

THIAGO OLIVEIRA DE SOUZA

Tratamento de esgotos sanitários por alagados construídos operando com ciclos alternados e células de combustível microbianas

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

Orientador: Alisson Carraro Borges

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2023**

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

T

S729t
2023

Souza, Thiago Oliveira de, 1997-

Tratamento de esgotos sanitários por alagados construídos operando com ciclos alternados e células de combustível microbianas: / Thiago Oliveira de Souza. - Viçosa, MG, 2023.

1 dissertação eletrônica (77 f.): il. (algumas color.).

Orientador: Alisson Carraro Borges

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa, Departamento de Engenharia Agrícola, 2023.

Referências bibliográficas: .

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2023.627>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Águas residuais - Purificação; 2. Águas residuais - Microbiologia; 3. Biomassa; I. Borges, Alisson Carraro II. Universidade Federal de Viçosa.. Departamento de Engenharia Agrícola. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola III.
Título

CDD 22. ed. 628.3

Bibliotecário(a) responsável: EUZEBIO LUIZ PINTO CRB-6/3317

THIAGO OLIVEIRA DE SOUZA

Tratamento de esgotos sanitários por alagados construídos operando com ciclos alternados e células de combustível microbianas

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

APROVADA, 27 de julho de 2023.

Assentimento:

Documento assinado digitalmente
gov.br THIAGO OLIVEIRA DE SOUZA
Data: 25/01/2024 10:45:44-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Thiago Oliveira de Souza

Autor



Alisson Carraro Borges
Orientador

Dedico à minha família, Gicelda, José Aldon e Anna Cláudia. Meus exemplos e principais incentivadores da minha trajetória.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, gostaria de expressar minha gratidão a Deus por sempre me guiar e me dar forças para enfrentar os desafios e nunca desanimar ou desistir.

Agradeço de coração aos meus pais, José Aldon e Gicelda, pela educação exemplar que me proporcionaram. Sei que foi fruto de muito sacrifício e admiro a força e superação que demonstraram ao longo da vida. Em especial, agradeço a meu pai por me ajudar a superar os obstáculos que encontrei durante minha pesquisa.

À minha irmã, Anna Cláudia, agradeço por me acolher em Viçosa, por sempre me incentivar, apoiar e aconselhar nas minhas decisões. Sou grato pelo seu carinho constante. A ela e ao meu cunhado, Greyson, agradeço por serem grandes exemplos para mim.

Ao professor Alisson Carraro Borges, minha gratidão sincera por toda a orientação e apoio ao longo deste período de mestrado. Sua orientação foi fundamental para o meu crescimento acadêmico e pessoal. Agradeço por compartilhar seu conhecimento, fornecer feedback construtivo e incentivar meu desenvolvimento.

Ao professor André Coelho, expressei meu sincero agradecimento por sua valiosa contribuição e apoio em meu projeto de dissertação. Sua prontidão em ajudar e auxiliar no projeto foram fundamentais para o sucesso do trabalho.

Ao professor Cecon, agradeço por sua ajuda nas análises estatísticas dos dados e por sua disposição em auxiliar. Sua contribuição foi essencial para a obtenção de resultados significativos.

A Durval, expressar minha imensa gratidão por todo o companheirismo e por estar ao meu lado em todos os momentos, tanto nas dificuldades enfrentadas quanto nas conquistas alcançadas. Também agradeço a todos os meus amigos de Piranga por me acolherem em seu grupo e por todos os momentos de descontração e amizade. Em especial, agradeço a Beatriz, Andresa, William, Thaís e Paulo Henrique.

Aos meus estagiários, Levi, Diego, Pedro Artur e Lucas, meu sincero agradecimento por ajudarem diariamente em minha pesquisa e estarem comigo nessa jornada. Em particular, gostaria de expressar minha gratidão ao Levi, que começou a estagiar comigo no segundo semestre, fez sua iniciação científica comigo e me auxiliou em todos os momentos. Desejo muito sucesso a todos vocês.

Aos meus amigos do Laboratório da Qualidade Ambiental (LQA), agradeço pela ajuda, apoio e convívio no dia a dia, tanto nas disciplinas quanto nos experimentos. Em especial, agradeço a Elisa (in memoriam), Simone, Éder, Izabelle, Lucas Lommez, Lucas Sampaio, Laís, Larissa e Gabrielle.

