

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA

Efeito da salinidade no tratamento de fluido de perfuração de poços de petróleo em alagados construídos operados em ciclos alternados e acoplados a células de combustível microbianas.

Yara Carvalho Gomes
Magister Scientiae

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2026**

YARA CARVALHO GOMES

Efeito da salinidade no tratamento de fluido de perfuração de poços de petróleo em alagados construídos operados em ciclos alternados e acoplados a células de combustível microbianas.

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

Orientador: Alisson Carraro Borges

Coorientador: Eder Carlos Lopes Coimbra

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2026**

**Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Campus Viçosa**

T

G633e
2026

Gomes, Yara Carvalho, 1999-

Efeito da salinidade no tratamento de fluido de perfuração de poços de petróleo em alagados construídos operados em ciclos alternados e acoplados a células de combustível microbianas / Yara Carvalho Gomes. – Viçosa, MG, 2026.
1 dissertação eletrônica (83 f.): il. (algumas color.).

Inclui anexo.

Inclui apêndice.

Orientador: Alisson Carraro Borges.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa, Departamento de Química, 2026.

Referências bibliográficas: f. 72-79.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2026.331>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Bioeletroquímica. 2. Mares. 3. Circulação oceânica. 4. *Canna indica*. 5. *Cenchrus setaceus*. 6. Rubrum (Software). 7. Resíduos industriais. I. Borges, Alisson Carraro, 1977-. II. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Química. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química. III. Título.

CDD 22. ed. 541.37

YARA CARVALHO GOMES

Efeito da salinidade no tratamento de fluido de perfuração de poços de petróleo em alagados construídos operados em ciclos alternados e acoplados a células de combustível microbianas.

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 19 de março de 2026.

Assentimento:

Yara Carvalho Gomes
Autora

Alisson Carraro Borges
Orientador

Essa dissertação foi assinada digitalmente pela autora em 13/07/2026 às 15:21:32 e pelo orientador em 13/07/2026 às 16:42:22. As assinaturas têm validade legal, conforme o disposto na Medida Provisória 2.200-2/2001 e na Resolução nº 37/2012 do CONARQ. Para conferir a autenticidade, acesse <https://siadoc.ufv.br/validar-documento>. No campo 'Código de registro', informe o código **VN9P.QREQ.A2VD** e clique no botão 'Validar documento'.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por ter sido meu amparo e minha fortaleza. A Ele toda honra e toda glória.

Aos meus pais, Eduardo e Marluza pela educação que me proporcionaram. Sei que foi fruto de sacrifícios e admiro a força de superação que demonstraram ao longo da vida, além de tudo, fonte inesgotável de amor e carinho, que nos momentos mais turbulentos, permaneceram de mãos dadas comigo. A minha irmã Sofia, por quem nutro profunda admiração e imenso carinho.

À minha prima Walkiria e minha tia Marly, agradeço por me acolherem em Viçosa, pelo apoio incondicional. Serei eternamente grata. Ao Benício, meu irmão de coração, que com seu jeitinho iluminou meus dias. Aos demais familiares, que sempre estiveram e continuam torcendo por mim. Ao meu querido Daniel, que foi não apenas força e presença constante, mas também amor em sua forma mais sincera.

À UFV e às agências de fomento CAPES, CNPq e FAPEMIG pela infraestrutura e apoio financeiro, essenciais para a realização desta pesquisa.

Aos colegas e amigos da vida, pelo apoio constante nesta trajetória. Aos amigos do LQA/DEA, que tornaram essa experiência mágica, em especial Mariele e Ana. Ao Gil, que deu vida a este projeto comigo. À Simone e ao Vítor, que muito me ensinaram ao longo desta jornada e à família DEQ/UFV, que me acolheu e fez parte da construção desta jornada.

À professora Rita e às meninas que amo profundamente - Fernanda, Giselle, Ana Clara e Rayra - por fazerem parte desta caminhada de forma tão especial.

Às minhas estagiárias Clara e Maria Clara, peças-chave nesta aventura acadêmica. Em especial à Maria Clara, que me ensinou que levar a vida com leveza é sempre um refúgio necessário.

Em especial, ao meu orientador e professor Alisson Carraro, pela confiança, pela orientação e por acreditar que eu seria capaz de desenvolver um excelente projeto. Ao meu coorientador, Eder Coimbra, que foi luz, principalmente na reta final.

E, por fim, em memória da minha tia que eu considerava uma mãe, uma avó, como na canção de Zé Ramalho: “minha avohai”. Esta conquista também é sua.

In memoriam

Marlene de Carvalho.

Este trabalho foi realizado com o apoio das seguintes agências de

pesquisa brasileiras: Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) e Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

RESUMO

GOMES, Yara Carvalho, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, março de 2026. **Efeito da salinidade no tratamento de fluido de perfuração de poços de petróleo em alagados construídos operados em ciclos alternados e acoplados a células de combustível microbianas.** Orientador: Alisson Carraro Borges. Coorientador: Eder Carlos Lopes Coimbra.

Neste estudo avaliou-se o tratamento de fluido olefínico utilizado na perfuração de poços de petróleo em sistemas alagados construídos (SAC) operando em regime de ciclos alternados e integrados a células de combustível microbianas (CCM), sob diferentes condições de salinidade e vegetação. O afluente sintético foi preparado utilizando solução nutritiva de Hoagland a 25% de força iônica como matriz base. A essa solução foram adicionados fluido olefínico e Tween 80, previamente combinados em solução estoque, a qual foi posteriormente diluída no afluente na proporção final de 1:100 (v/v). Adicionalmente, em alguns dos sistemas, foi incorporada uma mistura de sais com o objetivo de simular a composição iônica da água do mar. O experimento foi conduzido em delineamento fatorial 3×3, combinando três níveis de salinidade e três condições de vegetação (*Canna indica*, *Cenchrus setaceus* “Rubrum” e sistema não vegetado). Foram monitorados parâmetros físicos e químicos dos efluentes tratados, incluindo nitrogênio total Kjeldahl, nitrogênio amoniacal, fósforo total, cloreto, turbidez, demanda química (DQO) e bioquímica (DBO) de oxigênio, pH, sódio, ferro, condutividade elétrica (CE), potencial de oxirredução (Eh) e tensão (U). Na ANOVA two-way verificou-se efeito significativo da interação salinidade × vegetação apenas para tensão e pH ($p < 0,05$), evidenciando influência das condições experimentais sobre o equilíbrio ácido-base e o desempenho bioeletroquímico. As remoções de DQO e turbidez foram superiores a 91% em todas as condições. As médias de CE nos efluentes foram de 1,0; 5,3 e 9,7 mS cm⁻¹ para as condições de 0, 3 e 6 g L⁻¹, respectivamente. Os dados de tensão média em nível de salinidade 6 g L⁻¹ foram de 70 mV. A salinidade influenciou o desenvolvimento vegetal, resultando em menor biomassa e maior acúmulo de sódio (Na) no sistema radicular, atingindo 80,13 mg g⁻¹ para *Canna indica* e 65,7 mg g⁻¹ para *Cenchrus setaceus*. Com os resultados verificou-se que a integração entre SAC em regime de ciclos alternados e CCM apresentou potencial no tratamento de fluido de perfuração de poços de petróleo em matriz salina.

Palavras-chave: Tidal flow; Água do mar sintética; *Canna indica*; *Cenchrus setaceus* “Rubrum”; Bioeletroquímica; Fluido olefínico.

ABSTRACT

GOMES, Yara Carvalho, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, March, 2026.
Effect of salinity on the treatment of drilling fluid in constructed wetland oil wells operated in alternating cycles and coupled to microbial fuel cells.. Adviser: Alisson Carraro Borges. Co-adviser: Eder Carlos Lopes Coimbra.

In this study, the treatment of olefinic fluid used in oil well drilling was evaluated using constructed wetland systems (CWs) operated under alternating cycle regimes and integrated with microbial fuel cells (MFCs), under different salinity and vegetation conditions. The synthetic influent was prepared using Hoagland nutrient solution at 25% ionic strength as the base matrix. Olefinic fluid and Tween 80 were added to this solution, previously combined in a stock solution, which was subsequently diluted into the influent at a final ratio of 1:100 (v/v). Additionally, in some systems, a salt mixture was incorporated to simulate the ionic composition of seawater. The experiment was conducted in a 3×3 factorial design, combining three salinity levels and three vegetation conditions (*Canna indica*, *Cenchrus setaceus* “*Rubrum*”, and a non-vegetated system). Physical and chemical parameters of the treated effluents were monitored, including total Kjeldahl nitrogen, ammoniacal nitrogen, total phosphorus, chloride, turbidity, chemical oxygen demand (COD), biochemical oxygen demand (BOD), pH, sodium, iron, electrical conductivity (EC), oxidation–reduction potential (ORP), and voltage (U). Two-way ANOVA revealed a significant interaction effect between salinity × vegetation only for voltage and pH ($p < 0.05$), indicating the influence of experimental conditions on acid–base balance and bioelectrochemical performance. COD and turbidity removals exceeded 91% under all conditions. Mean EC values in the effluents were 1.0, 5.3, and 9.7 mS cm⁻¹ for salinity conditions of 0, 3, and 6 g L⁻¹, respectively. Mean voltage values at the salinity level of 6 g L⁻¹ reached 70 mV. Salinity influenced plant development, resulting in lower biomass production and greater sodium (Na) accumulation in the root system, reaching 80.13 mg g⁻¹ for *Canna indica* and 65.7 mg g⁻¹ for *Cenchrus setaceus*. The results demonstrated that the integration of CWs operated under alternating cycle regimes with MFCs showed potential for the treatment of oil well drilling fluids in saline matrices.

Keywords: Tidal flow; Synthetic seawater; *Canna indica*; *Cenchrus setaceus* “*Rubrum*”; Bioelectrochemistry; Olefin-based fluid.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	8
2.1. Objetivo geral.....	10
2.2. Objetivos específicos	10
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	11
3.1. Sistemas alagados construídos	11
3.2. Classificação dos SAC.....	13
3.3. <i>Tidal flow</i> ou ciclos alternados	16
3.4. Célula de combustível microbiana	17
3.5. Fluido de perfuração de poços petróleo	24
4. MATERIAL E MÉTODOS	30
4.1. Localização e configuração dos sistemas alagados construídos	30
4.2. Automação e operação das células de combustível microbianas dos SAC	35
4.4. Monitoramento	38
4.5. Análises estatísticas	40
5.RESULTADOS E DISCUSSÃO	41
5.1. Caracterização do afluente	41
5.2. Desempenho dos sistemas alagados construídos.....	44
5.4. Análise da vegetação.....	60
6. CONCLUSÃO	70
7. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	71
REFERÊNCIAS	72

1. INTRODUÇÃO

Os fluidos de perfuração de poços de petróleo são sistemas complexos, formulados para atender às exigências operacionais da etapa de perfuração, como controle de pressão, transporte de cascalho e estabilidade do poço (Al-Shargabi *et al.*, 2022; Njuguna *et al.*, 2022). Entre as diferentes formulações de fluidos de perfuração, destacam-se os fluidos de base sintética, especialmente os olefinicos, que têm sido amplamente utilizados por apresentarem desempenho operacional superior aos fluidos de base aquosa em condições de perfuração de poços mais complexas, como em ambientes de alta pressão, além de possibilitarem reutilização. Adicionalmente, apresentam menor toxicidade quando comparados aos fluidos de base de óleo, os quais possuem maiores concentrações de hidrocarbonetos totais de petróleo (HTP) (Al-Shargabi *et al.*, 2022; Njuguna *et al.*, 2022).

Apesar dessas vantagens operacionais, os fluidos olefinicos (FLO) apresentam características físico-químicas que dificultam sua degradação natural (Njuguna *et al.*, 2022). A composição olefinica, associada à presença de aditivos como emulsificantes, densificantes e salmouras contendo CaCl_2 ou NaCl^- provenientes tanto da formulação quanto do contato com água do mar em operações *offshore* - contribui para a formação de uma matriz complexa. A presença simultânea de compostos orgânicos hidrofóbicos e elevada força iônica torna o tratamento desses efluentes particularmente desafiador (Njuguna *et al.*, 2022).

Por outro lado, os chamados sistemas alagados construídos (SAC) têm sido investigados como alternativa de tratamento de fluidos diversos, baseando-se na interação entre plantas, microrganismos e material de enchimento, reproduzindo processos naturais observados em zonas úmidas, como pântanos e brejos (Vymazal, 2014). Esses sistemas podem apresentar diferentes configurações hidráulicas, como escoamento superficial, subsuperficial horizontal, vertical ou híbrido (Gebru; Werkneh, 2024; Vymazal, 2014).

No presente estudo foi adotada a configuração conhecida como *tidal flow* ou ciclos alternados, na qual em uma batelada, há momentos de enchimento, reação, drenagem e posterior “pousio” ou descanso. Assim, há a introdução natural de oxigênio dissolvido no interior do leito (Hu; Zhao; Rymaszewicz, 2014). Quando associados às células de combustível microbianas (CCM), esses sistemas passam a integrar o tratamento do

efluente com a geração de bioeletricidade, o que é interessante dentro do conceito emergente de economia circular.

Entretanto, embora existam diversos estudos sobre SAC tratando fluidos da indústria petrolífera e associados, a maioria das pesquisas concentra-se separadamente na remoção de hidrocarbonetos totais de petróleo (HTP) em águas contaminadas (Al-Baldawi *et al.*, 2015; Mustapha; Van Bruggen; Lens, 2018; Wagner *et al.*, 2021; Wu *et al.*, 2025). Ainda são limitadas as investigações que avaliem simultaneamente os efeitos proveniente de fluidos olefínicos e do estresse salino, especialmente sob configuração em ciclos alternados. Essa lacuna torna-se relevante, pois a combinação desses fatores pode alterar não apenas os processos microbianos, mas também a resposta fisiológica das espécies vegetais empregadas no SAC.

Além disso, espécies tradicionalmente utilizadas no tratamento de efluentes petrolíferos, como *Phragmites australis* e *Typha domingensis*., são frequentemente empregadas em sistemas voltados à remoção de hidrocarbonetos (Mustapha *et al.*, 2018; Taha *et al.*, 2023; Wagner *et al.*, 2021). Contudo, há menor número de estudos envolvendo espécies potencialmente interessantes como *Canna indica* e *Cenchrus setaceus* “Rubrum” em sistemas alagados construídos, especialmente sob condições combinadas de elevada salinidade e matriz oleosa proveniente de fluido olefínico (Boonsaner; Borrirukwisitsak; Boonsaner, 2011; Cui *et al.*, 2024)

Nesse contexto, no presente estudo foram avaliados sistemas alagados construídos operando sob ciclos alternados e acoplados à CCM, tratando fluidos olefínicos de perfuração de poços de petróleo, sob diferentes condições de salinidade e espécies vegetais. Foram analisados o desempenho na remoção de poluentes, bem como a produção de bioeletricidade e desenvolvimento da vegetação avaliado por biomassa vegetal e crescimento das plantas.

2.1. Objetivo geral

Avaliar o desempenho de sistemas alagados construídos operados em regime de ciclos alternados e acoplados a células de combustível microbianas no tratamento de fluido de perfuração de poços petróleo sob diferentes condições de salinidade e vegetação.

2.2. Objetivos específicos

- Avaliar a influência isolada e interativa da salinidade e da vegetação sobre o desempenho dos sistemas alagados construídos, considerando uma matriz fatorial composta por três níveis de salinidade e três condições de vegetação;
- Avaliar o desempenho de células de combustível microbianas acopladas aos sistemas, com base na produção de tensão elétrica, em função dos fatores estudados e de suas interações;
- Monitorar e analisar os parâmetros físico-químicos do afluente e do efluente, incluindo, entre outros, pH, condutividade elétrica, sólidos totais, demanda química de oxigênio (DQO), nutrientes (nitrogênio total Kjeldahl, nitrogênio amoniacal e fósforo total), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e salinidade (cloretos e sódio), a fim de avaliar a eficiência do tratamento;
- Correlacionar os parâmetros físico-químicos com o desempenho dos sistemas e a geração de energia elétrica, buscando identificar relações entre as variáveis operacionais e a eficiência global do processo.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Sistemas alagados construídos

Os sistemas alagados construídos ou *wetlands* são sistemas de tratamento projetados para imitar sistemas alagados naturais, como lagoas e zonas úmidas. Esses sistemas utilizam a interação entre microrganismos e espécies vegetais presentes em um material de enchimento (meio suporte) para remoção de contaminantes em águas residuárias em um ambiente controlado; contudo, diferentemente das *wetlands* naturais, os SAC possuem a vantagem de serem projetados, o que permite maior flexibilidade na escolha do local, no dimensionamento e no controle hidráulico (Gebru; Werkneh, 2024; Vymazal, 2014).

Essas características dos SAC favoreceram a evolução rápida da pesquisa sobre esses sistemas ao longo das últimas décadas, resultando na sua aplicação em diversos tipos de tratamento, como em águas residuárias municipais, urbanas, industriais, agrícolas e águas pluviais, além de serem utilizados também no tratamento de efluentes provenientes de mineração, lixiviados e também, lodos de estações de tratamento (Biswas; Chakraborty, 2023; Ebrahimi *et al.*, 2021; Gebru; Werkneh, 2024; Sezerino *et al.*, 2015; Vymazal, 2014; Wagner *et al.*, 2021).

Com base na área superficial e na sinergia entre vegetação e material de enchimento, o SAC consegue remover poluentes por meio dos processos físicos, químicos e biológicos (Vymazal, 2014). Entre os processos físicos destacam-se sedimentação, filtração e a retenção de partículas no meio de suporte. Os processos químicos incluem principalmente adsorção e absorção no meio de suporte, além de reações de precipitação e trocas iônicas. Já os processos biológicos envolvem a degradação microbiana da matéria orgânica e de compostos presentes no efluente, bem como a assimilação de nutrientes pelas plantas e mecanismos associados à fitorremediação em sentido amplo, mediados pela atividade microbiana e pelas interações na rizosfera (Vymazal, 2014).

Com base nisso, a simulação desse ecossistema é capaz de reproduzir as interações observadas em *wetlands* naturais (Lemos, 2017). A facilidade de operação e o baixo consumo de energia permitem que o SAC seja utilizado em diferentes aplicações, detalhadas na Tabela 1.

Tabela 1 – Possibilidade de aplicações do sistema alagado construídos.

Setor de aplicação	Principais poluentes tratados	Exemplo de aplicação
Tratamento de águas residuárias municipais	Matéria orgânica, nutrientes e patógenos.	Estações de tratamento municipais
Indústria petroquímica	Óleos, hidrocarbonetos e metais potencialmente tóxicos	Refinarias e Indústria petroquímicas
Indústria de papel e celulose	Matéria orgânica, corante e sólidos suspensos	Fábricas de papel e celulose
Indústria alimentícia	Matéria orgânica e nutrientes	Laticínios, cervejaria e vinícolas
Processamento de carnes	Matéria orgânica e patógenos	Frigoríficos e abatedouros
Aquicultura	Nutrientes, sólidos suspensos	Fazenda de peixes e camarões
Têxtil e tingimento	Corantes e metais potencialmente tóxicos	Indústria têxtil
Tratamento de lixiviados e aterros	Metais potencialmente tóxicos e matéria orgânica	Aterros sanitários
Efluentes com hidrocarbonetos	Hidrocarbonetos totais de petróleo (BTEX, HAP)	Áreas contaminadas por petróleo
Indústria metalúrgica e siderúrgica	Metais potencialmente tóxicos e cianetos	Siderúrgicas e fundições

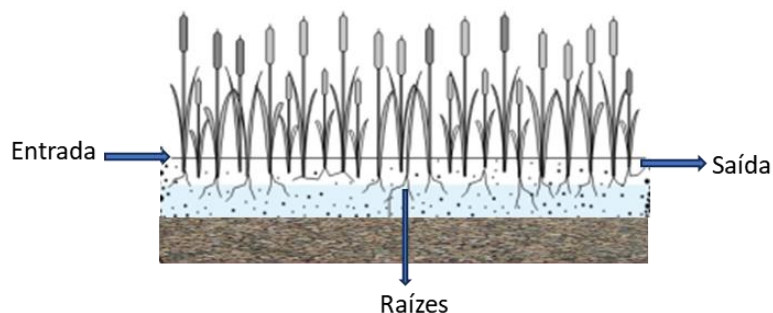
Fonte: Vymazal (2014).

3.2. Classificação dos SAC

Os SAC podem ser classificados, de acordo com o regime de escoamento e a direção do escoamento, em quatro categorias: subsuperficial vertical, subsuperficial horizontal, superficial livre e sistemas híbridos (Vymazal, 2014).

No SAC escoamento superficial livre, a remoção de sólidos suspensos ocorre por meio dos mecanismos de filtração, agregação, sedimentação e adesão de superfície, onde as partículas maiores e mais pesadas se depositam na entrada do sistema, enquanto as menores e mais leves se acumulam próximo às plantas. Na Figura 1 apresenta-se o esquema de escoamento superficial em SAC.

Figura 1 – Representação esquemática de escoamento superficial em sistemas alagados construídos

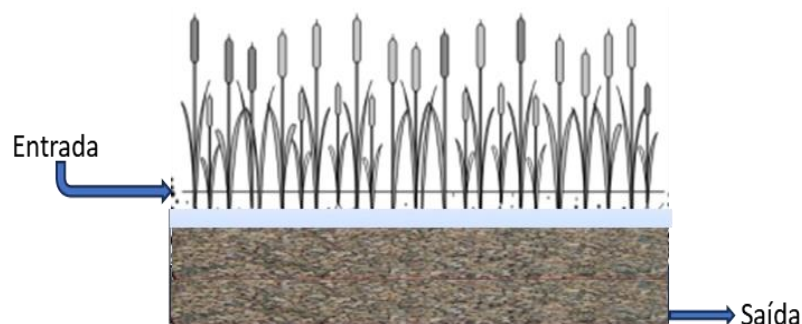


Fonte: Lemos (2017).

Nesse tipo de modelo, são utilizadas diferentes espécies de vegetação, como plantas flutuantes, como *Eichhornia crassipes* (aguapé) e plantas emergentes, como *Typha* spp. (taboa) e *Phragmites* spp. (caniço), que possuem partes acima e abaixo da água (Vymazal, 2014).

Nos sistemas conhecidos como subsuperficiais, há um *layout* que direciona o escoamento da água sob a camada do material de enchimento através das raízes da vegetação. No modelo de escoamento horizontal subsuperficial, o reator é alimentado na entrada e flui lentamente através dos meios porosos sob a superfície do leito, por debaixo da superfície, até a área de saída. Durante essa passagem, a água residuária entra em contato com uma rede de zonas aeróbias, anóxicas e anaeróbias. Além disso, nesse sistema o oxigênio é transportado da parte aérea para as raízes via difusão, conforme ilustrado na Figura 2 (Sezerino *et al.*, 2015; Vymazal, 2014).

Figura 2 – Representação esquemática de escoamento subsuperficial horizontal em sistemas alagados construídos



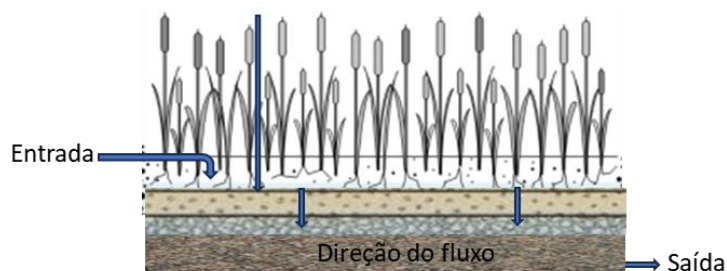
Fonte: Lemos (2017)

Devido à elevada carga orgânica e à saturação contínua do leito filtrante (material de enchimento), processos anóxicos e anaeróbios tendem a predominar, enquanto as condições aeróbias ficam restritas a zonas próximas às raízes e rizomas das macrófitas, devido à perda radial de oxigênio, e à fina camada superficial, onde pode ocorrer difusão de oxigênio da atmosfera. Em sistemas com menor carga orgânica, o oxigênio dissolvido também pode ser transportado pelo afluente. Além disso, a remoção de sólidos suspensos ocorre principalmente por sedimentação, filtração e captura física das partículas, além de floculação e adsorção na biomassa aderida ao substrato e ao sistema radicular (Vymazal, 2014).

