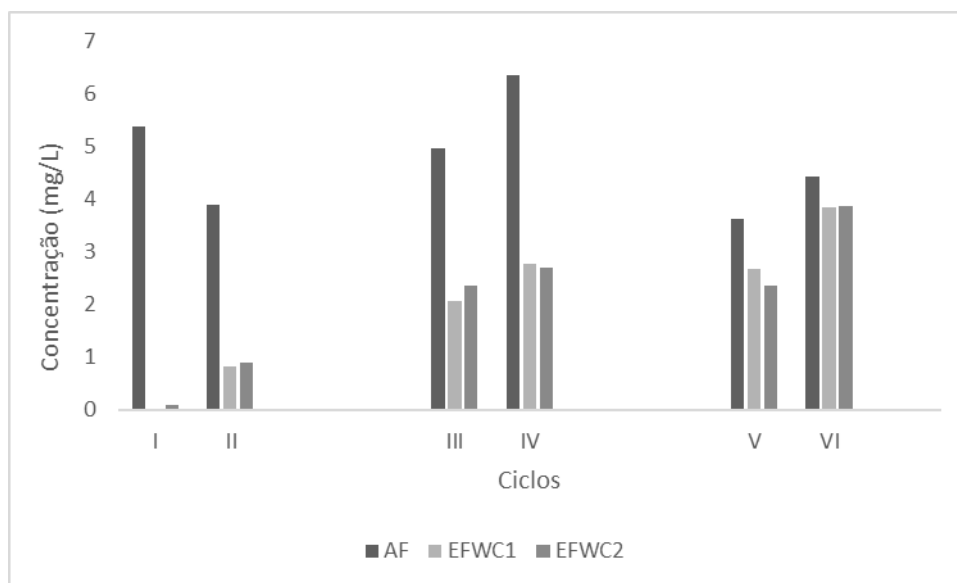
Bermudez (2022) obteve alto desempenho de remoção de surfactante utilizando com concha marinha e tijolos como substratos e utilizando a *Echinodorus subalatus* vegetando wetland construído em escala piloto, com eficiências de remoção superiores à 80%, sendo necessária, na presente pesquisa, a avaliação a ser feita ao longo do período de operação a fim de verificar a manutenção desta eficiência ou mesmo o alcance de maiores percentuais de remoção do surfactante aniônico.

### Remoção de Nitrogênio:

Houve diminuição da eficiência de remoção de amônia ao longo dos ciclos do período de adaptação (Tabela 5 e Figura 4), com a eficiência média geral de remoção de 58% em ambos os wetlands. Isso pode ser explicado devido a estarmos no período de adaptação, a formação de biofilme para remoção por via biológica é limitada, sendo, portanto, a adsorção no substrato possivelmente o caminho principal para a eficiência de remoção aqui obtidos.

**Tabela 05-Eficiência de remoção de amônia no período de adaptação**

Período de Adaptação					Ef. de Remoção (%)	
1ª Semana	Ciclo	AF	EFWC1	EFWC2	EFWC1	EFWC2
	I	5,38	0,03	0,09	99,44	98,33
	II	3,91	0,83	0,91	78,77	76,73
Média					89,00	87,53
2ª Semana	III	4,97	2,06	2,37	58,55	52,31
	IV	6,37	2,78	2,71	72,23	73,64
	Média					65,39
3ª Semana	V	3,62	2,69	2,37	25,69	34,53
	VI	4,43	3,84	3,87	13,32	12,64
	Média					19,50



**Figura 4: Concentração de nitrogênio amoniacal no afluente (AF) e efluente (EF) do sistema wetland construído tidal flow ao longo do período de Adaptação.**