Às minhas avós, minha avó Maria e avó Glorinha, que sempre estiveram torcendo por mim, se preocupando e colocando-me em suas orações. Seu amor e apoio significam muito para mim.

Aos meus amigos de Viçosa, do ensino médio e de longa data, agradeço por estarem sempre ao meu lado, pelo apoio incondicional e por compartilharem momentos preciosos comigo. Em especial, agradeço a Otávio, João Vitor, Rafael, Matheus e Ana Paula.

Aos meus amigos da Engenharia Ambiental, agradeço por todas as lutas compartilhadas e, mesmo distantes, por todo o apoio e torcida.

Aos meus professores da Engenharia Ambiental na UFV e aos professores do Departamento de Engenharia Agrícola, agradeço pelos conhecimentos transmitidos e por serem grandes inspirações para mim.

À FAPEMIG e ao IGAM pelo financiamento deste projeto de pesquisa.

À Universidade Federal de Viçosa, pela oportunidade de realizar a pós-graduação.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão da bolsa de estudos.

A todas as demais pessoas que, mesmo não citadas individualmente, estiveram presentes e contribuíram para a minha formação, meu muito obrigado.

“Não é o crítico que importa; nem aquele que aponta onde foi que o homem tropeçou ou como o autor das façanhas poderia ter feito melhor. O crédito pertence ao homem que está por inteiro na arena da vida, cujo rosto está manchado de poeira, suor e sangue; que luta bravamente; que erra, que decepciona, porque não há esforço sem erros e decepções; mas que, na verdade, se empenha em seus feitos; que conhece o entusiasmo, as grandes paixões; que se entrega a uma causa digna; que, na melhor das hipóteses, conhece no final o triunfo da grande conquista e que, na pior, se fracassar, ao menos fracassa ousando grandemente.”

Theodore Roosevelt

RESUMO

OLIVEIRA, Thiago, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, julho de 2023. **Tratamento de esgotos sanitários por alagados construídos operando com ciclos alternados e células de combustível microbianas**. Orientador: Alisson Carraro Borges.

No presente estudo objetivou-se avaliar o tratamento de esgotos sanitários de sistemas alagados construídos (SAC) operando na configuração de ciclos alternados (“tidal flow”) com a presença de células de combustível microbianas (CCM). Foram avaliados os fatores tipo de meio suporte (brita “número 0” e “número 1”) e espécie cultivada (capim-elefante BRS capiaçu e bananeira nanica). Foram avaliados os parâmetros físicos e químicos de qualidade dos efluentes tratados, bem como o desempenho das CCM e os parâmetros agrônômicos das culturas. O ciclo de tratamento em cada SAC possuía uma duração total de 8 horas, com 3 ciclos por dia. Cada ciclo consistia nas fases de enchimento, sistema cheio (reação), drenagem e repouso (vazio), com durações específicas para cada etapa. Foi observado aumento nos níveis de oxigênio dissolvido devido à configuração “tidal flow”, que succiona ar atmosférico para dentro do leito durante a fase de drenagem. Essa condição favoreceu a transição entre os ambientes aeróbio, anóxico e anaeróbio, possibilitando os processos bioquímicos para a remoção de contaminantes e a produção de corrente elétrica. Observaram-se eficiências satisfatórias na remoção de turbidez, cor, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrogênio-nitrato, sólidos suspensos totais (SST) e sólidos totais. Os valores médios de concentração de saída de DQO foram de 119, 109, 117 e 98 mg L⁻¹, com remoções de 61%, 64%, 61% e 67% para os SAC com bananeira em brita “1” (BB1), bananeira em brita “0” (BB0), capiaçu em brita “1” (CB1) e capiaçu em brita “0” (CB0), respectivamente. A planta e do tipo de meio suporte influenciaram o desempenho dos SAC, sendo o sistema CB0 o mais eficiente na remoção de DQO, destacando-se também pela produtividade. Em relação às CCM, o tipo de planta e de meio suporte influenciaram a produção de energia, e o SAC CB0 também foi o mais eficiente. Os resultados indicam que os SAC operados com ciclos alternados podem operar em reduzidos tempos de ciclo e se instalados com CCM podem produzir energia.

Palavras-chave: Remoção de poluentes. Tidal flow. Recuperação de recursos. Bioenergia. Processos bioeletroquímicos.

ABSTRACT

OLIVEIRA, Thiago, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, July, 2023. **Sewage treatment by tidal flow constructed wetlands and microbial fuel cells**. Orientador: Alisson Carraro Borges.