No Brasil, a maioria dos estudos utiliza o modelo de escoamento horizontal subsuperficial como uma etapa de tratamento secundário, aplicando no pós-tratamento de efluentes provenientes de tanques sépticos, reator anaeróbio compartimentado, reatores *upflow anaerobic sludge blanket* (UASB) e lagoas anaeróbias (Sezerino *et al.*, 2015).

No modelo de escoamento subsuperficial vertical, o efluente é introduzido verticalmente, passando pelas raízes e material de enchimento, podendo ser no sentido tanto ascendente quanto de forma descendente (mais comum), até a zona de saída. Esse modelo cria condições predominantemente aeróbias no sistema em comparação com os sistemas horizontais, além de potencializar a degradação de compostos nitrogenados e melhor a remoção de poluentes. Além disso, a difusão do ar contribui muito mais para a oxigenação do leito em comparação com a transferência de oxigênio através dos sistemas de aerênquimas das plantas, como mostrado na Figura 3 (Gebru e Werkneh, 2024; Vymazal, 2014).

Figura 3 – Representação esquemática de escoamento subsuperficial vertical em sistemas alagados construídos

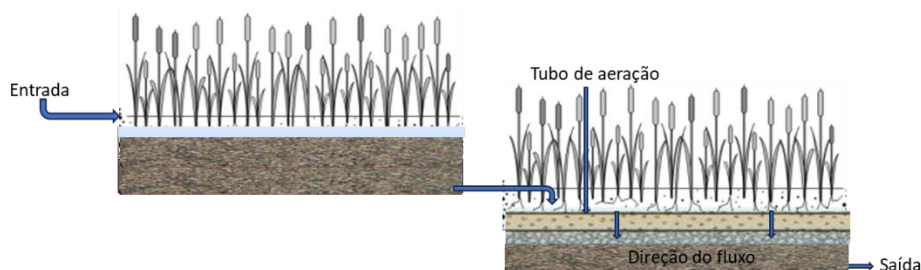


Fonte: Lemos (2017)

Nota-se uma tendência no uso de sistemas verticais para degradação de poluentes complexos, como hidrocarbonetos derivados do petróleo, advindos da produção petrolífera (Al-Baldawi *et al.*, 2015; Chand *et al.*, 2022a; Liu *et al.*, 2019; Mustapha *et al.*, 2018; Wagner *et al.*, 2021; Zhao *et al.*, 2021).

Por fim, os sistemas híbridos ou combinados consistem na integração dos modelos de escoamento subsuperficiais verticais e horizontais. Essa configuração maximiza a remoção de poluentes, principalmente na conversão de nitrogênio. Como o sistema de escoamento horizontal tem baixa remoção de nitrogênio, a associação com escoamento vertical pode potencializar o desempenho por conta da aeração do leito, conforme Figura 4 (Gebbru e Werkneh, 2024; Vymazal, 2014). Contudo, os sistemas híbridos podem apresentar maior complexidade estrutural e necessidade de energia elétrica para eventual recirculação do efluente (Gebbru e Werkneh, 2024).

Figura 4 – Representação esquemática de SAC híbrido



Fonte: Lemos (2017)

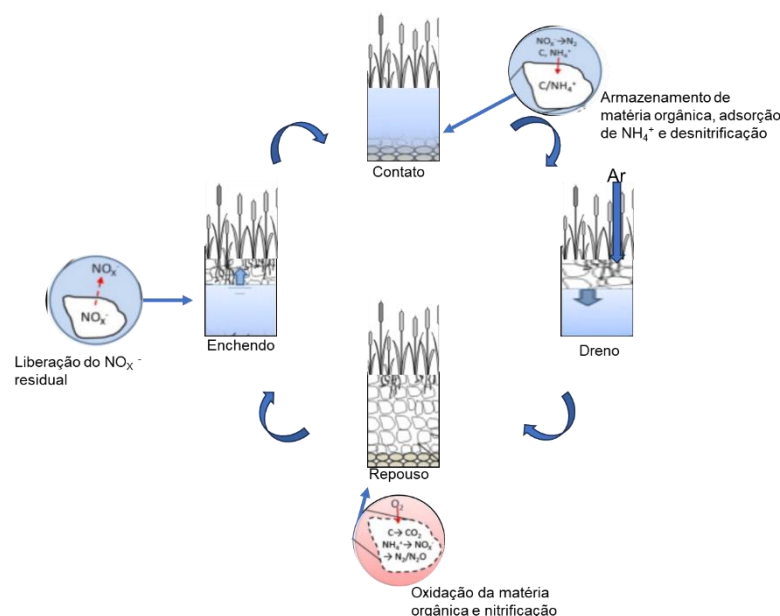
3.3. *Tidal flow* ou ciclos alternados

As configurações citadas de sistemas SAC, apesar dos avanços, podem apresentar limitações na capacidade de oxigenação. Esse desafio é mais comum nos sistemas horizontais, onde a limitação de oxigênio dissolvido (OD) impede a conversão eficiente do amônio (NH_4^+) em nitrato (NO_3^-) (Chand *et al.*, 2022a; Vymazal, 2014).

Nesse contexto, o SAC conhecido como *tidal flow*, ou sistema em ciclos alternados, promove a oxigenação do leito por meio da alternância entre ambientes anaeróbios e aeróbios. Durante a operação, o material de enchimento (meio suporte) do alagado é alternadamente preenchido com águas residuárias e drenado. Durante o enchimento do sistema, o ar presente no leito é deslocado à medida que o nível da água se eleva. Em contrapartida, na etapa de drenagem da água, ocorre a entrada de ar atmosférico na matriz do leito, promovendo a alternância entre condições úmidas e secas.

A operação em ciclos alternados apresenta potencial para aumentar a remoção de DBO e de nitrogênio amoniacal (Sun *et al.*, 2005). A remoção de nitrogênio ocorre principalmente por meio de processos sequenciais de nitrificação e desnitrificação, onde, na fase de enchimento, se tem um ambiente predominantemente anóxico.

Nesse estágio, os íons de NH_4^+ são adsorvidos pelos biofilmes microbianos presentes na água residuária e, em seguida, durante a fase de drenagem, a água em retirada introduz o ar atmosférico para dentro da matriz, oxigenando o biofilme e facilitando a conversão do amônio em nitrato. Na fase anóxica subsequente, os nitratos são liberados do biofilme para o líquido e utilizados como aceptores finais de elétrons no processo de desnitrificação, convertendo-se em nitrogênio gasoso, conforme ilustrado na Figura 5 (Hu *et al.*, 2014).

Figura 5 – Esquema *tidal flow* em sistemas alagados construídos

Fonte: Hu; Zhao; Rymszewicz (2014)

Além de otimizar a remoção de compostos nitrogenados, o *tidal flow* promove ciclos rítmicos de oxigenação que auxiliam a degradação de poluentes e as reações de oxirredução (Hu; Zhao; Rymszewicz, 2014; Lu *et al.*, 2022; Zhao *et al.*, 2024).

Segundo Zhang *et al.*, (2023), os sistemas de *tidal flow constructed wetlands* ao tratamento de águas salinas apresentaram remoção de amônio próxima a 90% mesmo sob salinidades de 0 a 3‰. A remoção de nitrogênio foi predominantemente microbiológica, enquanto a contribuição das plantas como, *Phragmites australis* e *Spartina alterniflora* e um controle sem planta foi secundária (6,9–23,4%). De forma complementar, estudos como o de Cheng *et al.*, (2021) *wetlands tidal flow* usando como vegetação a espécie de *Canna indica* aplicados ao tratamento de efluentes contendo compostos orgânicos emergentes como, antibióticos, anti-inflamatórios e hormônios, indicaram eficiências superiores a 90%, sendo a biodegradação o principal mecanismo (>85%), independentemente da presença de plantas ou modificações estruturais nos reatores.

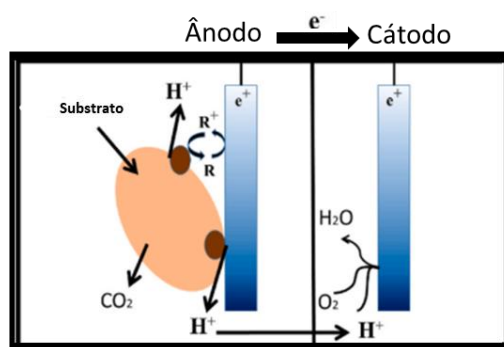
3.4. Célula de combustível microbiana

A CCM ou *microbial fuel cell* assemelha-se à célula galvânica, ao produzir energia por meio da diferença de potencial. Na célula galvânica, a energia é produzida via diferentes metais. Já na CCM, a produção de energia acontece via atividade metabólica

dos microrganismos eletroativos, degradando substratos orgânicos presentes e transferindo os elétrons (Almeida, 2023).

Simultaneamente, os elétrons gerados pelas bactérias eletroativas são transferidos para o ânodo e conduzidos pelo circuito externo até o cátodo, completando o circuito e permitindo a geração de corrente elétrica. Na região catódica, os elétrons reagem com os prótons (H^+) que migram pelo interior do leito e com o oxigênio disponível no sistema, proveniente da difusão atmosférica e da liberação pelas raízes das plantas, resultando na formação de água (H_2O), conforme ilustrado na Figura 6 (Almeida, 2023; Das, 2018).

Figura 6 – Representação da condução externa dos elétrons do ânodo para o cátodo em uma célula de combustível microbiana



Fonte: Jalili *et al.*, (2024)

Uma vantagem relacionada à utilização de CCM é que elas funcionam de maneira contínua desde que haja disponibilidade de substratos e isso faz com que haja mais eficiência a longo prazo, diferentemente das baterias, que podem perder a eficiência ao longo dos ciclos (Ali *et al.*, 2024).

Contudo, a energia gerada na CCM está diretamente associada à energia livre de Gibbs, em que o ganho de energia é proporcional ao potencial redox entre acceptor e doador de elétrons. A transferência de elétrons do ânodo para o cátodo depende das condições envolvidas, sendo que, em condições favoráveis, as bactérias eletroativas oxidam poluentes e transferem os elétrons ao ânodo. Contudo, em condições desfavoráveis, como na presença de aceptores alternativos de elétrons (por exemplo, oxigênio, nitrato, dióxido de carbono ou sulfato), os elétrons podem ser desviados para outros processos microbianos, como a metanogênese, resultando na formação de metano

e comprometendo a geração de energia, além de aumentar a resistência interna do sistema e reduzir a eficiência coulômbica (Almeida, 2023; Srivasta *et al.*, 2020).

Ademais, os aceptores de elétrons também influenciam a eficiência energética da CCM, assim como os fatores externos. A presença de O₂ como aceptor final promove maior ganho de energia devido ao alto potencial redox do O₂, maior do que o dos nitratos (NO₃⁻), sulfatos (SO₄⁻) ou dióxido de carbono (CO₂), que apresentam potencial redox baixo. Além disso, as condições externas afetam a transferência de energia na CCM, pois os microrganismos eletroativos são sensíveis a alterações de pH, OD, temperatura e presença de determinadas espécies químicas (Almeida, 2023; Das, 2018; Srivasta *et al.*, 2020).

A energia livre de Gibbs da reação pode ser relacionada com o potencial da célula microbiana por meio da equação de Nernst. A transferência de elétrons em CCM ocorre entre substratos reduzidos (com baixo potencial, como glicose) e aceptores de elétrons com alto potencial (como oxigênio) (Srivasta *et al.*, 2020). Além disso, eles podem ser quantificados por meio da Equação 1:

$$\Delta G = -n \cdot F \cdot \Delta E \quad (1)$$

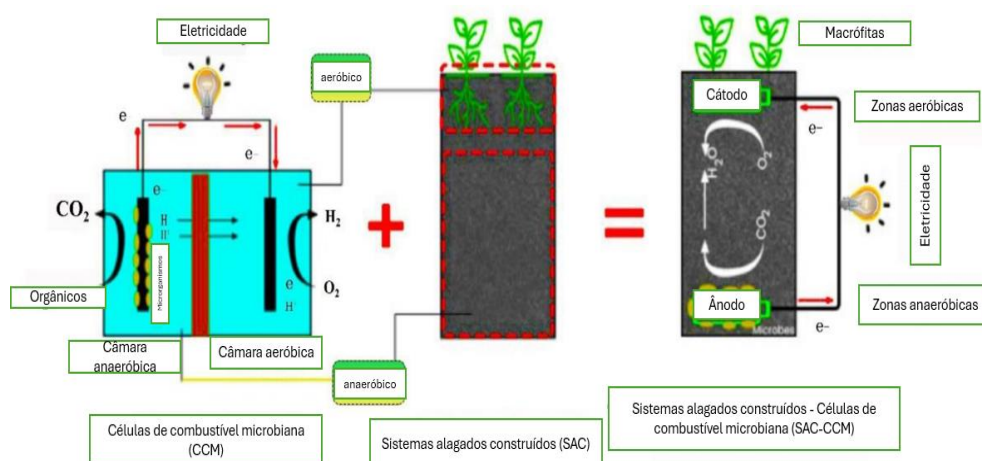
Onde “*n*” corresponde ao número de elétrons transferidos, “*F*” corresponde à constante de Faraday (96,485 C mol⁻¹) e “ ΔE ” corresponde à diferença de potencial entre o receptor e o doador de elétrons (V).

Por meio da equação é possível entender como os mecanismos de transferência de elétrons podem acontecer via diferença de potencial medida no sistema e verificar a influência de diferentes substratos na geração final de energia, ou seja, ao monitorar os potenciais elétricos gerados pela CCM, é possível calcular a eficiência energética da conversão de matéria em bioeletricidade (Srivasta *et al.*, 2020).

Assim, a introdução da CCM no SAC potencializa a degradação dos compostos e usa dos elétrons produzidos pelos microrganismos no SAC para gerar energia (Ebrahimi *et al.*, 2021). O SAC pode ser dividido em duas zonas, sendo zona anaeróbia, onde ocorre a degradação da matéria orgânica e zona aeróbia onde ocorrem as transformações redox. O processo inicia-se na zona anaeróbia, onde os microrganismos eletroativos degradam os compostos orgânicos da água residuária e liberam elétrons e prótons através de suas

células. Esses elétrons migram para a zona aeróbia por meio de um circuito externo até a câmara catódica, enquanto os prótons (H^+) seguem pelo interior do SAC até a câmara catódica para as transformações redox (Das, 2018), conforme ilustrado na Figura 7.

Figura 7 – Representação da condução externa dos elétrons do ânodo para o cátodo em um sistema alagado construído acoplado por células de combustíveis microbianas.



Fonte: Miwornunyuie *et al.*, (2025).

As interações entre as diferentes zonas do SAC acoplados à CCM permite com que maximize a eficiência do sistema, sendo as plantas um fator crucial para o desempenho geral do sistema, pois elas desempenham um número expressivo de papéis nas interações abióticas e bióticas dentro dos sistemas alagados construídos. As plantas atuam na fitorremediação de nitrogênio, fósforo e outros compostos, liberando oxigênio através das raízes e maximizando as transferências redox na zona catódica. Além disso, os rizodepósitos e exsudatos radiculares tem sido usados como combustíveis (fontes de carbono), contribuindo positivamente para geração de energia (González; Puigaiat; Vidal, 2021; Miwornunyuie; Ugochukwu; Hunter, 2025).

A glicose pode ser utilizada como substrato modelo nas reações de degradação da matéria orgânica. Durante oxidação da matéria orgânica por bactérias eletroativas na área do anodo, ocorre a geração de CO_2 , H_2O e elétrons, esses elétrons por sua vez passaram por fio para área catódica. Nesse processo, os prótons (H^+) formados no meio anódico migram internamente através do leito até o meio catódico, onde se combinam com o

oxigênio externo para a formação de água. As etapas envolvidas nesse processo podem ser representadas pelas seguintes reações (Das, 2018):

- Câmara anódica: $C_6H_{12}O_6 + 6H_2O \rightarrow 6CO_2 + 24H^+$
- Câmara catódica: $6O_2 + 24H^+ \rightarrow 12H_2O$
- Reação global: $C_6H_{12}O_6 + 6H_2O + 6O_2 \rightarrow 6CO_2 + 6H_2O$

A conversão da energia química para elétrica no SAC acoplado à CCM pode ser medida por meio da potência (P) e da corrente (I), a partir desses dados é possível calcular a densidade de potência que uma CCM é capaz de gerar em determinadas condições estruturais e operacionais. Encontra-se na literatura a representação de eletricidade gerada a partir da densidade de potência, sendo a potência em relação à área superficial do ânodo utilizado, conforme apresentado nas Equações 2 e 3 (Das, 2018; Xu *et al.*, 2024a):

- Densidade de corrente:

$$J = I \cdot A \quad (2)$$

- Densidade de potência:

$$Pd = \frac{U^2}{R \cdot A} \quad (3)$$

Onde, P_d representa densidade de potência ($mW\ m^{-2}$), j representa a densidade de corrente ($mA\ m^{-2}$), P representa a potência (W), U representa a tensão gerada (V), R representa a resistência do resistor (Ω), A representa a área superficial do ânodo (m^2) e I representa a corrente elétrica (A).

Com base no exposto, os mecanismos de transferência de elétrons são um fator importante para eficiência energética no SAC acoplado à CCM. Pesquisas atuais buscam estudar as variações das condições operacionais, papel das plantas, funções da comunidade microbiana e tipo de substrato utilizado a fim de potencializar o uso do SAC acoplado à CCM na geração de bioenergia (Biswas e Chakraborty, 2023; Chand; Kumar; Suthar, 2022a; González; Puigagut; Vidal, 2021; Rathour *et al.*, 2019; Srivasta; Yadav; Mishra, 2015; Xu *et al.*, 2018).

Por exemplo, Xu *et al.* (2024a) avaliaram o impacto das diferentes espécies de plantas tolerantes a salinidade no desempenho de sistemas SAC-CCM no tratamento de

águas residuárias salinas. Os sistemas com plantas apresentaram taxas de remoção de demanda química de oxigênio de 92,4% utilizando *Iris germanica*, em comparação com 89,0% do sistema plantado com *Juncus effusus* e 83,6% dos sistemas sem plantas. Além disso, o sistema com íris apresentou densidade de 29,42 mW m⁻², o sistema com junco 9,46 mW m⁻² e o sistema não plantado 2,87 mW m⁻².

A eficiência desses sistemas pode variar de acordo com as espécies vegetais utilizadas, especialmente em relação à profundidade de penetração das raízes, à liberação de exsudatos radiculares e à transferência de oxigênio para a rizosfera (Kulshreshtha *et al.*, 2022).

Nos SAC-CCM, as plantas desempenham não só funções estruturais e bioquímicas como absorção de nutrientes e aumento da área disponível para formação de biofilmes microbianos (Cui *et al.*, 2024). Esses microrganismos são responsáveis pela maior parte dos processos de biodegradação da matéria orgânica e transformação de nutrientes no sistema (Cui *et al.*, 2024). Além disso, a liberação de oxigênio pelas raízes contribui modificando o potencial redox do meio (Oon *et al.*, 2017).

Entretanto, em ambientes salinos, o desempenho das plantas pode ser afetado pelo acúmulo de sais no meio, limitando a absorção de água pelas raízes, seguido pelo acúmulo de íons, como Na⁺ e Cl⁻. Esse processo acarreta na deficiência de íons essenciais como K e Ca²⁺, além de comprometer processos metabólicos como a fotossíntese e favorecer a formação de espécies reativas de oxigênio (Jamei; Onori; Jamei, 2026).

Além das funções relacionadas ao tratamento de efluentes salinos, o uso de plantas ornamentais em SAC-CCM também apresenta vantagens estéticas e paisagísticas. Espécies ornamentais como *Canna spp.*, *Iris spp.*, *Heliconia spp.* e *Zantedeschia spp.* têm apresentado desempenho comparável ao de outras espécies tradicionalmente utilizadas em SAC, como, *Typha domingensis* e *Phragmites australis* (Kulshreshtha *et al.*, 2022; Liang *et al.*, 2017; Saeed *et al.*, 2023; Xu *et al.*, 2024). Dentre essas espécies, *Canna indica* tem apresentado bom desempenho na remoção de compostos orgânicos como BTEX (benzeno, tolueno, etilbenzeno e xileno) em águas residuárias de petróleo.

Boonsaner; Borriukwisitsak; Boonsaner, (2011) demonstram que essa espécie é capaz de acumular esses compostos em diferentes partes da planta, incluindo raízes e parte aérea. Além disso, a *Canna indica* apresenta boa capacidade de absorção de nutrientes e metais potencialmente tóxicos (Boonsaner; Borriukwisitsak; Boonsaner,

2011). Na Tabela 2 destaca-se o desempenho de sistemas com CCM e sem CCM em relação à remoção de poluentes e à produção de energia, utilizando as mesmas configurações experimentais e os mesmos materiais em ambos os reatores (González; Puigaiat; Vidal, 2021; Miwornunyuie; Ugochukwu; Hunter, 2025).

Tabela 2 – Comparação do desempenho entre SAC e SAC-CCM na remoção de poluentes sob mesmas condições.

Poluentes removidos	Água residuária	Vegetação	Eficiência de remoção (SAC)	Eficiência (SAC-CCM)	Densidade de potência (mW/m ²)	Principais resultados e tipo de água residuária	Referência
DQO	água residuária sintética doméstica	<i>Canna indica</i>	DQO: 45–60%	DQO: 75–90%	320,8	SAC-CCM apresentou remoção de DQO 27–49% maior que o SAC.	Srivastava <i>et al.</i> (2015)
DQO, Corantes	água residuária de indústria de corante	<i>Fimbristylis dichotoma</i>	DQO: 50%; Corantes: 65%	DQO: 70%; Corantes: 82,2%	198,8	SAC-CCM apresentou maior remoção de corantes.	(Rathour <i>et al.</i> (2019)
DQO	água residuária doméstica	<i>Typha angustifolia</i>	DQO: 75%; Coliformes: 80%	DQO: 93%; Coliformes: >90%	925 mV (tensão)	SAC-CCM foi superior na remoção de DQO e coliformes, além de gerar energia, inexistente no SAC convencional.	(Biswas & Chakraborty (2023)
DQO, NT, PT	água residuária sintética para simular água do rio.	<i>Phragmites australis</i>	DQO: 70%; NT: 85%; PT: 88%	DQO: 82,32%; NT: 90%; PT: 95,06%	3714,08	SAC-CCM apresentou maior eficiência na remoção de NT/PT e gerou bioenergia	(Xu <i>et al.</i> (2018)

Fonte: Elaboração própria (2026). Legenda: Nitrogênio total (NT); Fósforo total (PT); Demanda química de oxigênio (DQO); Sistema alagado construído acoplados com células de combustível microbiana (SAC-CCM).

3.5. Fluido de perfuração de poços petróleo

Os fluidos de perfuração, também denominados *drilling fluids* ou *drilling muds* desempenham funções essenciais nas operações de perfuração de poços de petróleo. Entre suas funções destacam-se o controle da pressão hidrostática do poço, o transporte e suspensão de cascalho gerados durante a perfuração, a estabilização das paredes de

formação, a lubrificação e o resfriamento da broca, bem como a vedação de zonas permeáveis. Esses fluidos constituem sistemas coloidais complexos (Al-Shargabi *et al.*, 2022; Njuguna *et al.*, 2022).

A principal função do fluido de perfuração é controlar a pressão interna do poço, e evitar influxos indesejados (*kick*), que podem resultar em explosões (*blowout*), especialmente em zonas de alta pressão. Para isso, os fluidos são formulados como misturas complexas, com composição ajustada conforme as condições geológicas e operacionais (Al-Shargabi *et al.*, 2022).