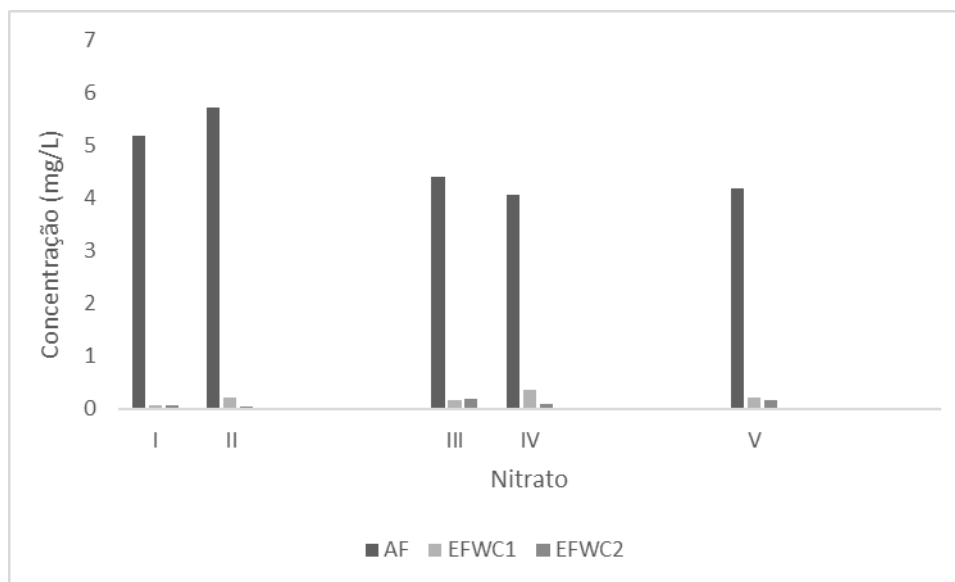


Não foi observada diferença estática significativas para a eficiência de remoção de amônia, pois o valor p do teste ANOVA com a média de eficiência de remoção no período de adaptação deu maior do que 0,05 ( $p=0,98$ ).

A remoção de nitrato ocorreu de maneira eficiente nos dois tanques no período de adaptação, com eficiência média de remoção de 95,58% (WC1) e 97,49% (WC2), com valores de nitrato na saída dos tanques baixos (Tabela 6 e Figura 5). Essa eficiente remoção nesse primeiro estágio, de aclimatação, provavelmente se deu devido a adsorção nos substratos utilizados e a absorção pelas plantas. Segundo Kumar e Sing (2017) a redução de nitrato é influenciada principalmente pela adsorção do substrato, a absorção pelas plantas e degradação microbiana.

**Tabela 06- Eficiência de remoção de nitrato no período de adaptação**

Período de Adaptação					Ef. de Remoção (%)	
1ª Semana	Ciclo	AF	EFWC1	EFWC2	EFWC1	EFWC2
	I	5,19	0,06	0,06	98,84	98,84
	II	5,74	0,21	0,05	96,34	99,13
Média					98,00	98,99
2ª Semana	III	4,42	0,16	0,2	96,38	95,48
	IV	4,07	0,36	0,1	91,15	97,54
	Média					93,77
3ª Semana	V	4,19	0,21	0,17	94,99	95,94



**Figura 5: Concentração de nitrato afluente (AF) e efluente (EF) do sistema *wetland* construído *tidal flow* no período de adaptação**

Os dois wetlands não apresentaram diferenças estatísticas significativas para a eficiência de remoção de nitrato, pois o valor p do teste ANOVA com a média de eficiência de remoção no período de adaptação foi maior que 0,05 ( $p=0,24$ ).



### Remoção de fósforo:

O WC1 apresentou eficiência média geral de remoção de fósforo no período de adaptação de 32,41%, já o WC2 teve eficiência média de 40%, como mostrado na Tabela 7 e na Figura 6, o que pode indicar, melhor desempenho do sistema quando do uso de concha marinha triturada.

**Tabela 07: Eficiência de remoção de fósforo no período de adaptação.**

Período de Adaptação					Ef. de Remoção (%)	
1ª Semana	Ciclo	AF	EFWC1	EFWC2	EFWC1	EFWC2
	I	3,13	1,99	1,86	36,42	40,58
	II	3,74	2,63	1,39	29,68	62,83
Média					33,00	51,70
2ª Semana	III	4,31	2,23	2,8	48,26	35,03
	IV	4,41	3,54	3,23	20,19	27,38
	Média					34,22
3ª Semana	V	3,87	2,9	2,66	25,06	31,27