The present study aimed to evaluate the sewage treatment by tidal flow constructed wetlands (TFCW) with the presence of microbial fuel cells (MFC). The factors of type of support medium (gravel “number 0” and “number 1”) and cultivated species (elephant grass BRS capiaçu and dwarf banana) were evaluated. The physio-chemical quality parameters of the treated effluents were evaluated, as well as the performance of the CCM and the agronomic parameters of the crops. The treatment cycle in each TFCW had a total duration of 8 hours, with 3 cycles per day. Each cycle consisted of filling, full system (reaction), draining and resting (empty) phases, with specific durations for each step. An increase in dissolved oxygen levels was observed due to the tidal flow configuration, which draws atmospheric air into the bed during the drainage phase. This condition favored the transition between aerobic, anoxic and anaerobic environments, enabling biochemical processes to remove contaminants and produce electric current. Satisfactory efficiencies were observed in the removal of turbidity, color, biochemical oxygen demand (BOD), chemical oxygen demand (COD), total Kjeldahl nitrogen (TKN), nitrogen-nitrate, total suspended solids (TSS) and total solids. The average values of COD effluents were 119, 109, 117 and 98 mg L⁻¹, with removals of 61%, 64%, 61% and 67% for the TFCW with banana tree in gravel “1” (BB1) , banana tree in gravel “0” (BB0), capiaçu in gravel “1” (CB1) and capiaçu in gravel “0” (CB0), respectively. The plant and the type of support medium influenced the performance of the TFCW, with the CB0 system being the most efficient in the removal of COD, also standing out for its productivity. Regarding MFC, the type of plant and support media influenced energy production, and TFCW CB0 also was more efficient. The results indicate that the TFCW operated with tidal flow cycles can operate in reduced cycle times and if installed with MFC can produce energy.

Keywords: Removal of pollutants. Tidal flow. Resource recovery. Bioenergy. Bioelectrochemical processes.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1: Funcionamento de sistemas alagados construídos tidal flow. Adaptado de Hu, Zhao e Rymszewicz, (2014).	19
Figura 2: Célula microbiana de energia acoplada em um sistema alagado construído. Fonte adaptada de Saeed et al. (2022b).	21
Figura 3: (A) Tubulação de alimentação do sistema. (B) Tubulação de saída. (C) Instalação hidráulica. (D) Bombonas para coleta do efluente. Fonte: Próprio autor (2023).	26
Figura 4: (A) Reator Bananeira Brita 1 – BB1. (B) Reator Bananeira Brita 0 – BB0. (C) Capiáçu Brita 0 – CB0. (D) Capiáçu Brita 1 – CB1. Fonte: Próprio autor (2023).	27
Figura 5: Automação do sistema. (A) válvula solenoide. (B) Instalação da ESP32. Fonte: Próprio autor (2023).	29
Figura 6: Sistemas Alagados Construídos com configuração do tidal flow. Fonte: Próprio autor (2023).	30
Figura 7: Dimensões da unidade. Fonte: Próprio autor (2023).	30
Figura 8: Esquema do experimento. Fonte: Próprio autor (2023).	31
Figura 9: Valores de temperatura e pH nos sistemas. BB1: SAC com bananeira e brita 1, BB0: SAC com bananeira, CB1: capiaçu brita 1 e CB0: capiaçu brita 0.	39
Figura 10: Valores de OD e POR nos sistemas. BB1: SAC com bananeira e brita 1, BB0: SAC com bananeira, CB1: capiaçu brita 1 e CB0: capiaçu brita 0.	40
Figura 11: Valores de condutividade elétrica e cor nos sistemas. BB1: SAC com bananeira e brita 1, BB0: SAC com bananeira, CB1: capiaçu brita 1 e CB0: capiaçu brita 0.	41
Figura 12: Valores de turbidez e sólidos sedimentáveis nos sistemas. BB1: SAC com bananeira e brita 1, BB0: SAC com bananeira, CB1: capiaçu brita 1 e CB0: capiaçu brita 0.	43
Figura 13: Valores de DQO e DQO filtrada nos sistemas. BB1: SAC com bananeira e brita 1, BB0: SAC com bananeira, CB1: SAC com capiaçu brita 1 e CB0: SAC com capiaçu brita 0. .	46
Figura 14: Valores de DBO e DBO filtrada nos sistemas. BB1: SAC com bananeira e brita 1, BB0: SAC com bananeira, CB1: SAC com capiaçu brita 1 e CB0: SAC com capiaçu brita 0. .	47
Figura 15: Valores de taxa de aplicação superficial de DQO com a eficiência obtida nos sistemas. BB1: SAC com bananeira e brita 1, BB0: SAC com bananeira, CB1: SAC com capiaçu brita 1 e CB0: SAC com capiaçu brita 0.	48
Figura 16: Valores de nitrogênio amoniacal e NTK nos sistemas.	50
Figura 17: Valores de taxa de aplicação superficial de NTK com a eficiência obtida nos sistemas. BB1: SAC com bananeira e brita 1, BB0: SAC com bananeira, CB1: SAC com capiaçu brita 1 e CB0: SAC com capiaçu brita 0.	52
Figura 18: Valores de nitrato do afluente e efluente aos reatores BB1, BB0, CB1 e CB0. A. nitrato em Boxplot. B. nitrato em Gráfico de dispersão.	53
Figura 19: Valores de nitrato do afluente e efluente aos reatores BB1, BB0, CB1 e CB0. A. nitrato em Boxplot. B. nitrato em Gráfico de dispersão.	55