Durante a perfuração, a broca desprende fragmentos de rocha, denominados cascalhos de perfuração, que precisam ser removidos continuamente para evitar obstruções. Nesse contexto, o fluido transporta esses sólidos até a superfície (Njuguna *et al.*, 2022). Entretanto, parte do fluido pode ficar aderida aos cascalhos, contribuindo para a contaminação desses resíduos. A quantidade retida no descarte depende, entre outros fatores, do tamanho das partículas dos cascalhos (Fato; Rahmani, 2024).

Do ponto reológico e físico-químico, os fluidos de perfuração são constituídos por uma fase contínua, sendo aquosa, oleosa ou sintética, na qual se dispersam sólidos (argilas, densificantes e polímeros) e aditivos químicos com funções específicas, como controle de pH, inibição de hidratação de argilominerais e redução de perda de fluido (Al-Shargabi *et al.*, 2022).

Com base na fase contínua, os fluidos de perfuração podem ser classificados como, gasosos (*pneumatic fluids* – PF), aquosos (*water-based drilling fluids* – WBDF) e não-aquosos (*non-aqueous drilling fluids* – NADM). Os fluidos NADM subdividem-se em fluidos oleosos (*oil-based drilling fluids* – OBDF) e sintéticos (*synthetic based drilling fluids* – SBDF), os quais utilizam como fase contínua óleos e derivados do petróleo ou fluidos sintéticos (olefinas, ésteres e polialfaolefinas), respectivamente (Njuguna *et al.*, 2022; Pereira *et al.*, 2022).

Os OBDF consistem em emulsões invertidas, nas quais o óleo atua como fase contínua e a água como fase dispersa. Esses fluidos apresentam propriedades viscoelásticas apropriadas às condições severas de perfuração, elevada estabilidade térmica e alta lubricidade. No entanto, devido ao teor de compostos aromáticos e de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, os OBDF estão associados a maior potencial de impacto ambiental (Fato e Rahmani, 2024; Li *et al.*, 2024).

Os OBDF utilizam óleo diesel ou óleo mineral como fase contínua (Fato e Rahmani, 2024). Esses fluidos podem conter hidrocarbonetos totais de petróleo (HTP), que são definidos como uma mistura complexa de hidrocarbonetos que incluem os hidrocarbonetos de cadeia curta, como benzeno, tolueno, etilbenzeno e xileno (BTEX), hidrocarbonetos de cadeia longa e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAP) (Fatehbasharзад *et al.*, 2022).

Como alternativa aos OBDF, os SBDF foram desenvolvidos buscando-se reduzir a toxicidade por HAP e aumentar o potencial de biodegradabilidade. Apesar disso, o custo de produção é alto, sendo que geralmente são recirculados ou reinjetados após o uso (Pereira *et al.*, 2022).

Em termos de composição, os SBDF apresentam baixo ou inexpressivo conteúdo aromático, o que se reflete em menor concentração de HAP quando comparados aos OBDF (Singh *et al.*, 2026). Essa diferença é mostrada na Tabela 3, que relaciona o conteúdo aromático de diferentes bases (Njuguna *et al.*, 2022).

Tabela 3 – Comparação dos HTP (%) em fluido não aquosos de base diesel, óleo mineral e sintéticos.

Fluido base	Conteúdo aromático	Aromático (%)	Aromáticos policíclicos (%)
Diesel e óleo mineral convencional	Alto	>5	> 0,35
Óleo mineral de baixa toxicidade	Médio	0,5-5	0,001-0,35
Sintéticos (ésteres, olefinas e parafinas)	Baixo a insignificante	<0,5	<0,001

Fonte: Njuguna *et al.*, (2022).

A remoção biológica desses compostos é influenciada pelo peso molecular e pela complexidade estrutural das moléculas, sendo que os compostos de maior massa molecular, como hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, demoram mais a serem biodegradados do que os compostos de baixo peso molecular. A partir dessa relação, é mostrado que quanto maior a complexidade estrutural dos compostos, maior a resistência à biodegradação; portanto, a ordem de biodegradabilidade é demonstrada pela sequência hierárquica de alcanos lineares > alcanos ramificados > cicloalcanos e hidrocarbonetos aromáticos (com um ou dois anéis) > hidrocarbonetos poliaromáticos com mais de dois anéis (Eldos *et al.*, 2022).

Entretanto, não apenas a composição molecular influencia a degradação. A própria estrutura emulsificada do fluido, estabilizado por surfactantes, altera a biodisponibilidade

dos contaminantes. Surfactantes aniônicos (SDS), catiônicos (CTAB) e não iônicos (Tween 80) são utilizados para estabilizar a interface óleo-água, reduzindo a tensão interfacial e mitigando a coalescência (Farooq *et al.*, 2019; Silva *et al.*, 2022). Em matrizes oleosas, essa estabilidade pode dificultar a separação física das fases e modificar a transferência de massa (Silva *et al.*, 2022).

A formulação do SBDF inclui, além do fluido base (olefinas lineares, olefinas internas, poli-alfa-olefinas, ésteres ou parafinas), argilas, metais, sais de barita, água e outros aditivos. A fase aquosa dispersa nesses fluidos é geralmente constituída por salmouras concentradas, como soluções de NaCl, KCl ou CaCl₂ (Njuguna *et al.*, 2022; Neff *et al.*, 2000). Dessa forma, observa-se que os fluidos sintéticos apresentam elevada salinidade, por conta da salmoura presente na fase dispersa (Njuguna *et al.*, 2022).

Esse aspecto pode ser observado na Tabela 4, que compara componentes típicos de fluido de perfuração.

Paralelamente à complexidade orgânica, a salinidade presente no fluido constitui fator crítico no tratamento desses resíduos. A salinidade influencia as propriedades físico-químicas, biológicas eletroquímicas dos SAC (Wagner *et al.*, 2021). Em termos físico-químicos, a composição da salmoura afeta a estabilidade da emulsão e o tamanho das gotículas dispersas, alterando padrões de coalescência (Friaça; Pereira; Ataíde, 2023)

Com base na perspectiva biológica, concentrações salinas podem comprometer a atividade microbiana e a sobrevivência das espécies vegetais em SAC (Wagner *et al.*, 2021; Al-Ghouti *et al.*, 2019).

Tabela 4 – Composição de fluidos de perfuração.

Tipo de fluido	Composição
À base de água (WBDF)	Água doce ou água do mar; bentonita (0-50 lb/bbl); NaOH (0-5 lb/bbl); carbonato de sódio (0-3 lb/bbl); NaCl/KCl (0-3 lb/bbl); sólidos de perfuração (0-100 lb/bbl)**.
À base de óleo (OBDF)	Óleo base (óleo diesel ou óleo mineral, 70-90% v/v); agentes de ponderação (barita, CaCO_3 , hematita); emulsificantes (óleos de pinho, ácidos graxos, estabilizantes); agentes de controle de filtrado; agentes umectantes; agentes alcalinizantes ($\text{NaOH}/\text{Ca}(\text{OH})_2$); viscosificantes (goma xantana, amidos, argilas organofílicas)
À base de sintéticos (ésteres, olefinas e parafinas)	Compostos orgânicos sintéticos (olefinas, ésteres, lubrificantes – 30-90% v/v); salmoura (NaCl/KCl); emulsificantes; agentes umectantes; materiais de ponderação (barita, BaSO_4 ou ilmenita, FeTiO_3); argilas; lignita; cal.

Fonte: Njuguna *et al.*, (2022). Legenda: ** lb/bbl correspondem aproximadamente a concentrações entre 0 e 142 g L⁻¹ de bentonita, 0 e 14 g L⁻¹ de NaOH, 0 e 8,5 g L⁻¹ de carbonato de sódio, 0 e 8,5 g L⁻¹ de NaCl/KCl e até cerca de 285 g L⁻¹ de sólidos de perfuração.

Liang *et al.*, (2017), ressaltam que em condições de CE de 7 mS cm⁻¹ utilizando *Canna indica* e NaCl como fonte de sais, relataram que os microrganismos se adaptaram e contribuíram para a redução da resistência interna do SAC-CCM, favorecendo, por conseguinte a transferência de elétrons. Isso pode ser atribuído ao fato de que os sais presentes na água ajudam a aumentar a força iônica da solução e potencializar a transferência de elétrons (Xu *et al.*, 2024a)

Ainda assim, os efeitos sobre o SAC-CCM tendem a ser limitados por respostas fisiológicas das plantas e microrganismos. Wagner *et al.*, (2021) destacaram que alta salinidade afetou negativamente a sobrevivência das espécies vegetais nos sistemas de SAC-CCM, sendo que a planta *P. australis* foi mais tolerante à salinidade, sobrevivendo a concentrações de até 12 g L⁻¹ (NaCl) enquanto, *T. latifolia* não resistiu concentrações acima de 8 g L⁻¹ (NaCl), comprometendo o desempenho na remoção do ácido benzoico e do benzotriazol. De maneira semelhante, Al-Ghouti *et al.*, (2019) mostraram que, embora os SAC sejam eficazes na remoção de matéria orgânica e metais pesados, a sua eficiência pode ser reduzida em ambientes salinos, pois os microrganismos degradadores e as plantas possuem limitações fisiológicas.

Além disso, a natureza oleosa da matriz influencia os mecanismos físicos de tratamento. Em SAC a separação água-óleo pode ocorrer por decantação gravitacional, favorecida pelo tempo de retenção hidráulico (TRH) e pela retenção promovida pelo sistema radicular das macrófitas. Velocidades reduzidas de escoamento favorecem a separação de fases, enquanto escoamento mais intensos promovem arraste de gotículas e dispersão de fase orgânica (Abreu, 2016).

Nesse contexto, os SAC operados em ciclos alternados e acoplados à CCM emergem como alternativa para tratamento de efluentes oleosos e salinos. A introdução de oxigênio pode contribuir para a oxidação das estruturas aromáticas e, por conseguinte, melhorar a eficiência dos processos e aeração do sistema, conforme visto por Lu et al. (2022), que observaram que o ciclo alternado nos sistemas SAC-CCM melhorou a conversão de $\text{Fe}_2^+/\text{Fe}_3^+$ e promoveu remoção de 62% de HAP.

Apesar dessa limitação, a presença de plantas torna-se essencial nos SAC para a remoção de contaminantes. A vegetação cultivada pode assimilar nutrientes diretamente, acumular metais potencialmente tóxicos em seus tecidos, modular a condutividade, transportar O_2 através das folhas e caules até a zona radicular e liberar exsudatos na rizosfera, além de fornecer superfície de colonização para microrganismos (Wang *et al.*, 2026).

Diante desse cenário, sistemas aqui estudados podem ser explorados sob diferentes níveis de salinidade aplicados a efluentes com matriz oleofínica.

4. MATERIAL E MÉTODOS

Os experimentos foram realizados em casa de vegetação localizada na Área Experimental de Armazenamento e Processamento de Produtos Agrícolas e no Laboratório da Qualidade Ambiental (LQA), pertencentes ao Departamento de Engenharia Agrícola (DEA) da Universidade Federal de Viçosa (UFV), em Viçosa, Minas Gerais, Brasil.

4.1. Localização e configuração dos sistemas alagados construídos

O experimento foi configurado em um delineamento fatorial 3×3 , considerando dois fatores: tipo de vegetação e concentração de água do mar sintética (*seawater*). Todos os sistemas receberam a mesma composição base do afluente, contendo fluido olefinico e surfactante Tween 80 na razão de 1:100 (v/v). As condições experimentais foram definidas pela combinação entre três níveis de vegetação e três níveis de salinidade, sendo:

S0-C: sistema sem vegetação e sem adição de *seawater*;

SO-CI: sistema vegetado com *Canna indica* (biri), sem adição de *seawater*;

SO-CT: sistema vegetado com *Cenchrus setaceus* “Rubrum” (capim-rubro), sem adição de *seawater*;

S3-C: sistema sem vegetação com adição de 3 g L^{-1} de *seawater*;

S3-CI: sistema vegetado com *Canna indica* com adição de 3 g L^{-1} de *seawater*;

S3-CT: sistema vegetado com *Cenchrus setaceus* “Rubrum” e adição de 3 g L^{-1} de *seawater*;

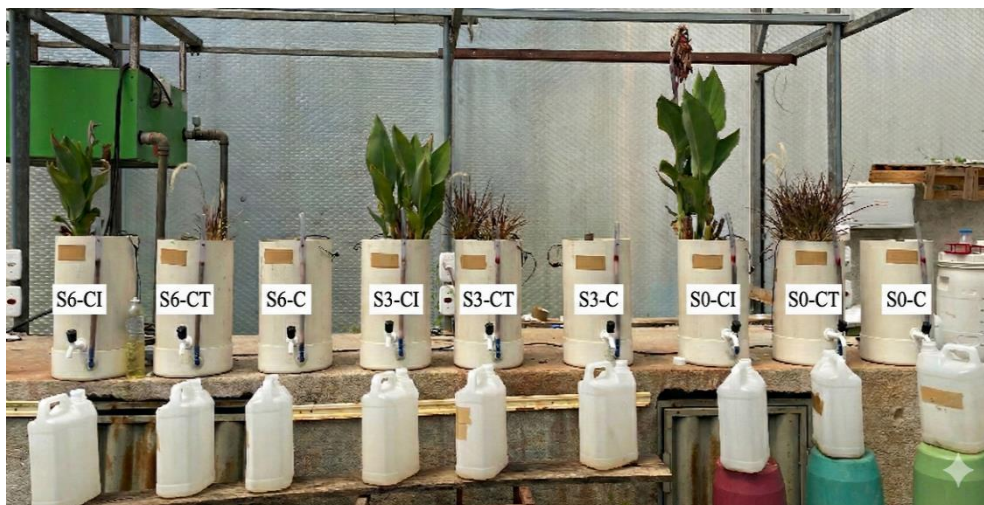
S6-C: sistema sem vegetação e com adição de 6 g L^{-1} de *seawater*;

S6-CI: sistema vegetado com *Canna indica* com adição de 6 g L^{-1} de *seawater*;

S6-CT: sistema vegetado com *Cenchrus setaceus* “Rubrum” e adição de 6 g L^{-1} de *seawater*.

Na Figura 9 apresenta-se a distribuição dos sistemas de acordo com o desenho experimental.

Figura 9 –SAC distribuídos de acordo com delineamento experimental.

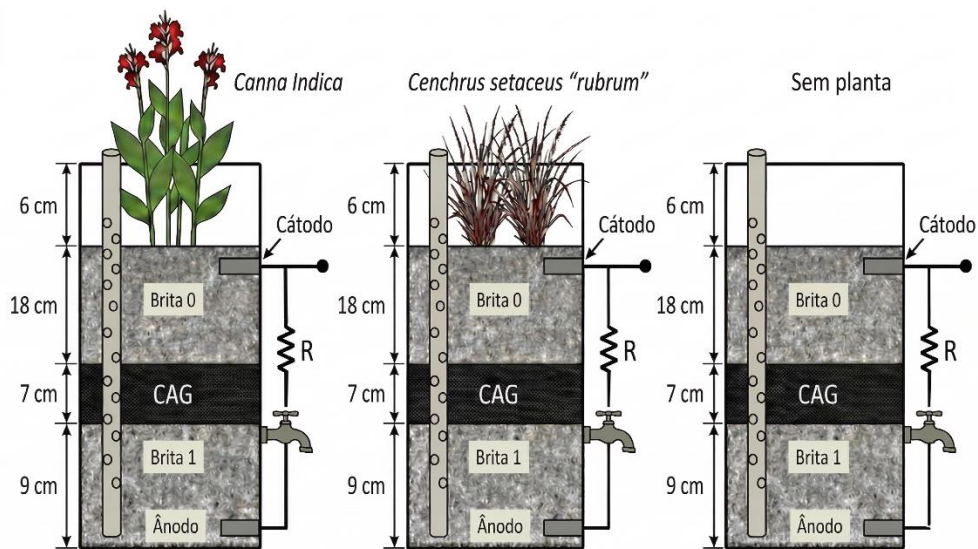


Fonte: Elaboração própria (2026).

Foram utilizados nove sistemas alagados confeccionados em tubos de policloreto de vinila (PVC) 25 cm de diâmetro e 40 cm de altura, instalados verticalmente.

Os SAC foram preenchidos com camadas sucessivas de materiais de enchimento, dispostas de forma padronizada. A camada inferior foi composta por brita “nº 1”, com granulometria entre 9,5 e 19 mm, disposta na base do reator até espessura de 9 cm. Sobre essa camada, foi adicionada uma camada intermediária de carvão ativado granulado comercial, com granulometria de 5 mm (3-6 mesh; diâmetro médio de 1,30 – 1,60 mm), com número de iodo de 872 mg g⁻¹ e densidade aparente de 0,40 – 0,55 g cm⁻³, até espessura de 7 cm. Na porção superior, foi disposta brita “nº 0” de granulometria entre 4,8 e 9,5 mm até 18 cm de espessura, sendo mantido um espaço livre de 6 cm até a borda superior do reator, conforme Figura 12.

Figura 12 – Modelo esquemático dos diferentes reatores.



Fonte: Elaboração própria (2026).

No centro de cada SAC foi instalado um tubo de PVC de 2,5 cm de diâmetro e 40 cm de comprimento, contendo perfurações laterais, destinado à introdução do afluente. A alimentação do sistema foi realizada manualmente por meio desse tubo de entrada. Os sistemas apresentavam volume útil de 4,5 L, e o enchimento era feito de maneira ascendente, a partir da base em direção ao topo, até o surgimento de lâmina d'água (Figura 12).

Os sistemas foram operados em ciclos com duração total de 24 h, compostos por uma fase alagada de 16 h, seguida por uma fase de pousio de 8 h. As etapas de enchimento e drenagem foram realizadas de maneira instantâneas, sendo o intervalo desconsiderado para termos práticos. Para a drenagem do efluente tratado, foi instalada uma torneira na parte inferior do SAC, posicionada a 9 cm da base. O efluente drenado era coletado em recipientes de PEAD e, posteriormente, fracionado em frascos menores para análise. Nos finais de semana, os sistemas permaneceram na condição alagada contínua.

Na etapa de inserção do material de enchimento, foram utilizadas britas de diferentes granulometrias (brita “nº 0” e brita “nº 1”). Esse material granular foi previamente lavado com água corrente para remoção de partículas finas (pó de brita).

Após secagem ao ar, as camadas foram inseridas nos reatores conforme a configuração previamente descrita na Seção 4.1.

As plantas foram previamente lavadas e submetidas à poda antes do plantio. Nos reatores com CI, foi implantada uma muda por reator, enquanto nos sistemas com CT, foram implantadas três mudas por reator, distribuídas de modo aleatório.

A inoculação microbiana dos sistemas foi realizada por meio da adição de uma mistura de lodo anaeróbio proveniente de reator UASB e esgoto doméstico. O processo de adaptação microbiana ocorreu de forma gradual ao longo de cinco semanas, com realimentação semanal dos reatores. Inicialmente, os sistemas foram alimentados exclusivamente com lodo, seguida da introdução do afluente sintético com as respectivas salinidades, aumentando gradativamente a proporção até 100% do afluente experimental.

Após seis semanas de monitoramento, foi realizado um corte raso da biomassa aérea das plantas. Nessa ocasião, os sistemas foram submetidos a lavagem, com intuito de remoção de íons acumulados. A lavagem consistiu na passagem de água de abastecimento pelos SAC, totalizando 774 L de água distribuídos entre os nove reatores. Durante o procedimento, a condutividade elétrica foi monitorada a cada descarte da água pela saída dos reatores, sendo utilizada como indicador da remoção de sais. O processo continuou até que a CE dos SAC se aproximasse da água de abastecimento (aproximadamente $200 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$).

Após a conclusão do processo de lavagem, foi retomada a alimentação com o afluente sintético. Os reatores permaneceram em operação por mais seis semanas e então novo corte foi realizado, com a mensuração da biomassa produzida.

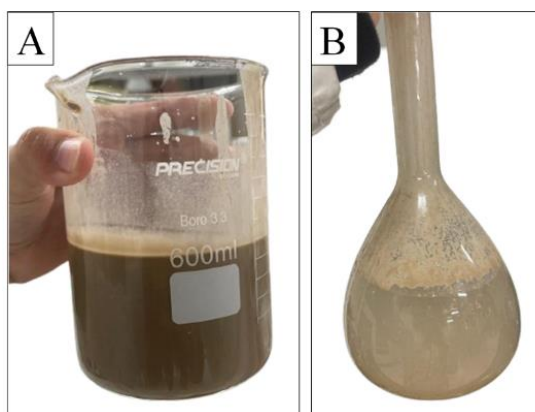
Para o preparo do afluente, foram utilizadas três soluções principais: água do mar sintética (*seawater*), preparada a partir de soluções estoque contendo os sais descritos no método de Stefano *et al.* (1998), solução nutritiva de Hoagland diluída a 25% e uma solução estoque contendo fluido olefínico disperso com o surfactante Tween 80 diluídos em água destilada.

Para essa solução estoque, foram utilizados 450 mL de fluido olefínico, fornecido por empresa especializada, e 45 mL de Tween 80, completando-se o volume final para 4,5 L com água destilada, resultando na proporção de 1:10 (v/v) correspondente a uma parte da mistura de fluido com Tween 80 para oito partes de água destilada. Deste estoque retirou-se 140 mL para 14 L finais, representando uma diluição de 1:100 (v/v).

Ressalta-se que o fluido de base olefinica (SBDF) utilizado era virgem, não tendo sido empregado a operações reais de perfuração. A composição deste fluido segundo a Ficha de Dados de Segurança (FDS) está descrita na Tabela A1 (Anexo A).

A escolha das proporções do SBDF e do surfactante foi baseada na necessidade de promover melhor homogeneização do afluente, evitando-se que o surfactante fosse utilizado em excesso e contribuísse para um aumento expressivo na DQO. Dessa forma, buscou-se garantir que o foco do tratamento estivesse direcionado ao fluido presente na matriz, e não ao surfactante adicionado. Os valores de DQO encontram-se na Tabela A3 (Apêndice A). Na Figura 8 visualiza-se o aspecto do fluido após diluição em água.

Figura 8 – (A) Fluido de perfuração olefinico concentrado, sem preparo. (B) Mistura do fluido com Tween 80 em água destilada para preparo do afluente sintético contendo 0,1% (v/v) de fluido de perfuração e 0,01% (v/v) de Tween 80.



Fonte: Elaboração própria (2026).

Embora a condição do afluente do tratamento S0 tenha sido preparada sem adição de sais da solução *seawater*, o emprego da solução nutritiva de Hoagland ($0,78 \text{ g L}^{-1}$) e o traço de cloreto ($0,078 \text{ g L}^{-1}$) estabeleceu um *background* iônico nesse afluente, o que é comparável com os valores de sólidos dissolvidos totais registrados ($1,14 \text{ g L}^{-1}$) para condição S0 (seção 5.1). O manual da composição *seawater* encontra-se no Apêndice A.

A escolha dos sais e suas proporções teve como objetivo simular a influência da água do mar no sistema experimental. Além disso, foram considerados os limites de tolerância das espécies vegetais. De acordo com a Resolução CONAMA nº 357, a condição salina do projeto equivale à de águas tidas como salobras.

4.2. Automação e operação das células de combustível microbianas dos SAC

A instalação das CCM nos SAC foi realizada por meio da inserção de uma haste de cobre com comprimento de 20 cm e 10 mm de diâmetro na porção inferior de cada reator, atuando como eletrodo anódico. Essa haste foi envolvida por espuma de poliuretano, com o objetivo de aumentar área de contato entre eletrodo e o meio de suporte.

O eletrodo catódico, constituído por fibra de carbono (12,5 cm de comprimento $\times$ 7,5 cm de largura $\times$ 3 mm de espessura), foi conectado a um fio de cobre e interligado ao sistema eletrônico. Ambos os eletrodos foram conectados ao circuito externo por meio de um resistor de 1 k Ω , permitindo a medição da diferença de potencial entre as regiões anódica e catódica.