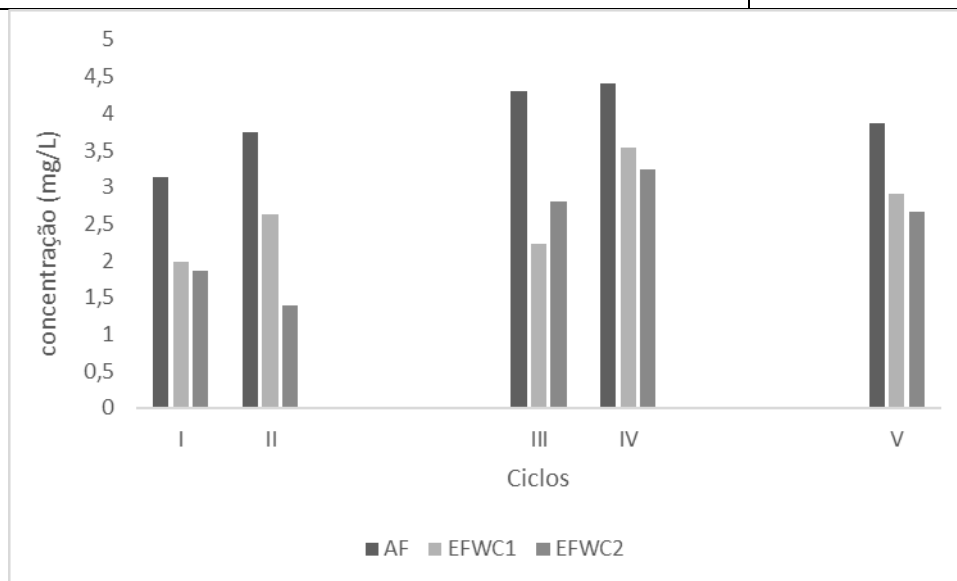


Figura 06: Concentração de fósforo afluente (AF) e efluente (EF) do sistema wetland construído tidal flow nos sistemas no período de adaptação

Os valores de eficiência aqui obtidos no período de adaptação ficaram próximos aos obtidos por Bermudez (2022) que utilizou concha e tijolo como substratos e obteve eficiência média de 45,98%, atribuindo ao uso de conchas marinhas a melhor remoção de fósforo pela sua precipitação ao reagir com o cálcio presente na composição da mesma, sendo que o percentual obtido em outra unidade similar, porém somente com leito de tijolos, a remoção de fósforo foi inferior (10,85%). Encontra-se na literatura, trabalhos que apresentam eficiências de remoção de fósforo com substratos emergentes bem superiores ao por ela obtidos, como Saeed et al., (2020) e X. Tan et al. (2019) que obtiveram eficiências de remoção em WCTF de 97% e 97,8% utilizando bloco de concreto e alumínio ativado como substrato respectivamente. Isto sugere que ao longo da segunda fase desse estudo, após o sistema já está adaptado, possivelmente a eficiência de fósforo deva ser aumentada.

Os dois tanques não apresentaram diferenças estáticas significativas para a eficiência de remoção de fósforo ao longo dos ciclos, pois o valor p do teste ANOVA com a média de eficiência de remoção no período de adaptação deu maior do que 0,05 ( $p=0,37$ ).

### Adaptação das macrófitas:

As mudas da macrófita *Echinodurus subalutus* sofreram impacto da adição da água cinza afluyente, observando-se que murcharam após o primeiro dia de contato, e, partir da segunda semana, com o aumento da carga orgânica afluyente, os efeitos foram mais visíveis, o que se refletiu pelo ressecamento de várias folhas (Figura 08).



**Figura 08: Visualização das macrófitas *Echinodurus subalutus* vegetando os wetlands construídos (WC1: com camada de concha inteira; WC2: com camada de concha triturada) em escala de bancada na segunda semana do período de adaptação.**

Foi observado que no WC2, com a camada de concha triturada, as macrófitas sofreram mais efeitos ao longo do período de adaptação do que WC1. As plantas estavam ressecadas desde a raiz, o que resultou na necessidade de poda, após a qual foi observado também o nascimento de algumas mudas nesse tanque, já no final do último ciclo, na terceira semana de adaptação, o que pode indicar sua resistência às condições do meio.

### CONCLUSÕES

Com base no trabalho realizado, concluiu-se que:

O sistema passou pela fase de adaptação, observando-se remoção, principalmente, de matéria orgânica, medida em DQO, não demonstrando perda de eficiência com o aumento da carga orgânica afluyente até o valor máximo (363,10 kg/h.dia).

As macrófitas usadas na vegetação dos wetlands embora tenham apresentado efeitos negativos visuais (murcha e ressecamento de folhas), particularmente na unidade que recebeu camada de concha inteira (WC1), nesta fase de adaptação, têm suportado as condições operacionais.