Figura 20: Variação da tensão média em função das horas de funcionamento do sistema alagado construído, evidenciando um ciclo, com suas respectivas fases. 64

Figura 21: Gráficos de violino para tensão em relação a fase dos ciclos do tidal vertical flow. A. BB1. B. BB0. C. CB1. D. CB0. 66

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Parâmetros analisados e os respectivos métodos utilizados.	32
Tabela 2. Caracterização do afluente dos SAC.	36
Tabela 3. Valores médios de oxigênio dissolvido (OD), potencial de oxirredução (Eh), Turbidez (Turb.), temperatura (Temp.), condutividade elétrica (CE), pH e cor em função dos respectivos tratamentos.	56
Tabela 4. Valores médios de Oxigênio dissolvido (OD), potencial de oxirredução (Eh), pH e temperatura (Temp.) para as respectivas combinações de culturas e sistema.	57
Tabela 5. Valores médios de Turbidez (Turb.), condutividade elétrica (CE) e cor para as respectivas combinações de culturas e sistema.	57
Tabela 6. Valores médios de DQO em função dos respectivos tratamentos.	58
Tabela 7. Valores médios de DQO para as respectivas combinações de culturas e sistema. .	58
Tabela 8. Valores médios de DBO, NAT, NKT, N-NO ₃ , Fósforo, ST, SST e SDT em função dos respectivos tratamentos.	59
Tabela 9. Valores médios de DBO, NAT, NKT e N-NO ₃ , para as respectivas combinações de culturas e sistema.	59
Tabela 10. Valores médios de fósforo, ST, SST e SDT para as respectivas combinações de culturas e sistema.	60
Tabela 11. Medidas das plantas nos alagados com bananeira.	62
Tabela 12. Medidas das plantas nos alagados com BRS capiaçu.	63
Tabela 13. Resumo da ANOVA de tensão (volt) para os respectivos tratamentos.	68
Tabela 14. Valores médios de tensão, densidade de corrente e densidade de potência para cada fase do ciclo TVF com as respectivas combinações de culturas e sistema.	68
Tabela 15. Valores médios de tensão, densidade de corrente e densidade de potência para cada fase do ciclo TVF com as respectivas combinações de culturas e sistema.	69

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	OBJETIVOS	16
2.1	Objetivo geral	16
2.2	Objetivos específicos:	16
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
3.1	Sistemas Alagados Construídos e o a configuração “tidal flow”	17
3.2	Célula de Combustível Microbiana	19
4	MATERIAL E MÉTODOS	25
4.1	Localização e construção dos sistemas	25
4.2	Automação dos sistemas	27
4.3	Sistemas construídos	29
4.4	Monitoramento	31
4.5	Análise estatística	33
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	35
5.1	Caracterização físico-química do afluente	35
5.2	Desempenho dos sistemas alagados construídos	38
5.3	Desempenho agrônômico das espécies vegetais cultivadas	61
5.4	Conversão de energia nas células de combustível microbianas	63
6.	CONCLUSÃO	72
7.	REFERÊNCIAS	74

1 INTRODUÇÃO

O tratamento de esgotos é fundamental para a conservação da qualidade dos corpos hídricos. O despejo de esgotos sem o tratamento apropriado no corpo hídrico compromete os usos da água em diversas atividades, tais como abastecimento e irrigação. A matéria orgânica proveniente de águas residuárias pode gerar a anaerobiose do corpo hídrico, causando a mortalidade de peixes e aumento do número de patógenos. Além disso, esgotos sanitários apresentam grande quantidade de nutrientes como nitrogênio e fósforo, compostos responsáveis pelo fenômeno conhecido como eutrofização.