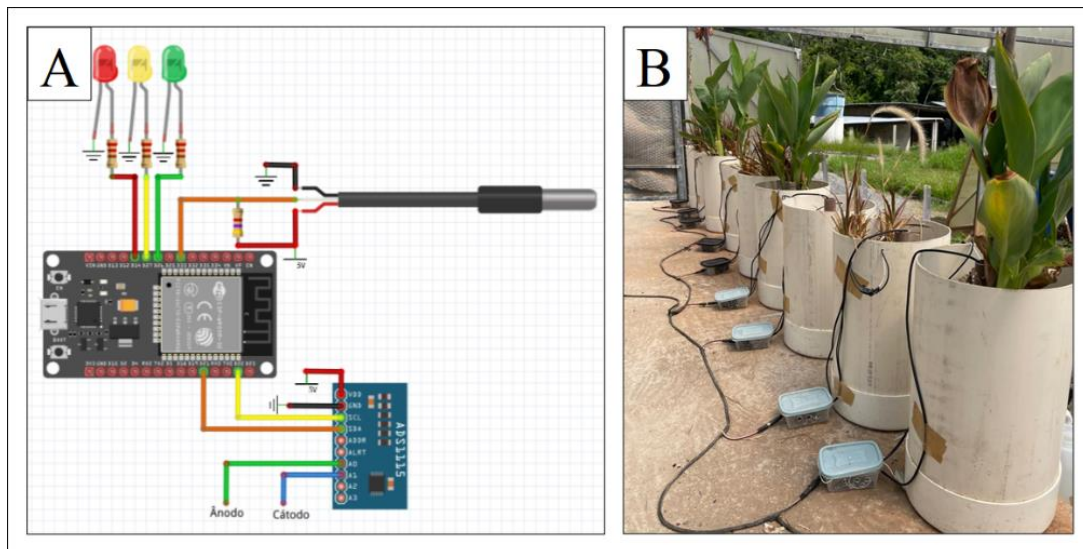
Para o cálculo da densidade de potência, foi utilizada a equação descrita na Seção 3.4 (equação 3). A área anódica foi determinada com base na área geométrica do eletrodo cilíndrico de cobre, resultando em 0,00628 m².

A automação do sistema teve como objetivo principal agilizar e padronizar a coleta de dados de tensão dos SAC, permitindo monitoramento contínuo dos sistemas ao longo do experimento. Para isso, foi desenvolvida uma configuração baseada em microcontroladores ESP32 e sensores distribuídos, com armazenamento local dos dados. A programação foi realizada em ambiente C++.

A arquitetura do sistema, conforme apresentado na Figura 10B, foi baseada na lógica *Controller-Node*. Cada reator foi equipado com um microcontrolador ESP32-DevKitV1 operando como unidade *node*, sendo responsável pela aquisição de dados de temperatura e tensão elétrica. Os *Node* foram identificados por códigos numéricos de 1 a 9, correspondentes aos respectivos reatores experimentais.

Um microcontrolador ESP32-DevKitV1 com módulo de relógio de tempo real (RTC) DS1307, que conta com bateria e calendário interno, atuou como *Controller*, sendo responsável pelo recebimento, organização e armazenamento das informações coletadas. A comunicação com este módulo é feita via barramento I2C com o microcontrolador (Figura 10A).

Figura 10 – Sistema de monitoramento da geração de tensão nos SAC: (A) esquema eletrônico; (B) aplicação prática nos reatores.



Fonte: Elaboração própria (2026).

O sistema foi alimentado por uma fonte chaveada de 12 V e 5 A convertendo a tensão alternada da tomada 110 V para a tensão contínua de 12 V. Na saída da fonte foi utilizado um módulo *step-down* LM2596S para ajuste e estabilização da tensão, garantindo a alimentação adequada de todo o sistema. Para a medição da tensão elétrica gerada pelas CCM, foi utilizado um resistor externo de 1 k Ω conectado entre os terminais do ânodo e do cátodo de cada sistema, a partir do qual os sinais elétricos eram encaminhados aos respectivos ESP32 para aquisição dos dados.

A aquisição dos dados foi realizada a intervalos regulares de 30 minutos, totalizando 48 medições diárias por reator. A temperatura foi monitorada por sensores digitais à prova de água DS18B20, enquanto a medição da tensão elétrica foi realizada por meio de conversores analógicos-digitais de alta resolução, ADS1115, que possuem resolução de 16-bit acoplados ao ESP32 *Nodes*. Para aumentar a confiabilidade das medições, cada parâmetro foi obtido a partir da média de cinco leituras consecutivas realizadas a cada ciclo de coleta.

A comunicação sem fio entre os microcontroladores foi realizada por meio de um protocolo dedicado de baixa latência, permitindo troca direta de mensagens entre as unidades. A cada ciclo de coleta, o *Controller* solicitava sequencialmente as medições de cada *Node*, que retornava os dados acompanhados de seu identificador. Após o recebimento correto das informações, o *Controller* enviava uma confirmação de

recebimento, assegurando a integridade da comunicação. O sistema utilizou 3 LEDs genéricos de 5 mm, para dar um *feedback* visual do estado do sistema.

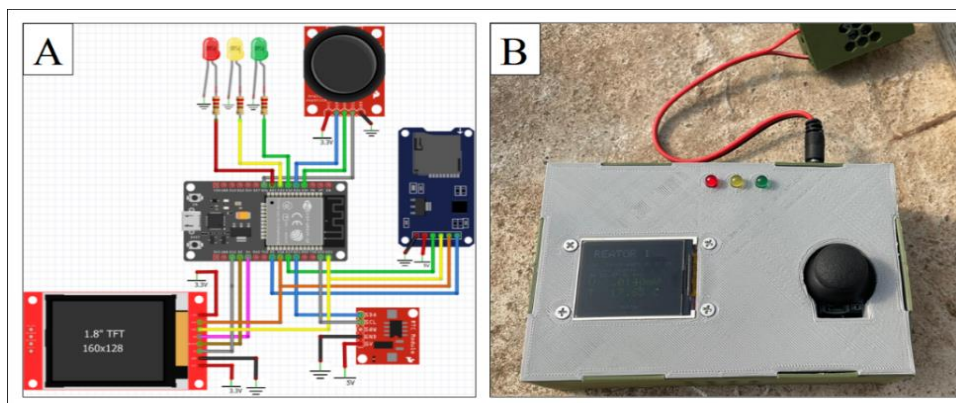
Sempre que os valores recebidos de um dos *Nodes* se encontravam fora das faixas previamente definidas (temperatura inferior a 0° C ou superior a 50 °C; tensão elétrica < 0,00V), uma mensagem de erro era automaticamente exibida no display do sistema.

Os dados recebidos foram armazenados localmente em um cartão de memória microSD ao *Controller*, juntamente com a informação temporal obtida pelo módulo (RTC). O sistema foi programado para pausar a aquisição de dados durante a remoção do cartão de memória, evitando perdas de informação. Mecanismos de verificação foram implementados para confirmar a gravação correta dos registros e para sinalizar eventuais falhas de medição ou comunicação.

As informações foram armazenadas em arquivos no formato *Comma Separated Values* (CSV), contendo os campos de data e hora, identificação do reator, temperatura e tensão elétrica. Para facilitar a visualização das informações em campo do sistema, como últimas medições dos reatores e alertas de erro, foi implementado um menu interativo composto por um display TFT LCD ST7735 de 1,8 polegadas, com resolução de 128 X 160 pixels, conectado ao *Controller* via interface SPI, e um *joystick* analógico KY-023, utilizado para navegação no menu, conectado por meio de portas GPIO.

A placa de circuito impressa (PCB) foi desenvolvida utilizando o *software* KiCAD, Após a montagem o sistema foi alocado dentro de caixas confeccionadas por impressão 3D, conforme Figura 13.

Figura 13 – Sistema de aquisição e visualização de dados desenvolvido para monitoramento da tensão elétrica nos reatores SACFM-CCM: (A) esquema eletrônico; (B) protótipo implementado.



Fonte: Elaboração própria (2026).

4.4. Monitoramento

Após o período de aclimação, os sistemas foram monitorados por um período total de doze semanas. A coleta dos efluentes foi realizada diariamente. As análises de pH, condutividade elétrica, turbidez e potencial de oxirredução eram então realizadas logo em seguida.

Para o processo de enchimento, foram utilizados recipientes com volume de 14 L para cada condição experimental de *seawater* (S0, S3 e S6). O afluente era introduzido manualmente no tubo central dos SAC.

As análises semanais foram padronizadas a partir das amostras coletadas às quartas-feiras, sendo as determinações realizadas ao longo dos dias subsequentes, mantendo-se esse procedimento até o final do experimento. Nessas amostras foram determinados os seguintes parâmetros: nitrogênio total Kjeldahl, nitrogênio amoniacal total, fósforo total, cloreto, demanda química de oxigênio, demanda bioquímica de oxigênio e metais (sódio e ferro).

As análises físicas e químicas dos afluentes e efluentes foram realizadas segundo o preconizado em *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2023). Todas as análises apresentadas foram realizadas no Laboratório da Qualidade Ambiental do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa. Na Tabela 5 apresentam-se os parâmetros analisados, bem como os respectivos métodos analíticos utilizados.

Tabela 5 – Métodos analíticos utilizados para caracterização do afluente e efluente.

Parâmetro	Método	Número
Turbidez (UNT)	Turbidímetro	2130-B
Condutividade elétrica (mS cm ⁻¹)	Condutivímetro	2510-B
Potencial de oxirredução (mV)	Potenciômetro	2580-B
pH (adimensional)	Peagâmetro	4500-H+-B
Nitrogênio total Kjeldahl (mg L ⁻¹)	Processo semimicro Kjeldahl	4500-Norg-C
Nitrogênio amoniacal total (mg L ⁻¹)	Titulometria	4500-NH3-C
Fósforo total (mg L ⁻¹)	Gravimetria	4500-P-D
Demanda química de oxigênio (mg L ⁻¹)	Oxidação química em fluxo fechado	5220-C
Demanda bioquímica de oxigênio (mg L ⁻¹)	Oxímetro	2510-B/5210-B
Cloreto (mg L ⁻¹)	Titulometria	4500-Cl-
Massa seca e Massa úmidas	Gravimétrico	2540-B
Metais (Na e Fe)	Absorção atômica	311-B

Fonte: Elaboração própria (2026).

Para a determinação da DBO do afluente, foi utilizada a metodologia descrita no *Standard Methods* (APHA 5210 B), com adição de inóculo proveniente de esgoto doméstico, uma vez que a matriz sintética não apresentava biomassa suficiente.

Como etapa de monitoramento da biomassa, para a espécie de *Canna indica*, foi realizado um corte raso a 12 cm de altura a partir da base, enquanto para *Cenchrus setaceus* “*Rubrum*” o corte foi realizado a 10 cm. Após doze semanas, procedeu-se a um novo corte raso, seguido da remoção da biomassa radicular das espécies vegetais.

As medições de altura foram realizadas da seguinte forma: para *Cenchrus setaceus* “*Rubrum*”, a altura do pseudocaule foi medida desde a base da planta até o ponto de inserção da primeira folha. A altura total da planta foi determinada pela soma da distância da base até o ponto de inserção da folha e da distância entre esse ponto e o ápice da lâmina foliar.

Para *Canna indica*, o pseudocaule é formado pela sobreposição das bainhas foliares. Dessa forma, a altura do pseudocaule foi estimada pela distância entre a base da

planta e a última inserção foliar. A altura total da planta foi determinada da base até o ápice da folha mais alta.

Tanto na poda intermediária quanto na poda completa, foi realizada a determinação da massa úmida e da massa seca das plantas, após a separação da biomassa em parte aérea (folhas e caules) e sistema radicular. Foram realizadas análises de sódio na parte aérea e radicular das plantas e nitrogênio na área foliar.

Após a determinação das concentrações de Na nos tecidos radiculares e foliares por espectrometria de absorção atômica, foi calculado o fator de translocação (FT), para avaliar a capacidade da planta em translocar o íon Na da raiz para a parte aérea. O FT foi determinado conforme a Equação 4:

$$FT = \frac{Ca}{Cr} \quad (4)$$

Onde C_a teor do elemento na parte aérea (mg g^{-1}) e C_r teor do elemento na raiz (mg g^{-1}).

Foi calculado a eficiência de remoção de poluentes (em porcentagem) para cada parâmetro medido no afluente e efluente usando a seguinte Equação 5:

$$Eficiência (\%) = \left(\frac{C_o - C_e}{C_o} \right) * 100 \quad (5)$$

Onde C_o e C_e são as concentrações iniciais e finais dos parâmetros poluentes medidos em águas residuárias, respectivamente.

4.5. Análises estatísticas

As análises estatísticas foram conduzida utilizando o software OriginLab Pro 2025b. Para cada variável resposta, adotou-se um nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$) para inferências estatísticas. Para análise exploratória, considerou-se nível de significância em até 20% ($\alpha = 0,20$), com o objetivo de identificar tendências nos dados experimentais.

As análises foram conduzidas com o propósito de avaliar os efeitos de salinidade e vegetação e, sobretudo, verificar a existência de interação entre esses fatores.

O delineamento foi baseado em análise de variância de dois fatores (ANOVA *two-way*), considerando como fatores fixos:

- (i) Salinidade (três níveis: S0, S3, S6) e
- (ii) Vegetação (três níveis: C, CI, CT)

Para as hipóteses estatísticas testadas foram:

Hipótese nula (H_0): não há interação entre os fatores (o efeito da salinidade independe do tipo de vegetação e vice-versa).

Hipótese alternativa (H_1): existe interação entre os fatores (o efeito de um fator depende do nível do outro)

Quando ANOVA *two-way* indicou efeito estatístico significativo ($p \leq 0,05$) a diferença entre as médias foi avaliada por meio do teste de comparações múltiplas de Holm-Sidak ($p \leq 0,05$). No caso de interação significativa entre os fatores, procedeu-se ao desdobramento dos efeitos (efeitos simples) e para não interação dos fatores avaliaram-se os efeitos principais. Para isso, foram realizadas ANOVA *one-way* seguida novamente pelo teste de Holm-Sidak dentro de cada nível de um dos fatores, conforme abaixo:

- (i) Efeito de vegetação dentro de cada salinidade
- (ii) Efeito da salinidade dentro de cada condição de vegetação

Esse procedimento permitiu identificar em quais condições experimentais as diferenças ocorreram e como a resposta do sistema se comportou. Utilizou-se o coeficiente de correlação de Pearson para avaliar a associação entre as variáveis analisadas.

Para os dados de *outliers* foram identificados por meio do critério de Tukey, considerando valores inferiores ao primeiro quartil menos 1,5 vezes o intervalo interquartil ($Q1 - 1,5 \times IQR$) e superiores ao terceiro quartil mais 1,5 vezes o intervalo interquartil ($Q3 + 1,5 \times IQR$).

5.RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Caracterização do afluente

O monitoramento dos SAC iniciou-se em 26 de agosto de 2025, com uma etapa inicial de inoculação. A partir de 06 de outubro de 2025, teve início a operação das unidades com aplicação do afluente e o monitoramento manteve-se até 03 de janeiro de 2026, totalizando doze semanas.

Foi realizada a caracterização do fluido olefínico em emulsão com Tween 80 (TW80), diluído na concentração final 1:100 (v/v), sem adição de sais (*seawater*) e da solução nutritiva de Hoagland a 25%, bem como a análise do TW80 isoladamente. Os resultados encontram-se apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 – Caracterização físico-química do SBDF emulsionado com TW80 e TW80.

Parâmetro	SBDF + TW 80	TW 80
DQO (mg L ⁻¹)	1128,5	120,92
DBO (mg L ⁻¹)	240,2	23,38
Fósforo total (mg L ⁻¹)	0,36	< LQ
NTK (mg L ⁻¹)	< LQ	< LQ
Nitrogênio amoniacal total (mg L ⁻¹)	< LQ	< LQ
Cloreto (mg L ⁻¹)	74,98	< LQ

Fonte: Elaboração própria (2026). Limite de detecção (LQ, mg L⁻¹): (NTK e Nitrogênio amoniacal total) = 0,5; Cl⁻ = 1,0; PT = 0,1

Com os resultados verificou-se que a maior contribuição de matéria orgânica oxidável está associada à fração do FLO, enquanto TW80 apresenta contribuições secundárias para os valores de DQO e DBO; entretanto, a matriz olefínica contribuiu para os valores de cloreto e fósforo.

Na Tabela 7 apresenta-se a caracterização do afluente utilizado no sistema. Os valores foram utilizados para contextualizar as condições de entrada do sistema.

Tabela 7 – Caracterização físico-química do afluente sintético sob diferentes níveis de *seawater*.

Parâmetro*	Média S0**	Média S3**	Média S6**
DQO	1116,7	1392,1	1520,4
DBO	258	274	265,5

Fósforo	3,58	2,67	2,33
NTK	5,04	4,34	4,32
Nitrogênio amoniacal total	4,06	3,64	3,36
Cloreto	114,64	1916,7	3920,5
Sólidos totais	1373,33	3986,67	7536,67
Sólidos dissolvidos totais	1137,5	4000,0	6440,0
Sólidos dissolvidos fixos	610,42	3081,25	5115,0
Sólidos dissolvidos voláteis	527,08	918,75	1325,0
Sólidos suspensos fixos	583,08	579,23	506,92
Sólidos suspensos totais	1023,08	956,92	757,69
pH	7,54	7,58	7,48
Turbidez	111,6	115,26	133,77
CE	1,2	5,2	9,5

Fonte: Elaboração própria (2026). Legenda: * Unidades em mg L⁻¹ com exceção do Eh, turbidez, condutividade elétrica, pH que têm unidades de mV, UNT, µS cm⁻¹ e adimensional, respectivamente. ** Médias. Observação: As diferenças observadas entre ST e a soma SDT e SST são atribuídas à variabilidade analítica e às limitações inerentes aos métodos gravimétricos.

O aumento dos sólidos dissolvidos totais demonstrou o comportamento esperado em função do gradiente de salinidade aplicado (*seawater*).

Na Tabela 8 verificam-se as concentrações médias dos metais analisados no afluente S0. Observa-se que os elementos-traço analisados (Mn, Ni, Zn, Cr, Al e Si) apresentaram concentrações abaixo do limite de detecção. As concentrações de Ca, Mg, Na e K detectadas sofreram interferência por conta da solução nutritiva Hoagland (25%), utilizada no preparo do afluente.

Tabela 8 – Concentração de elementos metálicos e cátions majoritários no afluente sintético S0.

Elementos*	Média S0
Cu	< LQ
Fe	< LQ
Mn	< LQ

Ni	< LQ
Zn	< LQ
Cr	< LQ
Al	< LQ
Si	< LQ
Co	< LQ
Ca**	0,0514
Mg**	0,0032
Na**	0,0371
K**	0,0186

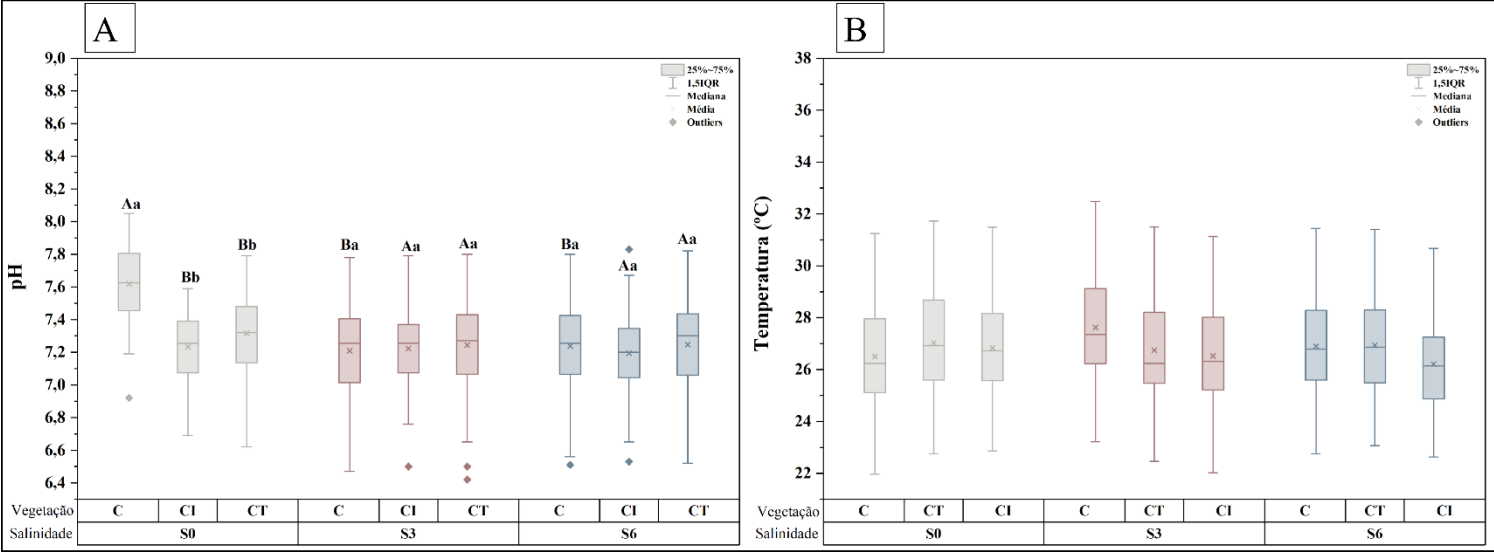
Fonte: Elaboração própria (2026). Legenda: *Concentrações expressas em mg L⁻¹. ** Concentrações influenciadas pela adição da solução nutritiva Hoagland (25%). Limite de detecção (LQ, mg L⁻¹): Fe = 0,15; demais metais (Cu, Mn, Ni, Zn, Cr, Al, Si e Co) = 0,01.

5.2. Desempenho dos sistemas alagados construídos

Para auxílio na avaliação dos dados monitorados, foram utilizados gráficos do tipo *boxplot* para representar a distribuição estatística dos parâmetros dos efluentes.

Apresentam-se na Figura 13 os resultados referentes aos valores de pH e temperatura.

Figura 13 – Desempenho do pH (A) e da temperatura (B) nos SAC sob diferentes níveis de salinidade e vegetação.



Fonte: Elaboração própria (2026). Legenda: (A) letras minúsculas comparam vegetações dentro da mesma salinidade e letras maiúsculas comparam salinidades dentro da mesma vegetação (desdobramento da ANOVA *two-way* com pós-teste Holm-Sidak, ($p \leq 0,05$)).

A análise de variância *two-way* revelou interação significativa para o pH ($p \leq 0,05$). Dessa forma, os efeitos da interação foram desdobrados utilizando o pós-teste de Holm-Sidak ($p \leq 0,05$).

Como apresentado na Figura 13A, a análise do desdobramento da interação entre salinidade e vegetação mostrou diferenças estatísticas no nível S0. Nessa condição, o sistema não plantado (C) apresentou valores estatisticamente maiores de pH comparado aos sistemas vegetados (CI) e (CT). Para as condições S3 e S6 não foram observadas diferenças estatísticas entre os tratamentos, sugerindo que o aumento da salinidade reduziu a influência da vegetação sobre a dinâmica do pH do sistema.

Em níveis mais elevados de salinidade (S3 e S6), o aumento da força iônica reduziu a influência das plantas na resposta ao pH. Kaiwen *et al.* (2020) destacaram que o estresse salino promove desequilíbrio iônico na vegetação, especialmente pelo acúmulo de Na, comprometendo processos fisiológicos e reduzindo o crescimento radicular. A limitação do desenvolvimento radicular pode restringir a liberação de exsudatos na rizosfera e, conseqüentemente, diminuir a capacidade das plantas de modular o pH do meio.

Em contrapartida, em menor estresse salino (S0), a vegetação exerceu influência significativa na resposta ao pH. Essas diferenças podem estar associadas às alterações no microambiente das raízes, decorrentes da liberação de prótons (H^+) que acontecem por processos fisiológicos ao longo do crescimento das plantas (Mohammed Khudzari *et al.*, 2018a).