As remoções de nitrato e amônia nessa fase de aclimatação do sistema estariam mais relacionadas, nessa primeira fase, com absorção pelas plantas e adsorção ao substrato, respectivamente, não se observando diferença significativa entre os wetlands em relação à adição de concha inteira ou triturada na camada do leito.

O wetland que recebeu conchas trituradas apresentou maior remoção absoluta de fósforo nessa fase de aclimatação, porém a análise estatística dos dados obtidos até o presente momento demonstra que não houve diferença significativa.

É preciso realizar análises microbiológicas para determinação da microbiota e sua influência na eficiência de remoção dos sistemas. Assim como é preciso realizar a determinação de coliformes totais (CT) e *Escherichia coli*, visto a importância da eficiente remoção desses microrganismos para a saúde dos seres humanos.



SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO  
DE ENGENHARIA SANITÁRIA  
E AMBIENTAL



Será necessário a operação dos sistemas de wetlands por mais tempo, com a realização de mais ciclos, a fim de que se possa efetivamente tecer conclusões sobre a eficiência tanto da *Echinodorus subalatus* na vegetação do sistema, como da maior ação biológica (planta e microrganismos) no tratamento da água cinza.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. BERMUDEZ, V. M. S. Sistema de wetland construído com macrófita nativa *Echinodorus subalatus* para tratamento de águas cinzas. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais.) - Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 2022.
2. CHAND, Naveen; SUTHAR, Surindra; KUMAR, Kapil. Wastewater nutrients and coliforms removals in tidal flow constructed wetland: effect of the plant (*Typha*) stand and biochar addition. *Journal of Water Process Engineering*, v. 43, p. 102292, 2021.
3. KUMAR, M., SINGH, R., 2017. Performance evaluation of semi continuous vertical flow constructed wetlands (SC-VF-CWs) for municipal wastewater treatment. *Bioresource Technology*, p. 232, 321–330.
4. SAEED, Tanveer et al. Pollutant removal employing tidal flow constructed wetlands: media and feeding strategies. *Chemical Engineering Journal*, v. 382, p. 122874, 2020.
5. SAEED, Tanveer; MIAH, Md Jihad. Organic matter and nutrient removal in tidal flow-based microbial fuel cell constructed wetlands: Media and flood-dry period ratio. *Chemical Engineering Journal*, v. 411, p. 128507, 2021.
6. SAEED, Tanveer; YADAV, Asheesh Kumar; MIAH, Md Jihad. Treatment performance of stone dust packed tidal flow electroactive and normal constructed wetlands: Influence of contact time, plants, and electrodes. *Journal of Water Process Engineering*, v. 50, p. 103257, 2022.
7. TAN, Xu et al. Enhanced simultaneous organics and nutrients removal in tidal flow constructed wetland using activated alumina as substrate treating domestic wastewater. *Bioresource technology*, v. 280, p. 441-446, 2019.
8. TAN, X.; YANG, Y.L.; LI, X.; ZHOU, Z.W.; LIU, C.J.; LIU, Y.W.; YIN, W.C.; FAN, X.Y. Intensified nitrogen removal by heterotrophic nitrification aerobic denitrification bacteria in two pilot-scale tidal flow constructed wetlands: influence of influent C/N ratios and tidal strategies. *Bioresource technology*, v. 302, p. 122803, 2020.
9. TAO, M.; JING, Z.; TAO, Z.; LUO, H.; ZUO, S. Improvements of nitrogen removal and electricity generation in microbial fuel cell-constructed wetland with extra corncob for carbon-limited wastewater treatment. *Journal of Cleaner Production*, v. 297, p. 126639, 2021.
10. YANG, Y et al. Global development of various emerged substrates utilized in constructed wetlands. *Bioresource Technology*, v. 261, p. 441-452, 2018.
11. VOHLA, C.; KÖIV, M.; BAVOR, H.J.; CHAZARENCO, F.; MANDER, Ü. Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands—a review. *Ecological Engineering*. v. 37, p. 70-89, 2011.
12. ZAMORA, S et al. Wastewater treatment by constructed wetland eco-technology: Influence of mineral and plastic materials as filter media and tropical ornamental plants. *Water*, v. 11, n. 11, p. 2344, 2019.