Nesse cenário, as tecnologias de tratamento de esgotos baseadas em sistemas solo-planta devem ser exploradas, devido aos reduzidos custos de instalação, operação, em relação a outras tecnologias de tratamento, e possibilidade da recuperação de recursos advindos dos co-produtos do tratamento. Os sistemas alagados construídos (SAC) são tecnologias eficientes e sustentáveis para o tratamento de esgotos. Esses sistemas são projetados para mimetizar os processos naturais de purificação da água, utilizando uma combinação de plantas, cultivadas em meios suporte com o desenvolvimento de microrganismos. À medida que o esgoto passa pelo sistema, as plantas absorvem os nutrientes e os microrganismos decompõem a matéria orgânica, promovendo a remoção de poluentes (MATOS; MATOS, 2017; CARLOS; ROSENDO; MOREIRA, 2022). Além de serem altamente eficazes na remoção de contaminantes, os SAC apresentam vantagens adicionais, como a baixa necessidade de energia e produtos químicos, a possibilidade de reúso da água tratada e a promoção da biodiversidade local. Os alagados construídos são uma alternativa ambientalmente amigável e economicamente viável para o tratamento de esgotos, contribuindo para a preservação dos recursos hídricos e a melhoria da qualidade de vida das comunidades.

A recuperação de recursos em alagados construídos é uma abordagem que visa aproveitar os coprodutos e resíduos resultantes do tratamento de esgoto para obter benefícios adicionais, promovendo a economia circular e a sustentabilidade. Alguns dos recursos que podem ser recuperados em SAC incluem água tratada, nutrientes, biomassa e energia. A água tratada proveniente dos SAC pode ser reutilizada para fins não potáveis, como irrigação de áreas verdes, lavagem de veículos e descargas de sanitários. A utilização dessa água tratada reduz a demanda por água potável, conserva os recursos hídricos e contribui para a sustentabilidade do abastecimento de água.

A biomassa produzida nos SAC, como as plantas utilizadas, pode ser aproveitada como matéria-prima para produção de energia ou para compostagem. A biomassa pode

ser transformada em biogás por meio de processos de digestão anaeróbia, gerando energia renovável. Além disso, a biomassa pode ser compostada e utilizada como adubo orgânico, fechando-se o ciclo dos nutrientes e promovendo a fertilidade do solo. A recuperação de recursos nos alagados construídos não apenas reduz a dependência de recursos naturais, mas também contribui para a redução de resíduos e a mitigação dos impactos ambientais. Ao aproveitar os co-produtos do tratamento de esgoto, os SAC se tornam mais sustentáveis e eficientes, promovendo a economia circular e a valorização dos recursos disponíveis.

Nos últimos anos, a tecnologia de células de combustível microbianas (CCM) têm emergido como uma abordagem promissora no tratamento de águas residuárias, visando tanto a obtenção de água limpa quanto a geração de energia verde. Ao utilizar microrganismos como catalisadores bioeletroquímicos, as CCM transformam diretamente a matéria orgânica presente nos efluentes em eletricidade, ao mesmo tempo em que removem contaminantes. Essa combinação de tratamento de água e produção de energia sustentável tem despertado interesse crescente devido ao seu potencial para abordar simultaneamente desafios ambientais e energéticos (DAS, 2017). Ademais tem sido muito explorada em ambientes remotos ou de difícil acesso, onde a disponibilidade de fontes convencionais de energia é limitada, por utilizar apenas matéria orgânica disponível localmente, como resíduos agrícolas ou de processos industriais.