Cui *et al.* (2024) relataram que SAC com unidades vegetadas tendem a apresentar pH ligeiramente inferior aos sistemas não plantados, possivelmente em decorrência da liberação de substâncias ácidas associadas ao metabolismo radicular.

No entanto, os valores de pH encontrados neste trabalho, estavam todos próximos da neutralidade (6,5 – 8), sendo a condição de pH ideal para a maioria dos microrganismos (He *et al.*, 2008), pois, pH neutro a ligeiramente alcalino favorece o crescimento de bactérias heterotróficas responsáveis pela decomposição da matéria orgânica que por

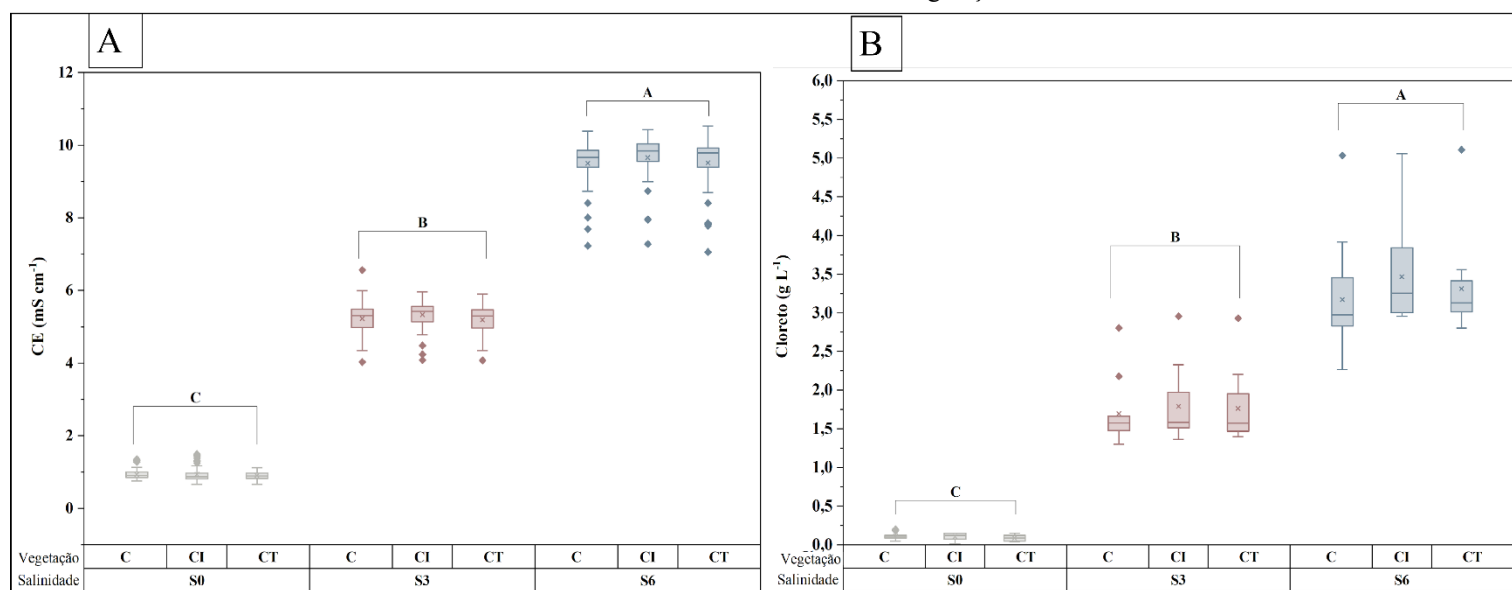
consequente contribuem para a eficiência de remoção de DQO e DBO (Md Khudzari *et al.*, 2018b).

Para os dados de temperatura apresentados na Figura 13B, não foram observadas diferenças estatisticamente significativas entre os fatores avaliados. A análise por ANOVA *two-way* indicou ausência de interação significativa entre salinidade e vegetação ($p = 0,79$). Da mesma forma, os efeitos principais isolados também não foram significativos para salinidade ($p = 0,87$) e vegetação ($p = 0,65$).

Dessa forma, as variações observadas na temperatura ao longo do experimento estiveram associadas principalmente às condições ambientais externas, especialmente às oscilações térmicas características do período de verão.

Apresentam-se na Figura 14 os resultados referentes aos valores de CE e cloreto.

Figura 14 – Desempenho da condutividade elétrica (CE) (A) e da concentração de cloreto (B) nos SAC sob diferentes níveis de salinidade e vegetação.



Fonte: Elaboração própria (2026). Legenda: letras maiúsculas indicam diferenças estatísticas entre os níveis de salinidade, conforme ANOVA *two-way* ($p \leq 0,05$) seguida de teste de comparações múltiplas de Holm-Sidak para o fator salinidade ($p \leq 0,05$).

Os dados de condutividade elétrica apresentados na Figura 14A não apresentaram interação significativa entre os fatores avaliados na ANOVA *two-way* ($p = 0,42$). Foi observado efeito significativo apenas para o fator salinidade ($p \leq 0,05$), enquanto o fator

vegetação não apresentou significância ($p = 0,35$). Esses resultados indicam que a CE sofreu influência da salinidade.

Segundo von Sperling (2015b) e Wang *et al.* (2020), a CE expressa a capacidade do meio de conduzir corrente elétrica, sendo proporcional à concentração de íons dissolvidos, dessa forma, a CE atuou como indicador da salinidade global no sistema.

Adicionalmente, com base na avaliação da remoção de sais, observou-se que a salinidade imposta não apresentou variações relevantes em relação ao afluente (Tabela 10, seção 5.1). Esse comportamento pode ser explicado pelo fato de que processos de evaporação em sistemas alagados construídos podem concentrar os sais na matriz do meio suporte, aumentando a força iônica do sistema. Parte desses sais pode precipitar e se acumular na superfície do meio de enchimento, sendo posteriormente redissolvida com a entrada de novo afluente, o que contribui para a manutenção de concentrações semelhantes ao longo do sistema (Deodoro, 2020).

Para a variável cloreto (Figura 14B), a ANOVA *two-way* também não indicou interação significativa entre os fatores ($p = 0,96$). De forma semelhante ao observado para CE, o fator salinidade apresentou efeito significativo ($p \leq 0,05$), enquanto vegetação não apresentou significância ($p = 0,92$).

Em relação à eficiência de remoção de cloretos em SOC, SOCI, SOCT, S3C, S3CI, S3CT, S6C, S6CI, S6CT, observaram-se valores médios de 2,15%, 6,07%, 20,68%, 11,44%, 6,49%, 7,87%, 19,13%, 11,53%, 15,49%, respectivamente.

As modestas eficiências podem ser explicadas por perdas de volume por evaporação que podem aumentar a concentração final do íon. Além disso, o cloreto pode permanecer retido nos poros do leito e ser posteriormente liberado no efluente. Resultados semelhantes foram observados por Schück e Greger (2022), que verificaram variações na concentração de Cl^- em sistemas SAC, sem meio de enchimento, onde houve aumento inicial na concentração do íon na solução, sendo atribuídos à redistribuição e à liberação temporária de Cl^- armazenado nos tecidos vegetais e no sistema.

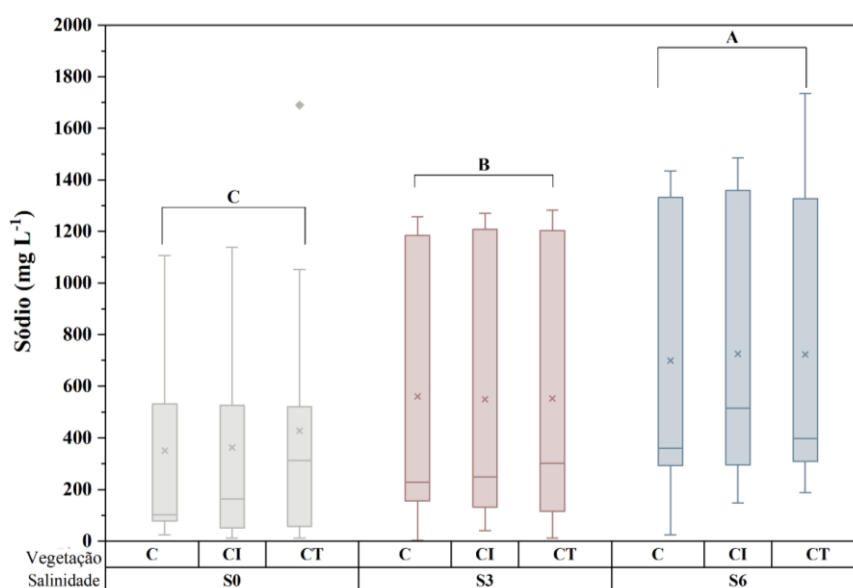
Ambas as análises seguiram o perfil de confirmação de salinidade dentro do SAC. A CE estando relacionada à presença de sólidos dissolvidos na matriz, e o cloreto como um agente de confirmação do íon que está majoritariamente presente na *seawater*.

Apresentam-se na Figura 15 os resultados referentes aos valores do íon sódio.

A avaliação das concentrações de Na^+ indicou, por meio da ANOVA *two-way*, ausência de interação significativa entre os fatores salinidade e vegetação ($p = 0,99$). Observou-se efeito significativo apenas para o fator salinidade ($p \leq 0,05$), enquanto o fator vegetação não apresentou significância ($p = 0,96$), conforme Figura 15.

Embora o Na^+ e o Cl^- componham majoritariamente a matriz salina, ambos atuam principalmente como indicadores da intensidade do estresse salino imposto ao sistema. O Na^+ , por ser o cátion majoritário da solução, pode sofrer retenção por troca iônica ou absorção vegetal e o Cl^- , devido à sua mobilidade e baixa absorção, tende a refletir de maneira mais estável a intensidade da salinidade, podendo também ser absorvido pelas plantas (Kaiwen *et al.*, 2020; Liu *et al.*, 2021; Parida e Das, 2005). Em concentrações elevadas, ambos podem representar fatores de estresse às plantas.

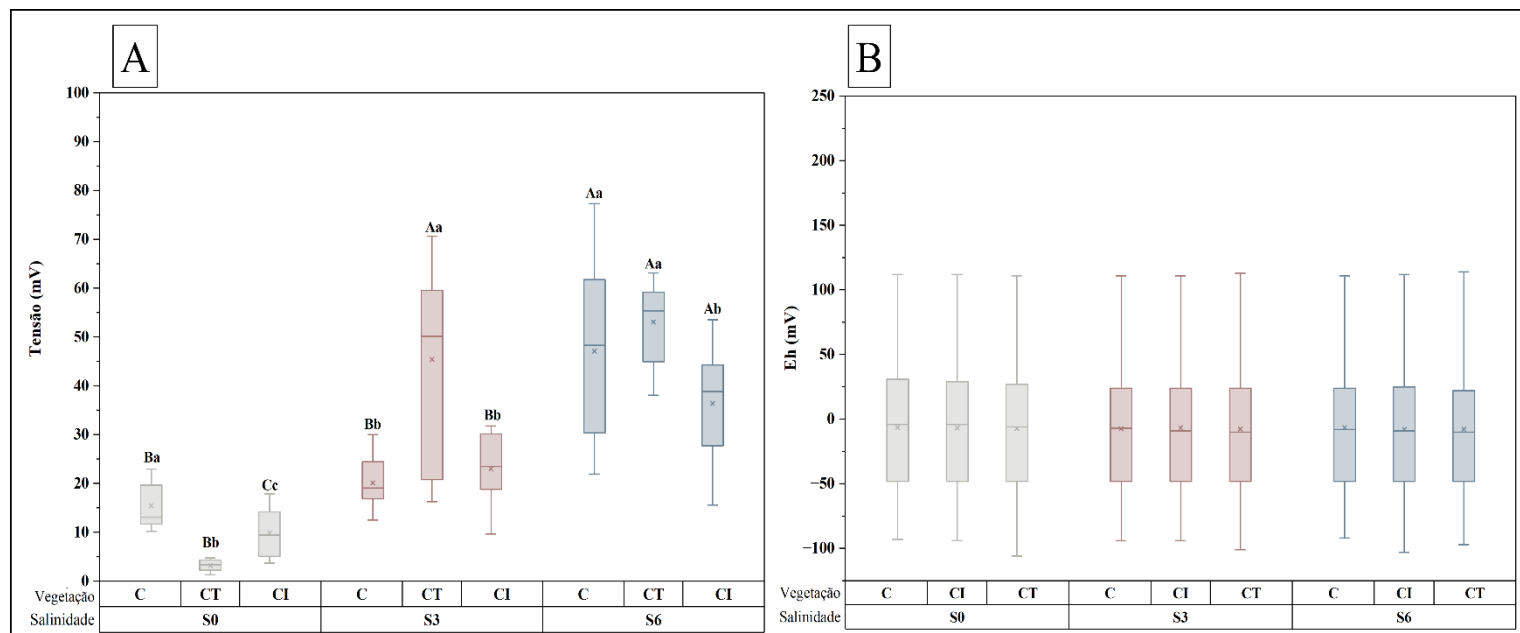
Figura 15 – Concentração de sódio nos reatores SAC sob diferentes níveis de salinidade e vegetação.



Fonte: Elaboração própria (2026). Legenda: letras maiúsculas indicam diferenças estatísticas entre os níveis de salinidade, conforme ANOVA *two-way* ($p \leq 0,05$) seguida de teste de comparações múltiplas de Holm-Sidak para o fator salinidade ($p \leq 0,05$).

Considerando que a salinidade pode contribuir para os efeitos de equilíbrio redox e na atividade microbiana, na Figura 16 apresenta-se o comportamento da média semanal de tensão gerada pela CCM (A) e o Eh (mV) (B) dos sistemas.

Figura 16 – Desempenho eletroquímico (A) e potencial de oxirredução (Eh) (B) nos reatores SACFM-CCM sob diferentes níveis de salinidade e vegetação.



Fonte: Elaboração própria (2026). Legenda: (A) letras minúsculas comparam vegetações dentro da mesma salinidade e letras maiúsculas comparam salinidades dentro da mesma vegetação (desdobramento da ANOVA *two-way* com pós-teste Holm-Sidak, ($p \leq 0,05$)).

Os dados de tensão (mV) apresentaram interação significativa entre os fatores salinidade e vegetação na análise ANOVA *two-way* ($p \leq 0,001$). Dessa forma, foi realizado o desdobramento da interação. Observou-se que, na condição S0, houve diferença significativa entre os tratamentos ($C > CI > CT$). Entretanto, na condição S3, o tratamento CT apresentou maiores valores de tensão frente ao C e CI, os quais não diferiram estatisticamente entre si. Já na condição S6, os tratamentos C e CT não diferiram entre si, mas ambos valores de tensão foram significativamente maiores ao CI, conforme Figura 16A.

Na condição S0, notou-se diferença significativa entre os tratamentos, com maior tensão observada no sistema não vegetado (C). Esse comportamento sugere que a presença de vegetações no sistema pode ter promovido maior liberação de oxigênio dissolvido na rizosfera, o que indica que em C não houve competição por oxigênio, sendo assim, a zona anódica ficou mais estável. Liu *et al.* (2020) ressaltam que a liberação de oxigênio pelas raízes pode também comprometer a manutenção de condições ideais na

região anódica, uma vez que a presença de aceptores finais de elétrons competitivos pode reduzir a eficiência eletrogênica.

Em S3, o maior valor de tensão foi observado em CT, indicando possibilidade de efeitos sinérgicos da vegetação e salinidade moderada, onde sob salinidade moderada, pode ter havido uma otimização da condutividade do meio, o que por sua vez possa ter corroborado no transporte iônico e redução da resistência interna. Castellano-Hinojosa *et al.*, (2025) observaram aumento de tensão (800 mV) no CCM em salinidade de 3,5 g L⁻¹ (NaCl) associado à maior abundância de microrganismos eletroativos nesta condição.

Adicionalmente, como o CT é uma planta gramínea, a diversidade microbiana na rizosfera é geralmente maior do que em outras plantas, podendo influenciar por conseguinte na microbiota presente no ânodo (Saeed *et al.*, 2023; Souza, 2023), visto que maior diversidade de bactérias eletrogênicas contribui para maior atividade metabólica e maior oxidação de substratos orgânicos, que por conseguinte contribui para a geração de corrente elétrica na CCM (Xu *et al.*, 2024).

Esse comportamento é compatível com os achados de Chiranjeevi; Mohanakrishna; Venkata Mohan, (2012) que demonstraram aumento expressivo da tensão em CCM utilizando CT. Os autores observaram que a geração de bioeletricidade está diretamente associada à disponibilidade de exsudatos liberados pelas raízes, a intensidade da rizodeposição exerceram papel na transferência de elétrons ao ânodo e, consequentemente, no aumento do potencial elétrico do sistema.

Em termos de densidade de potência (mW m⁻²) os valores médios obtidos para SOC, SOCI, SOCT, S3C, S3CI, S3CT, S6C, S6CI e S6CT foram de 0,04, 0,02, 0,002, 0,07, 0,09, 0,3, 0,4, 0,2, 0,5, respectivamente. Apesar do aumento com a salinidade, as densidades de potência e tensão foram baixas, especialmente nos sistemas salinos.

Os valores de tensão registrados por Xu *et al.* (2019) em sistemas SAC-CCM plantados, tratando de água residuária sintética salina com matéria orgânica e nutrientes, operando em salinidade de 5 g L⁻¹ foram de 389,06 mV, com densidade de potência de 16,4 mW m⁻². Em comparação, para uma salinidade de 1 g L⁻¹, os autores observaram tensões de 273 mV e densidade de potência de 3,9 mW m⁻². Esses resultados indicam que o aumento da salinidade favoreceu a geração de eletricidade devido ao aumento da

condutividade iônica do meio. Entretanto, os valores obtidos no presente estudo foram inferiores aos reportados na literatura, mesmo sob condições salinas.

Os menores valores de tensão e densidade de potência observados podem estar associados à presença da matriz oleosa no afluente. Considerando a natureza hidrofóbica do fluido olefinico utilizado, esse fator pode ter limitado o acesso dos microrganismos aos substratos disponíveis. Além disso, em condições salinas, o efeito *salting-out* tende a intensificar a separação entre as fases óleo-água, reduzindo o contato entre o biofilme eletroativo e o substrato no ânodo (Grenoble; Trabelsi, 2018; Kundu *et al.*, 2013)

Sim *et al.* (2026) mostraram que o uso de biossurfactantes é crítico para manter a emulsificação e a biodisponibilidade em efluentes ricos de óleo, aumentando o desempenho eletrogênico, enquanto na ausência resultou em declínio da geração elétrica, inclusive com acúmulo visível de lipídios nos eletrodos.

Dessa forma, a produção de tensão registrada no presente estudo pode indicar influência de possível coalescência da emulsão óleo-água, principalmente nos níveis (S3 e S6) associada ao efeito da salinidade sobre a estabilidade da emulsão, o que teria limitado a oxidação microbiana e a transferência de elétrons.

Pasternak (2023), reportou correlação positiva entre potência e redução da tensão superficial, sugerindo que a produção de biossurfactante pode ser estimulada por meio da atividade dos microrganismos eletroativos em matrizes oleosas. Contudo, a limitação inicial da emulsificação do afluente impossibilita que os microrganismos acessem o óleo atuando como uma barreira física, dificultando o contato entre microrganismo e substrato. Dessa forma, reduz-se a degradação e, conseqüentemente, a transferência de elétrons.

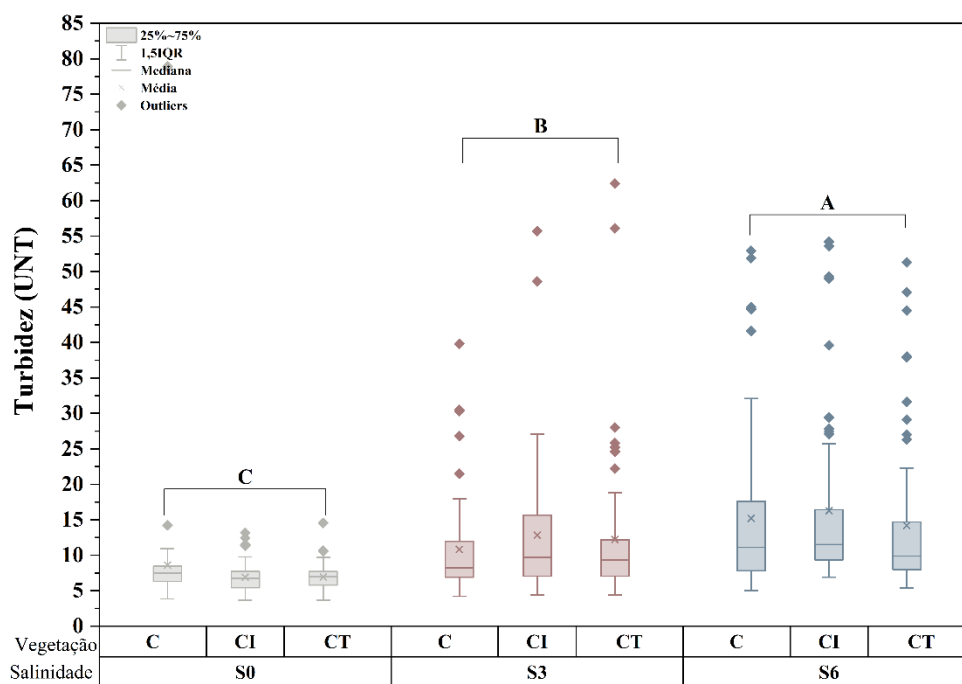
Os dados de potencial de oxirredução não apresentaram interação significativa entre os fatores na ANOVA *two-way* ($p = 0,99$), tampouco efeito isolado da salinidade ($p = 0,99$) ou da vegetação ($p = 0,99$). Os valores concentraram-se majoritariamente entre +20 mV e -60 mV, caracterizando predomínio de condições anóxicas e levemente redutoras, conforme Figura 16B. De acordo com von Sperling (2014), valores entre +100 mV e -100 mV indicam condições anóxicas, enquanto valores inferiores a -100 mV caracterizam ambientes anaeróbios.

Independentemente do nível de salinidade, o sistema manteve o estado redox estável. A salinidade não alterou o Eh e o estado redox foi governado principalmente pela atividade microbiana no interior do SAC e pelo regime operacional *tidal flow*, nos quais

ciclos de enchimento e drenagem promoveram flutuações na disponibilidade de oxigênio (González; Puigagut; Vidal, 2021; Hu; Zhao; Rymszewicz, 2014).

Apresentam-se na Figura 17 os resultados referentes aos valores de turbidez.

Figura 17 – Desempenho da turbidez nos reatores SAC sob diferentes níveis de salinidade e vegetação.



Fonte: Elaboração própria (2026). Legenda: letras maiúsculas indicam diferenças estatísticas entre os níveis de salinidade, conforme ANOVA *two-way* ($p \leq 0,05$) seguida de teste de comparações múltiplas de Holm-Sidak ($p \leq 0,05$).

Os dados de turbidez dos efluentes não apresentaram interação significativa entre salinidade e vegetação na ANOVA *two-way* ($p = 0,45$), indicando que o efeito da concentração salina ocorreu de forma independente da presença de vegetação. O fator vegetação também não apresentou efeito significativo sobre a turbidez ($p = 0,64$). Entretanto, no fator salinidade foi observado efeito significativo ($p \leq 0,05$), evidenciando que a força iônica do meio influenciou na dinâmica de partículas suspensas no sistema, conforme Figura 17.

Em SAC, a remoção de turbidez está predominantemente associada a mecanismos físicos, como sedimentação, filtração no meio de enchimento e retenção no biofilme aderido ao meio de suporte (Kadlec; Wallace, 2008; Vymazal, 2014). Dessa forma,

reforça-se que a redução da turbidez esteve relacionada as propriedades físico-químicas do meio.