As CCM consistem em duas câmaras separadas. Na câmara anódica, microrganismos degradam a matéria orgânica presente no esgoto, liberando elétrons e prótons, na ausência de oxigênio (ambiente anaeróbio). O elétron flui para o cátodo através de um material condutor com uma resistência interna. O cátodo se encontra em ambiente aeróbio, em que ocorre a redução de oxigênio, consumindo os elétrons e prótons. Essa diferença de potencial entre as duas câmaras gera eletricidade que pode ser capturada e utilizada como fonte de energia (DAS, 2017; TAO et al., 2022; ZHANG et al., 2022a; ROSSI et al., 2022; SAEED et al., 2022a). As células de combustível microbianas instaladas em sistemas alagados construídos oferecem uma abordagem promissora para o tratamento de esgoto e a geração de eletricidade. Essa integração oferece benefícios adicionais, como aumento da eficiência energética, maior remoção de poluentes, estabilidade do processo e potencial de recuperação de recursos (BISWAS; CHAKRABORTY, 2023).

Com base nas características do funcionamento de uma CCM, a configuração de sistemas alagados construídos (SAC) operando em ciclos alternados de enchimento e esvaziamento surge como uma opção interessante para maximizar a geração de energia. Essa configuração, conhecida internacionalmente como "tidal flow wetlands",

"reciprocating wetlands" ou "fill and drain wetlands", é caracterizada pela adoção de um processo rítmico de enchimento do reator seguido de drenagem, o que resulta na alternância entre condições anóxicas e aeróbias no SAC. Após o enchimento, a aeração do leito é garantida pelo rápido esvaziamento do sistema. Com isso há oxigênio suficiente para a degradação da matéria orgânica e para a nitrificação. Com o novo e subsequente processo de enchimento do sistema (novo ciclo), há uma passagem do sistema de ambiente aeróbio para anóxico e assim bactérias desnitrificantes utilizam o nitrato com acceptor final de elétrons transformando-o em nitrogênio gasoso, sendo este gás perdido para a atmosfera. Dessa forma, há um grande aumento na eficiência de remoção do nitrogênio nos sistemas (HU; ZHAO; RYMSZEWICZ, 2014; RUIZ-OCAMP et al., 2022; XU et al., 2022; CHAND; SUTHAR; KUMAR, 2021). A alternância de condições aeróbias, anóxicas e anaeróbias na configuração de ciclos alternados nos SAC cria uma variedade de potenciais de oxirredução no ambiente, estabelecendo condições favoráveis para o crescimento de bactérias eletrogênicas (EAB) e promovendo aeração no cátodo, maximizando a geração de energia.

O presente estudo foi motivado pela necessidade de tratar apropriadamente os esgotos e explorar soluções sustentáveis. Os sistemas alagados construídos (SAC) são uma alternativa eficiente e de baixo custo para o tratamento de esgotos, enquanto as células de combustível microbianas (CCM) oferecem a possibilidade de converter resíduos orgânicos em energia limpa. A integração de SAC operando em ciclos alternados com CCM é explorada neste estudo para otimizar o tratamento de esgotos e a recuperação de recursos. Diferentes espécies vegetais e meios suporte são avaliados para maximizar a eficiência ecológica, contribuindo para a economia circular e a produção de energia sustentável no contexto do tratamento de esgotos.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Neste trabalho, objetivou-se avaliar o desempenho de alagados construídos operando em ciclos alternados e com células de combustível microbianas no tratamento de esgotos sanitários.

2.2 Objetivos específicos:

(1) Avaliar a remoção de matéria orgânica e outros poluentes em alagados preenchidos com meios suportes de diferentes granulometrias (brita “número 0” e “número 1”), e cultivados com diferentes espécies de plantas, *Pennisetum purpureum* (capiaçu) e a *Musa* spp. (bananeira nanica) em um arranjo fatorial.

(2) Avaliar o desempenho de células de combustível microbianas instaladas nos SAC, em termos de produção de corrente elétrica para cada uma das etapas dos ciclos e para cada sistema alagado estudado.

(3) Avaliar a produtividade de biomassa e potencial nutricional das espécies de plantas utilizadas nos sistemas alagados construídos e suas possíveis aplicações, em termos de recuperação de recursos.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Sistemas alagados construídos e o a configuração “tidal flow”

Os sistemas alagados construídos são reatores que reproduzem ecossistemas naturais em ambientes distintos, manipulando princípios de engenharia para promover o tratamento de águas de natureza diversa (KADLEC; WALLACE, 2008). Neles, microrganismos, plantas e animais nativos trabalham juntos para reduzir os poluentes presentes na água. O tratamento ocorre à medida que a água entra em contato com o meio suporte, rizomas e raízes, onde ocorre a concentração de bactérias responsáveis pela degradação de materiais orgânicos e transformação de formas químicas (MATOS et al., 2010; MATOS; MATOS, 2017).