Os eventos de maior variabilidade podem estar associados ao desprendimento do biofilme ou à ressuspensão de partículas no reator. Adicionalmente, Grenoble; Trabelsi, (2018) relataram que o incremento da força iônica pode desencadear fenômenos de *salting-out*, reduzindo a estabilidade da emulsão óleo-água. Esse processo favorece a coalescência de gotículas e a formação de partículas maiores (Kundu *et al.*, 2013).

Dessa forma, a dispersão dos dados observados, especialmente sob S6, podem estar relacionados tanto à ressuspensão de partículas retidas no SAC quanto ao efeito da solução afluyente sob força iônica.

Apesar dessas oscilações, o sistema apresentou eficiência de remoção altas, de 93,4%, 94,7%, 94,7%, 93,1%, 91,8%, 92,2%, 90,8%, 90,2% e 91,5% para SOC, SOCI, SOCT, S3C, S3CI, S3CT, S6C, S6CI e S6CT, respectivamente.

No que se refere à matéria orgânica, observou-se que o afluyente apresentou baixa relação DBO/DQO, indicando reduzida fração biodegradável da matéria orgânica presente na matriz. Adicionalmente, verificou-se que a relação entre DBO, nitrogênio e fósforo (DBO:N:P) também não se encontrou em proporções ideais para o desenvolvimento da biomassa microbiana, apresentando valores entre 100:1,6–2,0:0,9–1,4 para as diferentes configurações, inferiores à proporção 100:5:1 considerada adequada para processos biológicos (von Sperling, 2014). A seguir, são apresentados os resultados de DQO e DBO ao longo do monitoramento do sistema (Figura 18 e 19).

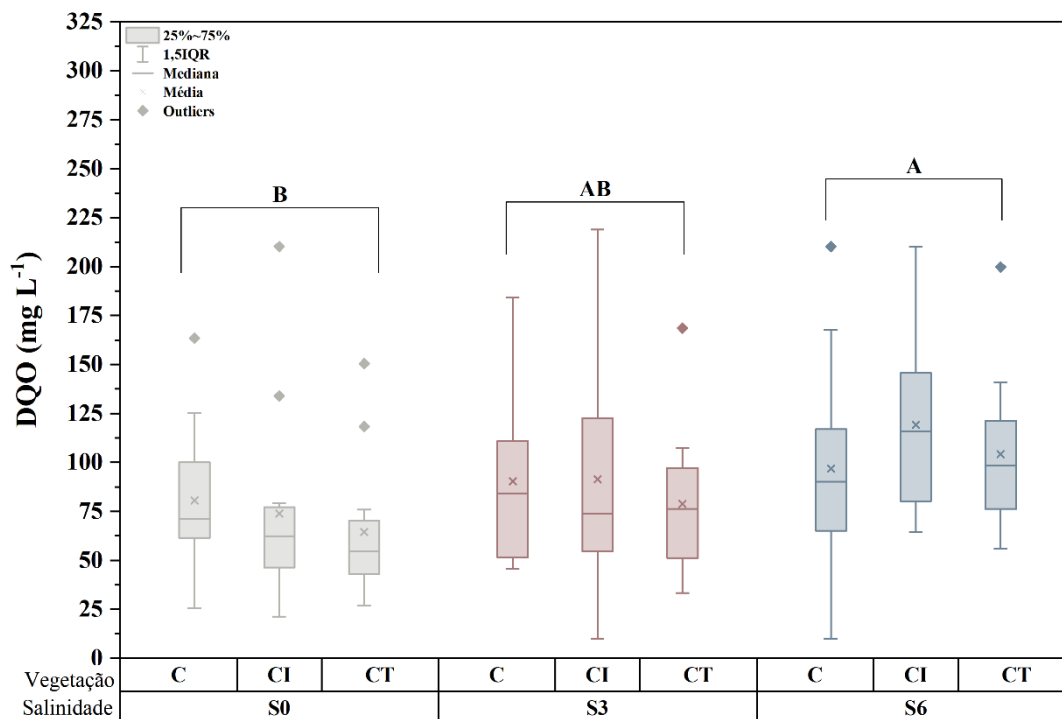
Os dados de DQO não apresentaram interação significativa entre os fatores de salinidade e vegetação na ANOVA *two-way* ($p = 0,83$). Entretanto, foi identificado efeito significativo do fator salinidade ($p \leq 0,05$), enquanto para o fator vegetação não se observou significância ($p = 0,52$).

Nos diferentes níveis salinos observaram-se diferenças estatísticas, com S6 sendo significativamente maior que S0, enquanto S3 não diferiu de S0 e S6, conforme Figura 18.

A DQO foi o principal parâmetro utilizado para indicar o desempenho do sistema, representando a quantidade de oxigênio necessária para a oxidação química total dos compostos orgânicos presentes na amostra. Os sistemas SOC, SOCI, SOCT, S3C, S3CI, S3CT, S6C, S6CI e S6CT apresentaram eficiências de remoção, de 94,2%, 94,7%, 95,4%,

93,5%, 93,4%, 94,4%, 93,1%, 91,5% e 92,5%, respectivamente. Entretanto, observou-se aumento da variabilidade dos dados com o incremento da salinidade.

Figura 18 –Desempenho da demanda química de oxigênio nos SAC sob diferentes níveis de salinidade e vegetação.

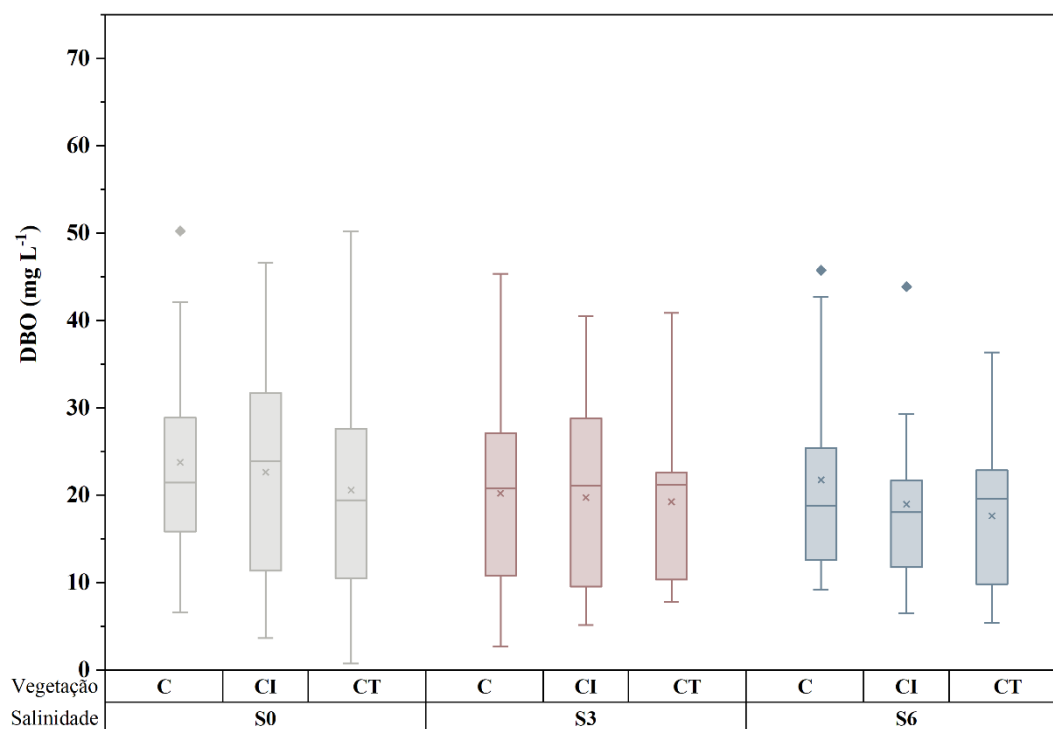


Fonte: Elaboração própria (2026). Legenda: letras maiúsculas indicam diferenças estatísticas entre os níveis de salinidade, conforme ANOVA *two-way* ($p \leq 0,05$) seguida de teste de comparações múltiplas de Holm-Sidak para o fator salinidade ($p \leq 0,05$).

Observa-se na Figura 18, que sob condição S0, as medianas permaneceram entre aproximadamente 55 e 70 mg L⁻¹, enquanto em S3 houve aumento da variabilidade entre 70 e 90 mg L⁻¹ e, em S6, notou-se maior dispersão e amplitude dos dados. Esse comportamento sugere que o aumento da salinidade promoveu maior instabilidade no desempenho do sistema ao longo do tempo, o que pode ser atribuído à ressuspensão de material acumulado ou à reorganização estrutural do biofilme.

Ressalta-se também que a lenta degradação do óleo pode resultar em acúmulo no leito, desenvolvimento de hidrofobicidade e formação de caminhos preferenciais, comprometendo a eficiência ao longo do tempo (Travis; Weisbrod; Gross, 2012). Em ambientes salinos, esse efeito pode se intensificar pelo aumento da força iônica, atuando na estabilidade da emulsão.

Figura 19 – Desempenho da demanda bioquímica de oxigênio nos SAC sob diferentes níveis de salinidade e vegetação.



Fonte: Elaboração própria (2026). Legenda: Os dados de DBO não apresentaram diferenças estatísticas significativas entre os tratamentos em ANOVA *two-way* ($p \leq 0,05$).

Os dados de DBO dos efluentes foram analisados por ANOVA *two-way*, não sendo observada interação significativa entre os fatores salinidade e vegetação ($p = 0,99$). Da mesma forma, os efeitos isolados dos fatores também não foram significativos, com ($p = 0,55$) para salinidade e ($p = 0,63$) para vegetação, indicando que nenhum desses fatores influenciou significativamente a DBO dos efluentes.

Conforme a Figura 19, as concentrações medianas de DBO permaneceram entre 15 e 30 mg L⁻¹ ao longo do período experimental.

Os sistemas SOC, SOCI, SOCT, S3C, S3CI, S3CT, S6C, S6CI e S6CT apresentaram eficiências de remoção elevadas para DBO sendo, 91,1%, 91,5%, 92,3%, 92,4%, 92,6%, 92,8%, 92,0%, 92,9% e 93,4%, respectivamente.

Segundo a resolução CONAMA nº 430/2011, os sistemas de tratamento de efluentes devem apresentar eficiência mínima de remoção de 60% de DBO₅, indicando que todos os sistemas avaliados atenderam ao requisito estabelecido pela legislação para este parâmetro.

As razões das médias dos valores de DBO/DQO dos afluentes de S0, S3 e S6 foram de 0,23, 0,20, 0,17, respectivamente. Já nos efluentes os valores para S0C, S0CI, S0CT, S3C, S3CI, S3CT, S6C, S6CI e S6CT foram de 0,30, 0,31, 0,32, 0,22, 0,22, 0,25, 0,22, 0,16, 0,17, respectivamente.

De acordo com von Sperling (2014), valores de DBO/DQO inferiores a 0,3 caracterizam efluentes de baixa biodegradabilidade, enquanto valores entre 0,3 e 0,5 indicam biodegradabilidade moderada. Assim, o fluido apresentou moderada biodegradabilidade apenas sob condição S0 após o tratamento, enquanto nas condições salinas mais elevadas manteve-se predominantemente pouco biodegradável.

Esse comportamento pode estar associado a diferentes fatores que possivelmente atuam de forma conjunta, incluindo: (a) uma maior taxa de reação inicial relacionada à elevada concentração de matéria orgânica no afluente; (b) a contribuição de processos físicos no SAC, como filtração e retenção de partículas, que podem favorecer a remoção da fração particulada da matéria orgânica; e (c) uma possível redução da atividade biológica em condições de maior salinidade, associada ao estresse osmótico imposto aos microrganismos.

Contudo, embora as eficiências de remoção tenham permanecido elevadas, o aumento da salinidade promoveu redução relativa da fração biodegradável, especialmente sob nível S6, indicando que a salinidade influenciou no sistema biológico.

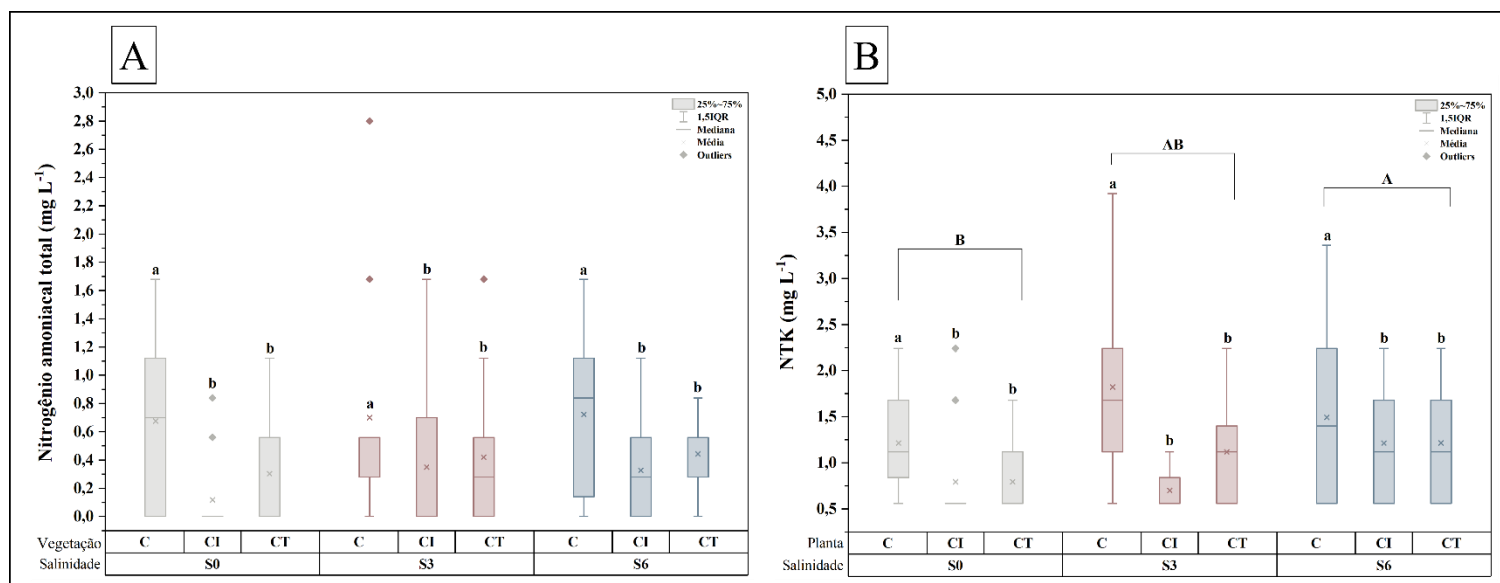
Na Figura 20 apresentam-se valores de NTK e nitrogênio amoniacal total ao longo do monitoramento.

A análise estatística por ANOVA *two-way* indicou ausência de interação significativa entre salinidade e vegetação para nitrogênio amoniacal total ($p = 0,97$). Entretanto, foi observado efeito significativo isolado para o fator vegetação ($p \leq 0,05$), indicando que a presença das plantas no SAC teve influência na remoção de nitrogênio amoniacal independentemente do nível de salinidade, enquanto o fator salinidade não apresentou efeito significativo ($p = 0,47$), conforme Figura 20A.

Para NTK, a interação entre os fatores também não foi significativa ($p = 0,22$). Contudo, os fatores vegetação ($p = 0,003$) e salinidade ($p = 0,05$) apresentaram efeitos isolados significativos, sugerindo que ambos contribuíram individualmente para a variação das concentrações de NTK, conforme Figura 20B.

Em termos de eficiência de remoção de NTK, os valores obtidos para SOC, SOCI, SOCT, S3C, S3CI, S3CT, S6C, S6CI e S6CT foram de 76,8%, 87,9%, 87,9%, 58,1%, 89,2%, 76,3%, 68,8%, 72% e 72,9%, respectivamente. Para NAT as eficiências foram de 83,3%, 97%, 92,6%, 80,8%, 90,4%, 88,5%, 78,6%, 90,2% e 86,9%. De modo geral, os sistemas vegetados apresentaram desempenho superior ou semelhante aos controles, especialmente sob os níveis de S0 e S3.

Figura 20 – Desempenho do nitrogênio amoniacal total (A) e do nitrogênio total Kjeldahl (NTK) (B) nos reatores SACFM-CCM sob diferentes níveis de salinidade e vegetação.



Fonte: Elaboração própria (2026). Legenda: Letras minúsculas indicam diferenças estatísticas entre as condições de vegetação. Letras maiúsculas indicam diferenças entre os níveis de salinidade. As análises foram realizadas por ANOVA *two-way*, considerando os efeitos principais dos fatores, seguida do teste de comparações múltiplas de Holm-Sidak ($p \leq 0,05$).

Esse comportamento é coerente com os resultados reportados por Cui *et al.*, (2024) que observaram aproximadamente 10% a mais de remoção de NTK em SAC plantados (*Canna indica*) em comparação a sistemas não vegetados, destacando que a maior eficiência pode estar associada à capacidade de absorção de nitrogênio pelas plantas, além da influência positiva da rizosfera sobre a atividade microbiana.

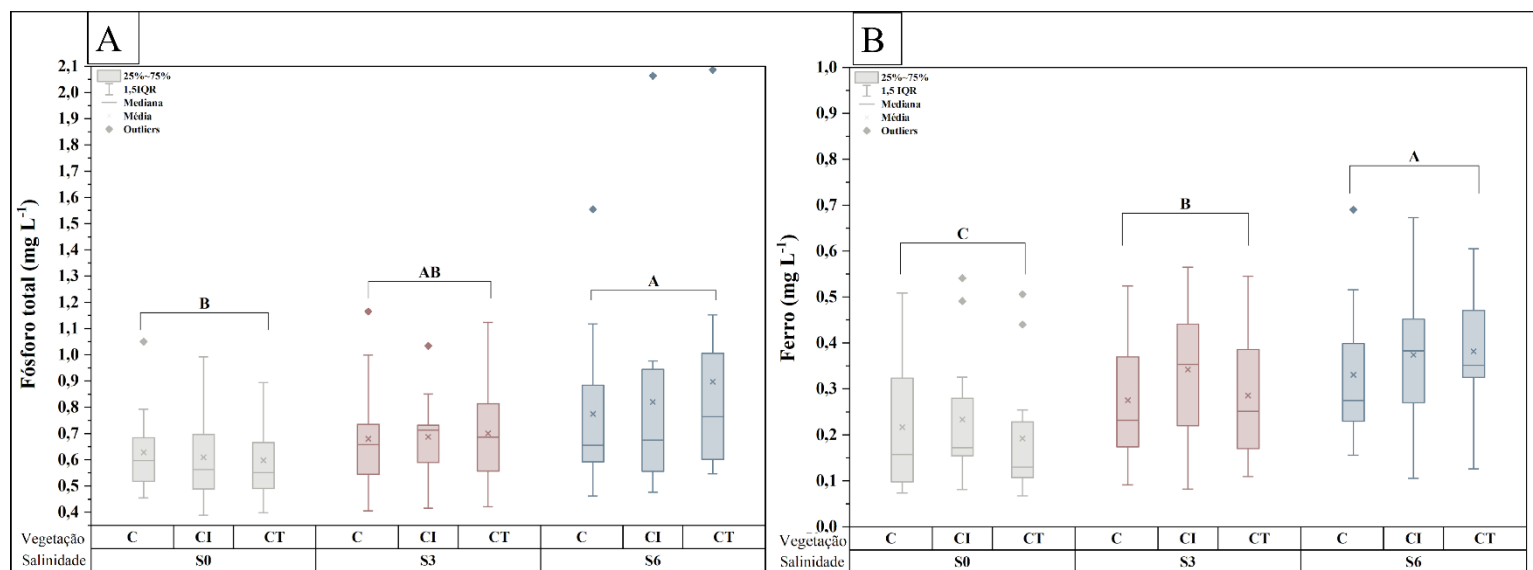
Embora no presente estudo não tenham sido quantificadas separadamente as contribuições da absorção vegetal e das transformações microbianas do nitrogênio, a comparação entre sistemas vegetados e não vegetados permite inferir a contribuição da vegetação na remoção de nitrogênio.

Além disso, a configuração *tidal flow* pode ter contribuído para o desempenho observado. A alternância entre enchimento e drenagem promove variações nas condições redox do leito: durante a drenagem, ocorre entrada de oxigênio, favorecendo a nitrificação; já na fase de alagamento, podem ocorrer processos de desnitrificação. Essa dinâmica contribui para maior eficiência global na remoção de nitrogênio (Hu; Zhao; Rymszewicz, 2014).

De forma geral, os resultados indicam que os SAC mantiveram eficiência satisfatória na remoção de NTK e nitrogênio amoniacal total, mesmo sob matriz oleosa e condições salinas. Entretanto, destaca-se que as concentrações afluentes desses parâmetros foram relativamente baixas, da ordem de 5 mg L^{-1} , indicando reduzida taxa de carregamento nitrogenado aplicado ao sistema.

Para as concentrações de fósforo e ferro, verificam-se na Figura 21 os dados ao longo das semanas monitoradas.

Figura 21 – Desempenho do fósforo total (A) e do ferro (B) nos SAC sob diferentes níveis de salinidade e vegetação.



Fonte: Elaboração própria (2026). Legenda: letras maiúsculas indicam diferenças estatísticas entre os níveis de salinidade, conforme ANOVA *two-way* ($p \leq 0,05$) seguida de teste de comparações múltiplas de Holm-Sidak para o fator salinidade.

Para as análises de fósforo total (PT), a ANOVA *two-way* não indicou interação significativa entre os fatores salinidade e vegetação ($p = 0,91$). Entretanto, foi observado efeito significativo isolado do fator salinidade ($p \leq 0,05$), enquanto o fator vegetação não

apresentou significância ($p = 0,84$). Esses resultados indicam que as variações nas concentrações de fósforo total estiveram associadas a salinidade imposta ao sistema.

Na Figura 21A evidencia-se a tendência de aumento das concentrações de PT com o aumento da salinidade, seguindo a ordem de $S0 < S3 < S6$. Em $S0$, os valores apresentaram menores concentrações e dispersões. Em contrapartida, $S6$ apresentou maior amplitude e variabilidade, indicando maior instabilidade do sistema em alta salinidade (6 g L^{-1}).

Esse comportamento pode estar relacionado à influência da força iônica nos mecanismos de adsorção e precipitação de fósforo no meio de enchimento. Ambientes salinos podem comprometer a eficiência de remoção de PT ao alterar a interação entre o fosfato e os sítios adsortivos do meio de enchimento (Søberg *et al.*, 2020).

De forma semelhante, Hua *et al.*, (2017) observaram que o aumento da concentração de NaCl reduziu os percentuais de remoção de fósforo em SAC, sugerindo que a competição iônica promovida pelos sais pode limitar a retenção do fósforo. Além disso, conforme descrito por Seo *et al.*, (2005) a capacidade de adsorção do material diminui à medida que se aproxima da saturação evidenciando que o processo é finito ao longo tempo.

Nesse contexto, os resultados obtidos para as eficiências médias de remoção nos sistemas SOC, SOCI, SOCT, S3C, S3CI, S3CT, S6C, S6CI e S6CT foram respectivamente 82,4%, 82,9%, 83,1%, 74,5%, 74,3%, 73,8%, 66,8%, 64,8% e 61,5%, evidenciando declínio progressivo com o aumento da salinidade.

A remoção também pode estar associada ao maior tempo de contato do afluente com a matriz, Zhang *et al.* (2022) mostraram que o processo tradicional de remoção biológica de fósforo foi conduzido por bactérias acumuladoras de fósforo, que absorveram e liberam fósforo sob condições alternadas aeróbias e anaeróbias.

Embora o SAC tenha apresentado elevada eficiência de remoção, observou-se tendência de redução sob maior salinidade, possivelmente associada à competição iônica, à modificação das propriedades superficiais do substrato e à limitação progressiva da capacidade de adsorção do meio de enchimento.

Os dados de ferro (Fe) foram analisados por ANOVA *two-way* ($p \leq 0,05$), não sendo observada interação significativa entre os fatores salinidade e vegetação ($p = 0,88$). Entretanto, foi identificado efeito significativo isolado do fator salinidade ($p \leq 0,05$),

enquanto o fator vegetação não apresentou efeito significativo ($p = 0,46$). Esses resultados indicam que as variações nas concentrações de ferro foram predominantemente controladas pela salinidade imposta ao sistema.

Na Figura 21B verifica-se tendência crescente das concentrações de ferro com o gradiente salino. Esses resultados indicam que a maior força iônica favoreceu a solubilização do ferro, tornando-o mais instável sob condições salinas elevadas (S6).

O ferro é sensível às condições redox: em ambientes mais redutores, ocorre a redução de Fe^{3+} para Fe^{2+} , forma mais solúvel e móvel no meio aquoso; já sob condições mais oxidadas, o ferro tende a precipitar na forma de óxidos e hidróxidos insolúveis (Chachar *et al.*, 2025). Dessa forma, pequenas alterações no ambiente do sistema podem resultar em variações das concentrações observadas.

Sob maior salinidade, a elevação da força iônica pode alterar o equilíbrio coloidal e favorecer a mobilização do ferro, além de influenciar a atividade microbiana redutora (Søberg *et al.*, 2020).

A correlação moderada observada entre ferro e fósforo (Pearson, $r = 0,63$) sugere possível associação entre a dinâmica desses elementos. O ferro desempenha papel central na retenção de fósforo por meio da formação de complexos Fe-P e da precipitação de fosfatos férricos (Yin *et al.*, 2025). Assim, variações nas concentrações de Fe podem influenciar diretamente os processos de retenção ou liberação de PT no sistema.

Além do papel físico-químico, o ferro também pode influenciar a remoção biológica de fósforo. Concentrações apropriadas de Fe podem estimular a atividade de bactérias acumuladoras de fósforo, atuando como cofator metabólico; entretanto, concentrações excessivas podem inibir determinados processos anaeróbios (Zhang *et al.*, 2022). Dessa forma, o efeito do ferro sobre o desempenho do sistema pode ser dependente tanto das condições redox quanto da intensidade do estresse salina.

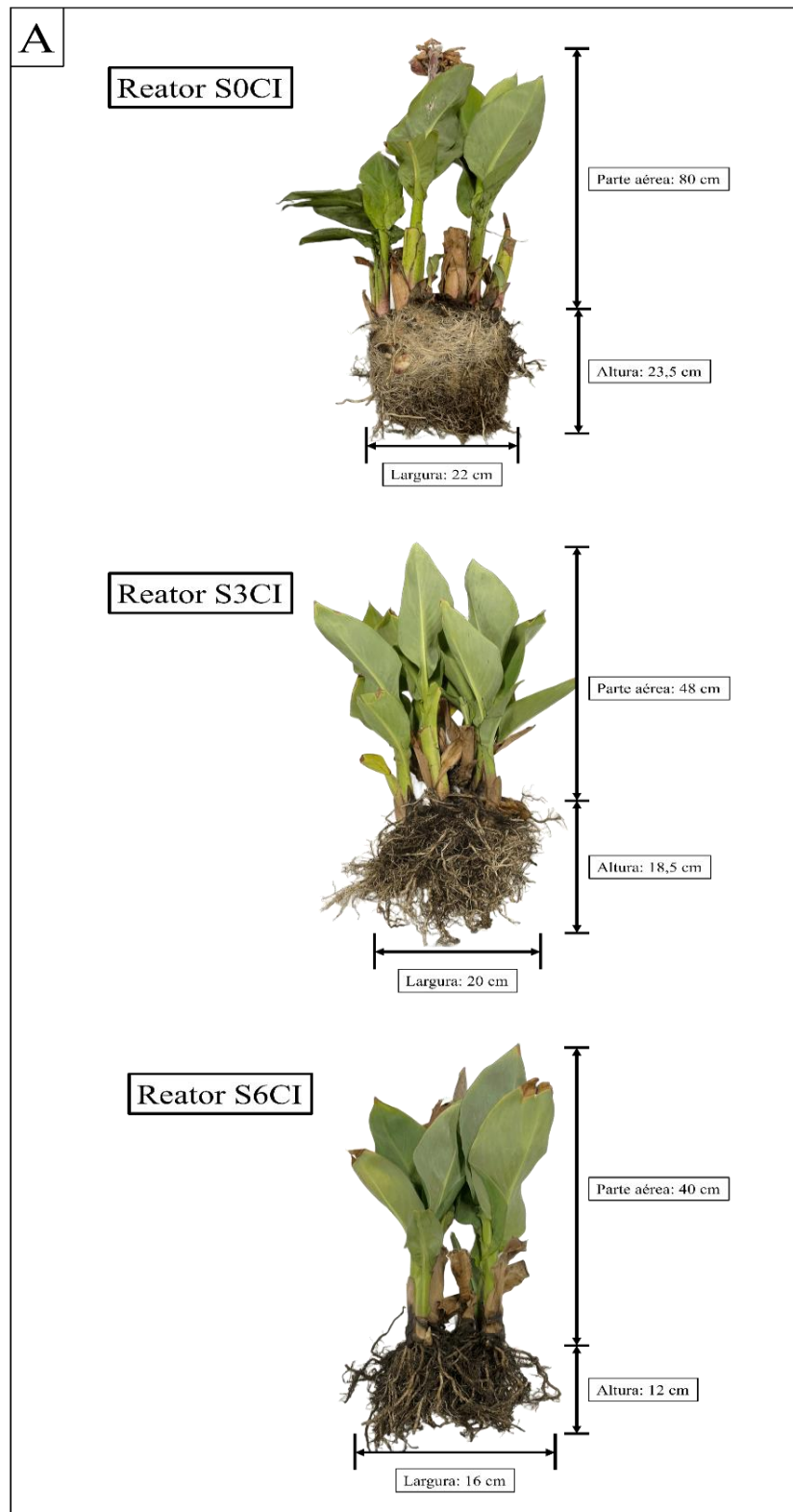
5.4. Análise da vegetação

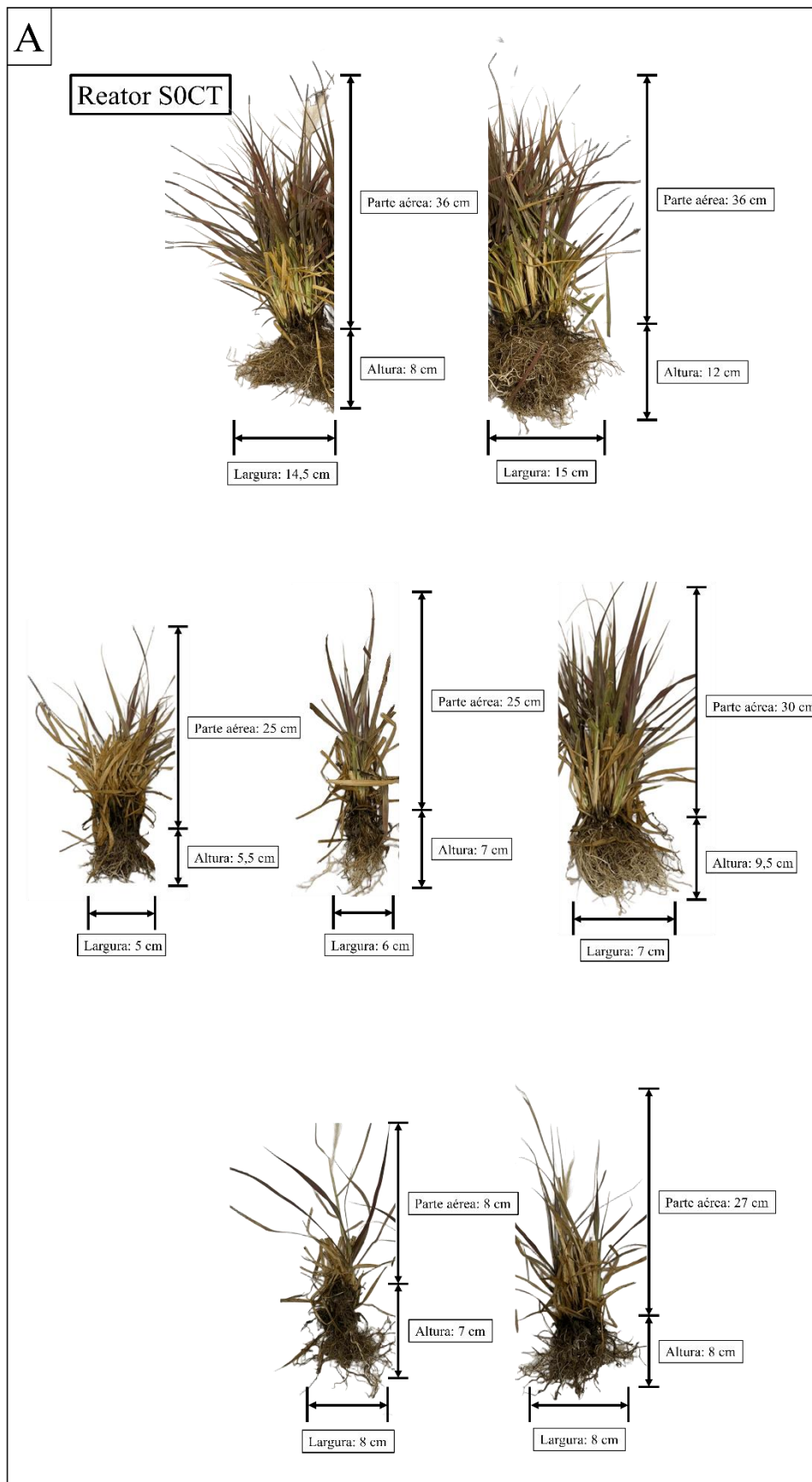
Na Figura 22, observa-se que o aumento dos níveis de salinidade (S0, S3 e S6) promoveu alterações morfológicas nas espécies vegetais, refletindo na redução da biomassa aérea e radicular, especialmente na condição S6.

As imagens apresentadas representam o aspecto geral das plantas ao final do período experimental. A extensão radicular visualizada na Figura 22B pode não

corresponder integralmente ao desenvolvimento total das raízes, uma vez que parte das raízes ficou aderida ao meio enchimento durante a retirada das plantas.

Figura 22 – Aspecto morfológico das espécies vegetais, *Canna indica* (A) *Cenchrus setaceus* “Rubrum” (B), após exposição às diferentes condições de salinidade nos SAC.





Fonte: Elaboração própria (2026).

Na condição S6CT, verificou-se a mortalidade de uma das mudas, isso indicou que na condição S6 a muda apresentou maior sensibilidade. Em contrapartida, na condição S0CT, observou-se a união de mudas, associada à proximidade de alocação no sistema.

Diante disso, percebe-se que o estresse salino manifesta-se inicialmente como estresse osmótico contribuindo inicialmente para redução da expansão celular e a área foliar, seguido por toxicidade de Na^+ devido ao acúmulo nos tecidos e desequilíbrio na homeostase Na^+/K^+ (Jamei; Onori; Jamei, 2026; Parida; Das, 2005).

Os dados de Na^+ obtidos por AA confirmam o acúmulo desse íon nos tecidos foliares e radiculares (Tabela 9), particularmente em S6, condição na qual foi observada também redução da biomassa radicular. Considerando que a rizosfera constitui a principal interface entre planta, material de enchimento e microrganismos (Kadlec e Wallace, 2009), a redução do sistema radicular acarreta menor área disponível para colonização de microrganismos e com isso, reduz oxigênio liberado nas raízes, influenciando no microambiente redox do sistema.

Tabela 9 –Concentração de Na^+ na área foliar e raiz das espécies vegetais sob diferentes níveis de salinidade.

Condição	Concentração foliar (mg g^{-1})		Concentração radicular (mg g^{-1})	
	CI	CT	CI	CT
SO	0,260	0,001	0,160	0,040
S3	0,005	0,050	0,280	0,150
S6	0,003	0,030	0,720	0,530

Fonte: Elaboração própria (2026).

Nos dados apresentados na Tabela 9, o acúmulo de Na foi mais pronunciado nas raízes, especialmente no nível S6. Esse comportamento pode estar associado a mecanismos de tolerância ao estresse salino, nos quais muitas plantas promovem preferencialmente a retenção de íons pelas raízes do que na área foliar (Liu *et al.*, 2023; Parida e Das, 2005; Schück e Greger, 2022; Wu e Li, 2019). Esse processo contribui para reduzir efeitos tóxicos de Na^+ nas folhas. Na Tabela 10 apresenta-se os valores do fator de translocação (FT).

Tabela 10 – Concentração de Na^+ na área foliar e raiz das espécies vegetais sob diferentes níveis de salinidade.

Condição	Fator de translocação (FT)*	
	CI	CT
S0	1,6	0,03
S3	0,02	0,3
S6	0,004	0,06

Fonte: Elaboração própria (2026). Legenda: * FT < 1 retenção de Na nas raízes e FT > 1 maior translocação para parte aérea.

A distribuição de Na^+ entre raiz e parte aérea, avaliada pelo fator de translocação (FT), indicou que, com o aumento da salinidade, ocorreu maior retenção de Na^+ no sistema radicular, especialmente para a espécie CI. Os baixos valores de FT observados nas condições S3 e S6 indicou limitada translocação do íon para a parte aérea, sugerindo um mecanismo de tolerância ao estresse salino nesses níveis.

Considerando-se o conjunto dos resultados, observou-se que a planta CI apresentou maiores concentrações de Na^+ acumulado. Esse comportamento pode estar relacionado ao maior desenvolvimento vegetativo da espécie, evidenciado pelos maiores valores de altura total e altura de pseudocaule (Tabela 14), bem como pela maior produção de biomassa (Tabelas 12 e 13), principalmente do sistema radicular.

Segundo Liu *et al.*, (2023), para a maioria das vegetações o Na^+ pode ser mais tóxico que o Cl^- , entretanto alguns estudos indicam que, em determinadas espécies, o íon cloreto também pode apresentar maior efeito prejudicial quando acumulado em excesso, perturbando o equilíbrio iônico e osmótico celular.

A toxicidade do Na^+ está associada ao fato de que seu raio iônico é semelhante ao do K^+ , o que faz com que esse íon se assemelhe com o K^+ por sítios de ligação em transportadores e enzimas dependentes de potássio, comprometendo processos metabólicos essenciais (Wu; Li, 2019).

Com base nisso, pode-se inferir que a remoção dos íons Cl^- e Na^+ está relacionada principalmente às condições físico-químicas no SAC, uma vez que as plantas apresentam uma capacidade finita de absorção. À medida que Na e Cl^- se acumulam nas células, podem propiciar o desequilíbrio osmótico e iônico gerando danos fisiológicos e senescência nas plantas.

Em S3, por outro lado, observou-se um aumento nos teores de nitrogênio e de proteínas na espécie CI (Tabela 11). Esse resultado indica que a planta continuou realizando suas atividades metabólicas mesmo sob um nível moderado de salinidade. Resultados semelhantes foram relatados por Zhang *et al.*, (2023) também observaram comportamento semelhante, mostrando que níveis moderados de sal podem estimular processos ligados ao metabolismo do carbono e do nitrogênio nas plantas. Assim, é possível que um estresse salino moderado ($2,6 \text{ g L}^{-1}$) favoreça a assimilação de nitrogênio, ajudando a planta a se adaptar a essas condições.

Tabela 11 –Concentração de nitrogênio (mg g^{-1}) e proteína (%) pós-poda na área foliar das espécies vegetais sob diferentes níveis de salinidade.

Sistemas	N (mg g^{-1})	Proteína (%)
SOCI	14,2	8,9
SOCT	12,1	7,6
S3CI	20,7	13,1
S3CT	7,4	4,6
S6CI	13,0	8,1
S6CT	11,1	6,9

Fonte: Elaboração própria (2026).

Os dados de massa úmida e seca obtidos no primeiro corte raso estão apresentados na Tabela 12, enquanto os resultados referentes ao corte final (parte aérea e radicular) encontram-se na Tabela 13.

Tabela 12 – Massa fresca e massa seca da parte aérea das plantas na primeira poda (g).

Parâmetro	Massa fresca	Massa seca
SOCI	470,5	89,8
SOCT	33,5	12,5
S3CI	72,9	11,5
S3CT	14,8	5,5
S6CI	65,1	10
S6CT	4,5	2,4

Fonte: Elaboração própria (2026).

Tabela 13 – Massa fresca e massa seca da raiz, caule e folhas das plantas após poda completa (g).

Parâmetro	Raiz		Caule		Folha	
	Fresca	Seca	Fresca	Seca	Fresca	Seca
SOCI	326,3	24,6	632,9	208,2	261,2	35,3
SOCT	123,0	30,9	120,3	35,1	54	10
S3CI	153,2	9,8	278,6	71,6	172,2	21,8
S3CT	63,4	18	78,4	21,4	31,7	4,5
S6CI	67	6,5	176,3	57,7	117,4	14
S6CT	30,3	6,7	20,8	5,5	17,9	0,7

Fonte: Elaboração própria (2026).

Os dados apresentaram efeito direto da salinidade sobre o desenvolvimento das plantas. Na Tabela 12, observou-se redução da massa aérea com o aumento da concentração salina. O tratamento SOCI apresentou os maiores valores de massa úmida (470,5 g) e massa seca (89,81 g), enquanto em S3CI e S6CI os valores foram de 72,9 para 11, 5 e 65,1 para 10 g de massa úmida, respectivamente.

Tendência semelhante foi observada nos tratamentos com CT, porém com valores ainda inferiores, especialmente em S6CT (4,5 g de massa úmida e 2,4 g de massa seca),

Na avaliação final da biomassa das plantas (Tabela 13) a avaliação de raiz, caule e folha mostrou redução da biomassa radicular com o aumento da salinidade. No SOCI, a massa fresca de raiz foi de 326,3 g, enquanto no S6CI foi 67 g, evidenciando redução sob níveis altos de salinidade (S6).

Em S0, a maior biomassa vegetal pode ter favorecido a liberação de oxigênio no SAC, especialmente na região da raiz. Essa liberação pode contribuir nas condições de oxigenação, influenciando o equilíbrio entre zonas anaeróbicas e aeróbicas do SAC, afetando a atividade microbiana e influenciando, por conseguinte na geração de tensão.

Em S3, a redução moderada da biomassa pode ter contribuído para um equilíbrio entre os efeitos biológicos e físico-químicos no SAC, favorecendo o desempenho eletroquímico. Já em S6, a redução mais expressiva da biomassa indica diminuição da influência biológica, indicando que o aumento da tensão esteve mais associado ao efeito físico-químico da condutividade elétrica do meio, e não à atividade da planta.

Na Tabela 14 visualizam-se os dados de altura e pseudocaule para as espécies vegetais.

Tabela 14 – Médias de altura da parte aérea e do pseudocaule ao longo do período experimental

Sistema	Altura (cm)	Pseudocaule (cm)
SOCI	74,8 ± 25,8	23,8 ± 5,9
SOCT	27,5 ± 9,0	6,1 ± 0,2
S3CI	44,9 ± 14,5	12,8 ± 1,2
S3CT	22,7 ± 1,8	6,5 ± 0,6
S6CI	58,3 ± 27,9	19,6 ± 7,8
S6CT	22,9 ± 5,32	7,2 ± 0,5

Fonte: Elaboração própria (2026).

A espécie CI apresentou maior desenvolvimento vegetativo em comparação à CT em todos os níveis de salinidade avaliados. Em S0, CI apresentou a maior altura média (74,8 cm) e maior comprimento de pseudocaule (23,8 cm). Em S3 observou-se redução desses parâmetros, indicando efeito inicial do estresse salino sobre o crescimento. Entretanto, em S6 ocorreu aumento novamente na altura (58,3 cm) e no pseudocaule (19,6 cm), sugerindo possível resposta adaptativa frente ao aumento da salinidade. Em contraste, a espécie CT apresentou menor desenvolvimento estrutural, com alturas variando entre 22,7 e 27,5 cm e pseudocaule entre 6,1 e 7,2 cm, sem alterações expressivas entre os níveis de salinidade. Esses resultados indicam maior tolerância da espécie CI ao estresse salino, enquanto CT demonstrou maior sensibilidade ao aumento da salinidade.

Os desvios padrão observados nos resultados podem estar relacionados às podas realizadas durante o experimento. Observou-se que CI além de apresentar maior crescimento, apresentou maior retenção de Na^+ na raiz (Tabela 14) o que pode sugerir maior tolerância.

No trabalho de Joshi; Mali; Hinglajia, (2005), os autores relatam que as gramíneas foram influenciadas pela condição salina (NaCl), implicando na redução do tamanho frente a salinidade e na redução da massa úmida, sendo associados principalmente aos efeitos tóxicos dos íons cloreto na planta.

Os efeitos adversos observados e gerados pela salinidade (NaCl) no desenvolvimento das plantas, estão ligados principalmente pelo dano causado por Na^+ , comprometendo o crescimento vegetal pela falta de K^+ e por Cl^- por interferir na competição com nitrato e fosfato, contribuindo para redução do crescimento vegetal (Ievinsh; Andersone-Ozola; Jēkabsone, 2022).

6. CONCLUSÃO

Os SAC apresentaram elevada eficiência no tratamento do efluente contendo fluido olefínico, com remoções superiores a 91% para DQO (afluentes entre 1116,7 e 1520,4 mg L⁻¹) e turbidez (afluentes entre 111,6 e 133,7 UNT), mesmo sob nível S6. As médias de condutividade elétrica no efluente foram aproximadamente 1,0; 5,3 e 9,7 mS cm⁻¹ para S0, S3 e S6, respectivamente, evidenciando o gradiente de salinidade atribuída aos sistemas ao longo do experimento.

A análise estatística por ANOVA *two-way* indicou efeito significativo da interação salinidade e vegetação para tensão (mV) e pH, sugerindo que a salinidade imposta influenciou no equilíbrio ácido-base e na resposta bioeletroquímica do sistema.

Em relação às espécies vegetais avaliadas, observou-se que a *Canna indica* apresentou maior desenvolvimento vegetativo em comparação à espécie *Cenchrus setaceus* “Rubrum”, evidenciado pelos maiores valores de altura e pseudocaule. *Cenchrus setaceus* “Rubrum” apresentou crescimento mais limitado e menor variação estrutural entre os tratamentos, sugerindo maior sensibilidade ao aumento da salinidade. Entretanto, observou-se que na condição S3, o sistema vegetado com *Cenchrus setaceus* “Rubrum” apresentou maiores valores de tensão elétrica em comparação às demais combinações avaliadas

Os resultados também indicaram maior acúmulo de Na⁺ nas raízes em comparação às folhas, especialmente no nível S6. Além disso, a maior biomassa vegetal observada em condições sem salinidade pode ter favorecido a liberação de oxigênio e exsudatos radiculares, contribuindo para alterações nas condições redox do sistema e para o estímulo da atividade microbiana na rizosfera.

Dessa forma, conclui-se que os sistemas alagados construídos operados em regime de ciclos alternados e integrados a células de combustível microbianas apresentam viabilidade para o tratamento de efluentes contendo fluido de perfuração olefínico sob condições salinas. Entretanto, ressalta-se a necessidade de novos estudos para melhorar a compreensão dos mecanismos envolvidos e ampliar a aplicabilidade desse sistema.

7. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Com base nos resultados obtidos durante a condução dos experimentos, algumas perspectivas para trabalhos futuros podem ser propostas, especialmente no que se refere à ampliação do conhecimento sobre o tratamento de efluentes de matrizes oleosas em sistemas alagados construídos integrados a células de combustível microbianas, bem como à compreensão dos mecanismos envolvidos na remoção de contaminantes e na geração de bioenergia. Nesse sentido, destacam-se as seguintes sugestões:

- Avaliar o desempenho de plantas halófitas em SAC, avaliando o potencial de fitorremediação sob condições salinas e a influência na geração de bioenergia.
- Avaliar o sistema em longo prazo, a fim de observar processos de colmatção associados à impregnação de fluido no meio de suporte, bem como analisar o desempenho do material de enchimento, com ênfase no carvão ativado, quanto às suas contribuições e limitações.
- Avaliar o tratamento de efluentes oleosos em SAC, investigando a eficiência de remoção de óleo, o comportamento da matriz oleosa no meio de enchimento e sua interação com o sistema CCM sob condições com e sem interferência salina.
- Avaliar estratégias para melhorar a biodisponibilidade da fase oleosa, como pré-tratamentos físico-químicos ou ajustes operacionais.
- Avaliar o tratamento de diferentes concentrações de fluido de perfuração base olefinica em SAC-FMCCM.

REFERÊNCIAS

ABREU, Cesar Augusto Pimentel. UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO. [2020/].

AL-BALDAWI, Israa Abdulwahab *et al.* Phytodegradation of total petroleum hydrocarbon (TPH) in diesel-contaminated water using *Scirpus grossus*. **Ecological Engineering**, v. 74, p. 463–473, jan. 2015.

AL-GHOUTI, Mohammad A. *et al.* Produced water characteristics, treatment and reuse: A review. **Journal of Water Process Engineering**, v. 28, p. 222–239, abr. 2019.

ALI, Ali B. M. *et al.* Principles and performance and types, advantages and disadvantages of fuel cells: A review. **Case Studies in Chemical and Environmental Engineering**, v. 10, p. 100920, dez. 2024.

ALMEIDA, Thiago Schactae De. UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 2023.

AL-SHARGABI, Mohammed *et al.* Nanoparticle applications as beneficial oil and gas drilling fluid additives: A review. **Journal of Molecular Liquids**, v. 352, p. 118725, abr. 2022.

BISWAS, Anjishnu; CHAKRABORTY, Saswati. Organics and coliform removal from low strength domestic wastewater using integrated constructed wetland – microbial fuel cell reactor with bioelectricity generation. **Journal of Cleaner Production**, v. 408, p. 137204, jul. 2023.

BOONSANER, M.; BORRIRUKWISITSAK, S.; BOONSANER, A. Phytoremediation of BTEX contaminated soil by *Canna×generalis*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 74, n. 6, p. 1700–1707, set. 2011.

CASTELLANO-HINOJOSA, Antonio *et al.* Salinity levels influence treatment performance and the activity of electroactive microorganisms in a microbial fuel cell system for wastewater treatment. **Journal of Environmental Management**, v. 379, p. 124858, abr. 2025.

CHACHAR, Azharuddin *et al.* Revealing the nitrogen and phosphorus removal potential: Insights into surface flow and subsurface flow constructed wetlands employing integrated iron and sulfur electron donors. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 193, p. 251–261, jan. 2025.

CHAND, Naveen; KUMAR, Kapil; SUTHAR, Surindra. Enhanced wastewater nutrients removal in vertical subsurface flow constructed wetland: Effect of biochar addition and tidal flow operation. **Chemosphere**, v. 286, p. 131742, jan. 2022.

CHIRANJEEVI, P.; MOHANAKRISHNA, G.; VENKATA MOHAN, S. Rhizosphere mediated electrogenesis with the function of anode placement for harnessing bioenergy through CO₂ sequestration. **Bioresource Technology**, v. 124, p. 364–370, nov. 2012.

CUI, Naxin *et al.* Nitrogen removal performance and mechanism in constructed wetlands under saline conditions: Role of *Canna indica* inoculated with *Piriformospora indica*. **Bioresource Technology**, v. 408, p. 131218, set. 2024.

DAS, Debabrata (ORG.). **Microbial Fuel Cell**. Cham: Springer International Publishing, 2018.

DE STEFANO, Concetta *et al.* The single salt approximation for the major components of seawater: association and acid–base properties. **Chemical Speciation & Bioavailability**, v. 10, n. 1, p. 27–30, jan. 1998.

DEODORO, Marechal. JOSUELLY CRISTAINY DA SILVA SOUZA. 2020.

EBRAHIMI, Atieh *et al.* A critical review of the symbiotic relationship between constructed wetland and microbial fuel cell for enhancing pollutant removal and energy generation. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 1, p. 105011, fev. 2021.

FAROOQ, Abid *et al.* Enhanced stability of bio-oil and diesel fuel emulsion using Span 80 and Tween 60 emulsifiers. **Journal of Environmental Management**, v. 231, p. 694–700, fev. 2019.

FATEHBASHARZAD, Pegah *et al.* Microbial fuel cell applications for removal of petroleum hydrocarbon pollutants: A review. **Water Resources and Industry**, v. 28, p. 100178, dez. 2022.

FATO, Deeman A.; RAHMANI, Omeid. Enhancing drilling fluid properties using biodegradable waste additives: A comprehensive study on water- and oil-based systems. **Journal of Environmental Management**, v. 370, p. 123007, nov. 2024.

FRIÇA, Fernando G.; PEREIRA, Marina S.; ATAÍDE, Carlos H. Rheology and stability of drilling fluids formulated with saturated NaCl and CaCl₂ solutions. **Chemical Engineering Science**, v. 275, p. 118752, jul. 2023.

GEBRU, Shifare Berhe; WERKNEH, Adhena Ayaliew. Applications of constructed wetlands in removing emerging micropollutants from wastewater: Occurrence, public health concerns, and removal performances – a review. **South African Journal of Chemical Engineering**, v. 48, p. 395–416, abr. 2024.

GONZÁLEZ, Thaís; PUIGAGUT, Jaume; VIDAL, Gladys. Organic matter removal and nitrogen transformation by a constructed wetland-microbial fuel cell system with simultaneous bioelectricity generation. **Science of The Total Environment**, v. 753, p. 142075, jan. 2021.

GRENOBLE, Zlata; TRABELSI, Siwar. Mechanisms, performance optimization and new developments in demulsification processes for oil and gas applications. **Advances in Colloid and Interface Science**, v. 260, p. 32–45, out. 2018.

HE, Zhen *et al.* Effect of electrolyte pH on the rate of the anodic and cathodic reactions in an air-cathode microbial fuel cell. **Bioelectrochemistry**, v. 74, n. 1, p. 78–82, nov. 2008.

HU, Yuansheng; ZHAO, Yaqian; RYMSZEWICZ, Anna. Robust biological nitrogen removal by creating multiple tides in a single bed tidal flow constructed wetland. **Science of The Total Environment**, v. 470–471, p. 1197–1204, fev. 2014.

IEVINSH, Gederts; ANDERSONE-OZOLA, Una; JĒKABSONE, Astra. Similar Responses of Relatively Salt-Tolerant Plants to Na and K during Chloride Salinity: Comparison of Growth, Water Content and Ion Accumulation. **Life**, v. 12, n. 10, p. 1577, 11 out. 2022.

JAMEI, Rashid; ONSORI, Ommolbanin; JAMEI, Mahdi. Nanoparticles and salinity stress: Emerging insights into plant responses and stress mitigation. **Plant Stress**, v. 20, p. 101265, mar. 2026.

JOSHI, A.; MALI, B.; HINGLAJIA, H. Salt tolerance at germination and early growth of two forage grasses growing in marshy habitats. **Environmental and Experimental Botany**, v. 54, n. 3, p. 267–274, nov. 2005.

KAIWEN, Guo *et al.* Effects of salt concentration, pH, and their interaction on plant growth, nutrient uptake, and photochemistry of alfalfa (*Medicago sativa*) leaves. **Plant Signaling & Behavior**, v. 15, n. 12, p. 1832373, 1 dez. 2020.

KULSHRESHTHA, Niha Mohan *et al.* Exploring the contribution of plant species in the performance of constructed wetlands for domestic wastewater treatment. **Bioresource Technology Reports**, v. 18, p. 101038, jun. 2022.

KUNDU, Partha *et al.* Stability of oil-in-water macro-emulsion with anionic surfactant: Effect of electrolytes and temperature. **Chemical Engineering Science**, v. 102, p. 176–185, out. 2013.

LI, Qiang *et al.* Oily bioorganoclays in drilling fluids: Micro and macroscopic properties. **Applied Clay Science**, v. 247, p. 107186, jan. 2024.

LIANG, Yinxu *et al.* Removal of nutrients in saline wastewater using constructed wetlands: Plant species, influent loads and salinity levels as influencing factors. **Chemosphere**, v. 187, p. 52–61, nov. 2017.

LIU, Feng *et al.* Performance of different macrophytes in the decontamination of and electricity generation from swine wastewater via an integrated constructed wetland-microbial fuel cell process. **Journal of Environmental Sciences**, v. 89, p. 252–263, mar. 2020.

LIU, Lulu *et al.* The Role of Chloride Channels in Plant Responses to NaCl. **International Journal of Molecular Sciences**, v. 25, n. 1, p. 19, 19 dez. 2023.

LIU, Qi *et al.* Embedding Microbial Fuel Cells into the VerticalFlow Constructed Wetland EnhancedDenitrogenation and Water Purification. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 28, n. 3, p. 1799–1804, 18 fev. 2019.

LIU, Yuanyuan *et al.* Improvement in salt tolerance of *Iris pseudacorus* L. in constructed wetland by exogenous application of salicylic acid and calcium chloride. **Journal of Environmental Management**, v. 300, p. 113703, dez. 2021.

LU, Jiaxing *et al.* Simultaneously enhanced removal of PAHs and nitrogen driven by Fe²⁺/Fe³⁺ cycle in constructed wetland through automatic tidal operation. **Water Research**, v. 215, p. 118232, maio 2022.

MD KHUDZARI, J. *et al.* Effects of salinity, growing media, and photoperiod on bioelectricity production in plant microbial fuel cells with weeping alkaligrass. **Biomass and Bioenergy**, v. 109, p. 1–9, fev. 2018a.

MD KHUDZARI, J. *et al.* Effects of salinity, growing media, and photoperiod on bioelectricity production in plant microbial fuel cells with weeping alkaligrass. **Biomass and Bioenergy**, v. 109, p. 1–9, fev. 2018b.

MIWORNUNYUIE, Nicholas; UGOCHUKWU, Gift; HUNTER, James. Evolutionary trends and development of constructed wetland coupled microbial fuel cell: A decade of development. **Journal of Environmental Management**, v. 373, p. 123574, jan. 2025.

MUSTAPHA, Hassana Ibrahim; VAN BRUGGEN, Hans Johan Jacobus Albert; LENS, Piet N. L. Vertical subsurface flow constructed wetlands for the removal of petroleum contaminants from secondary refinery effluent at the Kaduna refining plant (Kaduna, Nigeria). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 30, p. 30451–30462, out. 2018.

NJUGUNA, James *et al.* The fate of waste drilling fluids from oil & gas industry activities in the exploration and production operations. **Waste Management**, v. 139, p. 362–380, fev. 2022.

OON, Yoong-Ling *et al.* Role of macrophyte and effect of supplementary aeration in up-flow constructed wetland-microbial fuel cell for simultaneous wastewater treatment and energy recovery. **Bioresource Technology**, v. 224, p. 265–275, jan. 2017.

PARIDA, Asish Kumar; DAS, Anath Bandhu. Salt tolerance and salinity effects on plants: a review. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 60, n. 3, p. 324–349, mar. 2005.

PASTERNAK, Grzegorz. Horizontal microbial fuel cell system producing biosurfactants in response to current generation from waste cooking oil as a fuel. **Energy Conversion and Management**, 2023.

PEREIRA, Laine B. *et al.* Environmental impacts related to drilling fluid waste and treatment methods: A critical review. **Fuel**, v. 310, p. 122301, fev. 2022.

RATHOUR, Rohit *et al.* Eco-electrogenic treatment of dyestuff wastewater using constructed wetland-microbial fuel cell system with an evaluation of electrode-enriched microbial community structures. **Bioresource Technology**, v. 285, p. 121349, ago. 2019.

SAEED, Tanveer *et al.* Influence of aeration, plants, electrodes, and pollutant loads on treatment performance of constructed wetlands: A comprehensive study with septage. **Science of The Total Environment**, v. 892, p. 164558, set. 2023.

SCHÜCK, Maria; GREGER, Maria. Chloride removal capacity and salinity tolerance in wetland plants. **Journal of Environmental Management**, v. 308, p. 114553, abr. 2022.

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

SILVA, Raphael R. *et al.* Evaluation of novel microemulsion-based (O/W) drilling fluid with nonionic surfactant and shale interaction mechanisms. **Journal of Petroleum Science and Engineering**, v. 213, p. 110327, jun. 2022.

SIM, Min-Gu *et al.* A circular valorization of fat, oil, grease (FOG): Integrating FOG-derived biosurfactant production and FOG-fed microbial fuel cells. **Bioelectrochemistry**, v. 168, p. 109151, mar. 2026.

SINGH, Ramanand *et al.* Plant-based nano-structured additives in drilling fluids: Sustainable solutions, applications, and environmental advantages. **Journal of Molecular Liquids**, v. 441, p. 129018, jan. 2026.

SØBERG, Laila C. *et al.* Phosphorus and TSS Removal by Stormwater Bioretention: Effects of Temperature, Salt, and a Submerged Zone and Their Interactions. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 231, n. 6, p. 270, jun. 2020.

SOUZA, Thiago Oliveira De. **Tratamento de esgotos sanitários por alagados construídos operando com ciclos alternados e células de combustível microbianas**. Mestre em Engenharia Agrícola—Viçosa - MG: Universidade Federal de Viçosa, 27 jul. 2023.

SRIVASTAVA, Pratiksha *et al.* A review on the contribution of electron flow in electroactive wetlands: Electricity generation and enhanced wastewater treatment. **Chemosphere**, v. 254, p. 126926, set. 2020.

SRIVASTAVA, Pratiksha; YADAV, Asheesh Kumar; MISHRA, Barada Kanta. The effects of microbial fuel cell integration into constructed wetland on the performance of constructed wetland. **Bioresource Technology**, v. 195, p. 223–230, nov. 2015.

SUN, Guangzhi; ZHAO, Yaqian; ALLEN, Stephen. Enhanced removal of organic matter and ammoniacal-nitrogen in a column experiment of tidal flow constructed wetland system. **Journal of Biotechnology**, v. 115, n. 2, p. 189–197, jan. 2005.

TAHA, Safa Yaseen *et al.* Hybrid constructed wetland for treatment of power plant effluent polluted with hydrocarbons. **Journal of Water Process Engineering**, v. 56, p. 104372, dez. 2023.

TRAVIS, Micheal J.; WEISBROD, Noam; GROSS, Amit. Decentralized wetland-based treatment of oil-rich farm wastewater for reuse in an arid environment. **Ecological Engineering**, v. 39, p. 81–89, fev. 2012.

VERMA, Palindhi *et al.* In-depth performance evaluation of an innovative halophyte-based multistage constructed wetland- microbial fuel cell for the treatment of brackish sewage. **Chemical Engineering Journal**, v. 498, p. 155262, out. 2024.

VYMAZAL, Jan. Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: A review. **Ecological Engineering**, v. 73, p. 724–751, dez. 2014.

WAGNER, Thomas V. *et al.* Effects of salinity on the treatment of synthetic petroleum-industry wastewater in pilot vertical flow constructed wetlands under simulated hot arid climatic conditions. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 2, p. 2172–2181, jan. 2021.

WANG, Jiale *et al.* Review of salinity adaptation and application of functional microorganisms in biological ammonia removal from high-salinity wastewater. **Desalination and Water Treatment**, v. 325, p. 101625, jan. 2026.

WANG, Xinyi *et al.* Bioaugmented constructed wetlands for denitrification of saline wastewater: A boost for both microorganisms and plants. **Environment International**, v. 138, p. 105628, maio 2020.

WU, Honghong; LI, Zhaohu. The Importance of Cl[−] Exclusion and Vacuolar Cl[−] Sequestration: Revisiting the Role of Cl[−] Transport in Plant Salt Tolerance. **Frontiers in Plant Science**, v. 10, p. 1418, 8 nov. 2019.

WU, Wei *et al.* Treatment of total petroleum hydrocarbon by free water surface constructed wetland: Effects of different combinations of submerged and free-floating plants. **Desalination and Water Treatment**, v. 321, p. 100908, jan. 2025.

XU, Dongpo *et al.* Efficacy and power production performance of constructed wetlands coupled with microbial fuel cells for the advanced treatment of saline tailwater from wastewater treatment plants. **Journal of Water Process Engineering**, v. 60, p. 105228, abr. 2024.

XU, Fei *et al.* Electricity production and evolution of microbial community in the constructed wetland-microbial fuel cell. **Chemical Engineering Journal**, v. 339, p. 479–486, maio 2018.

XU, Fei *et al.* Electricity production enhancement in a constructed wetland-microbial fuel cell system for treating saline wastewater. **Bioresource Technology**, v. 288, p. 121462, set. 2019.

YIN, Rui *et al.* Enhanced Phosphorus Removal by Iron-Carbon in Constructed Wetlands Across Salinity Gradients: Mechanisms and Microbial Insights for Aquaculture Tailwater Treatment. **Biology**, v. 14, n. 10, p. 1459, 21 out. 2025.

ZHAO, Congcong *et al.* Application of constructed wetlands in the PAH remediation of surface water: A review. **Science of The Total Environment**, v. 780, p. 146605, ago. 2021.

ZHAO, Liping *et al.* Iron-carbon micro-electrolysis facilitates autotrophic denitrification and Feammox in tidal flow constructed wetlands for enhanced nitrogen removal and reduced N₂O emissions. **Chemical Engineering Journal**, v. 486, p. 150367, abr. 2024.

APÊNDICE A – PREPARO DE AFLUENTE SINTÉTICO

Para a conversão dos dados apresentados por De Stefano *et al.*, (1998), utilizou-se a concentração molar fornecida (mol dm^{-3}), equivalente a mol L^{-1} . A concentração de cada sal foi convertida para concentração em massa (g L^{-1}) por meio da multiplicação da concentração molar pela massa molar dos compostos. A partir dessa conversão, obteve-se uma concentração total aproximada de $36,03 \text{ g L}^{-1}$ para a água do mar sintética produzida por De Stefano *et al.*, (1998).

Em seguida, esse valor foi utilizado para calcular as massas correspondentes para o volume final de 30 L, multiplicou-se as concentrações em g L^{-1} pelo volume. As massas obtidas foram ajustadas para a concentração final do estoque, conforme mostrado na Tabela A1.

As soluções-estoque (cloretos, sulfatos e cálcio) foram preparadas separadamente, em volumes de 30 L, onde no estoque de cloretos estavam presentes os sais ($\text{NaCl} + \text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O} + \text{KCl}$), no estoque de sulfato (Na_2SO_4) e no estoque de cálcio ($\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), conforme a Tabela 3. Essa estratégia foi adotada a fim de evitar a formação de precipitado de sulfato de cálcio (CaSO_4) através da presença dos íons Ca^{2+} e SO_4^{2-} .

Ressalta-se que, na metodologia de De Stefano *et al.* (1994), os sais MgCl_2 e CaCl_2 são apresentados na forma anidra. No presente estudo, foram utilizados os sais $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ e $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$. As massas foram ajustadas a partir da relação entre concentração molar e massa molar dos hidratos.

As soluções-estoque foram preparadas utilizando a equação A.1:

$$m = C \cdot V \quad (\text{A. 1})$$

em que m representa a massa total de sais, C a concentração desejada da solução e V o volume final.

Para a solução-estoque de cloretos (80 g L^{-1}), a massa total de sais foi de 2400 g em 30 L, sendo essa massa distribuída entre NaCl , $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ e KCl de forma proporcional à metodologia de De Stefano *et al.*, (1998). A proporção em massa utilizada foi de aproximadamente 80 % de NaCl , 17 % de MgCl_2 e 3 % de

KCl, obtida a partir da conversão das concentrações molares para concentrações em massa.

Para as soluções-estoque de cálcio e sulfato, foram pesados respectivamente 2400 g de $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (80 g L^{-1}) e 900 g de Na_2SO_4 (30 g L^{-1}), os quais foram dissolvidos em água destilada e completados para o volume final de 30 L, conforme Tabela A1.

Tabela A1 – Composição das soluções estoque utilizadas para ajuste da salinidade.

Solução estoque	Sais utilizados	Concentração da solução (g L^{-1})	Massa total (g)
Cloretos	$\text{NaCl} + \text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O} + \text{KCl}$	80	1611+ 736+ 53
Cálcio	$\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	80	2400
Sulfato	Na_2SO_4	30	900

Fonte: Elaboração própria (2026).

Para a obtenção dos níveis de salinidade nos reatores (S3 e S6), foram retiradas das soluções-estoque volumes (mL) e adicionadas aos galões de 14 L juntamente com a mistura base do fluido olefínico com tween 80. Os volumes retirados de solução-estoque estão descritos na Tabela A2.

Tabela A2 – Volumes das soluções estoque utilizadas para obtenção dos níveis de salinidade (14 L).

Salinidade (g L^{-1})	Cloretos (mL)	Cálcio (mL)	Sulfato (mL)
3	450	20	160
6	900	35	315

Fonte: Elaboração própria (2026).

Para estimativa da DQO para o afluente sintético, foram utilizados como referência, os valores obtidos a partir da mistura do fluido olefínico com tween 80. O surfactante foi utilizado na concentração de 0,1% (v/v), apresentando DQO de $152,25 \text{ mg L}^{-1}$ nessa condição.

Os valores apresentados na Tabela A3 foram obtidos utilizando 0,01% (v/v) da solução de tween 80 e diferentes concentrações do fluido olefínico, diluídos em 1 L final.

Tabela A3– Dados para estimativa de DQO em diferentes concentrações iniciais do fluido olefinico fixando 0,01% de tween 80.

Concentração (%)	Concentração (mg L ⁻¹)
0,05	578,11
0,1	1243,73
0,2	2505,23
0,5	7850
0,9	13620

Fonte: Elaboração própria (2026).

Para fornecimento de micronutrientes e macronutrientes foi utilizada solução Hoagland a 25% de força preparada a partir de soluções-estoque.

Os volumes adicionados através de recipiente de 14 L, estão apresentados na tabela A4, juntamente com as respectivas massas adicionadas e a contribuição final de cada composto na solução.

A contribuição mássica de cada componente foi calculada conforme:

$$Massa (g) = C \cdot V \quad (A. 2)$$

$$Concentração \left(\frac{mg}{L} \right) = \frac{m}{V} \quad (A. 3)$$

Onde, C equivalente a concentração do estoque e V volume adicionado.

Tabela A4– Composição da solução nutritiva Hoagland 25% utilizada no preparo do afluente (14 L), com respectivas massas adicionadas e contribuição final.

Grupo	Componente	Concentração da solução estoque (g L ⁻¹)	Volume em mL adicionado por galão (14L)	Massa adicionada (g)	Contribuição em 14L (mg L ⁻¹)
Macronutrientes	KNO ₃	101,3	21	2,13	151,9
	Ca(NO ₃) ₂ ·4H ₂ O	236,2	20,13	4,75	339,6
	MgSO ₄ ·7H ₂ O	246,5	14,32	3,53	252,1
	(NH ₄)H ₂ PO ₄	132,1	4,03	0,53	38,03
Micronutrientes	H ₃ BO ₃	2,86		0,01	0,71
	MnCl ₂ ·4H ₂ O	1,81		0,006	0,45
	(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ ·4H ₂ O	0,137	3,5	0,0005	0,03
	ZnSO ₄ ·7H ₂ O	0,22		0,0006	0,06
	CuSO ₄ ·5H ₂ O	0,08		0,0002	0,02
Ferro	Fe-Na-EDTA·3H ₂ O	3,78	3,5	0,0133	0,95

Fonte: Elaboração própria (2026)

ANEXO A – FICHA DE DADOS DE SEGURANÇA (FDS) DO FLUIDO OLEFÍNICO

Na Tabela A5 apresenta-se a composição do fluido olefínico utilizado neste trabalho, conforme disponíveis na Ficha de Dados de Segurança (FDS).

Tabela A– Composição do SDBF utilizado no experimento.

Componente	Faixa (%)
Alquenos C15-C18	60
Barita	15-20
NaCl	15-20
CaCl ₂	2-20
Sílica cristalina	1-5
Hidróxido de cálcio	2-3