Os SAC são utilizados como tratamento secundário ou terciário de esgoto sanitário e de águas residuárias (agro)industriais. Algumas das principais vantagens da tecnologia incluem a flexibilidade de configuração e operação, baixo custo de implantação, instalação e operação, estabilidade operacional, baixa ou nenhuma produção de lodo e odores desagradáveis, além de alta eficiência na remoção de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nutrientes e compostos inorgânicos, em relação a outras formas de tratamento (NIVALA et al., 2017).

O desempenho dos SAC no tratamento depende de vários fatores, como a seleção das plantas e do meio suporte utilizado. A eficiência de remoção de nutrientes pelas plantas está relacionada à capacidade de absorção vegetal dos mesmos, que é determinada pela concentração de nutrientes absorvidos e pela produtividade de biomassa da planta (AKRATOS; TSIHRINTZIS, 2007).

Existem mecanismos de remoção de poluentes nos SAC que podem ocorrer tanto por processos bióticos quanto abióticos. Os processos abióticos envolvem deposição e sedimentação, sorção (adsorção e absorção), oxidação/redução/precipitação química, fotodegradação/oxidação e volatilização. Os processos bióticos são semelhantes aos que ocorrem na fitorremediação e envolvem biodegradação aeróbia, anóxica ou anaeróbia, fitoacumulação, fitoestabilização, fitodegradação, fitoestimulação, fitovolatilização e fitofiltração (KANTAWANICHKUL et al., 2011).

Os SAC podem ser classificados de acordo com a posição e direção do escoamento da água, podendo ser horizontal superficial, horizontal subsuperficial, vertical ou com macrófitas flutuantes (MATOS; MATOS, 2017). Cada uma dessas configurações possui características distintas e vantagens específicas em termos de remoção de contaminantes.

A configuração “tidal flow” é um tipo específico de SAC vertical que utiliza um processo cíclico de enchimento e drenagem do reator, resultando em uma alternância entre ambientes anóxicos e aeróbios. Esse ciclo consiste em encher o reator com o efluente e, em seguida, drená-lo, proporcionando uma ampla aeração do leito. Isso garante a presença de oxigênio suficiente para a degradação da matéria orgânica e para a nitrificação (NIVALA et al., 2017).

Durante o enchimento, o ar é expulso do leito, enquanto durante o esvaziamento, o ar atmosférico é succionado para dentro do mesmo. Essa abordagem operacional tem demonstrado potencial para melhorar a remoção matéria orgânica por meio de processos aeróbios e a remoção de nitrogênio amoniacal por nitrificação. Isso ocorre ao aumentar o contato entre os poluentes e o biofilme e melhorar a taxa de transferência de oxigênio durante a operação (ELLIS et al., 2003).

Nos sistemas de ciclo alternado (“tidal flow”), a remoção de nitrogênio ocorre principalmente por meio de processos sequenciais de nitrificação e desnitrificação. Durante o processo, os íons de amônio (NH_4^+) presentes nas águas residuárias são adsorvidos nos biofilmes com cargas negativas. Durante o esvaziamento do sistema, o oxigênio atmosférico é introduzido no filtro, resultando em uma rápida aeração do biofilme e nitrificação do NH_4^+ (AUSTIN; LOHAN; VERNON, 2003; KARABELNIK et al., 2008). Após o enchimento inicial, o sistema mantém um ambiente aeróbio, onde os microrganismos podem realizar a decomposição da matéria orgânica e a conversão de amônia em nitrato por meio do processo de nitrificação. A aeração do leito durante essa fase é essencial para fornecer oxigênio suficiente para as reações biológicas (HU; ZHAO; RYMSZEWICZ, 2014).

Durante o ciclo de enchimento seguinte, ocorre a transição do ambiente aeróbio para o anóxico. Os íons de nitrato são liberados do biofilme de volta para o líquido residente durante o subsequente enchimento do SAC e são utilizados como aceptores finais de elétrons durante a desnitrificação, sendo convertidos em nitrogênio gasoso, que é liberado para a atmosfera. Esse processo resulta em uma remoção satisfatória de nitrogênio dos esgotos sanitários (RUIZ-OCAMP et al., 2022; XU et al., 2022).

A remoção efetiva de nitrogênio em sistemas de ciclo alternado depende, portanto, da adsorção dos íons NH_4^+ para o processo de nitrificação, o qual é influenciado pelas características do meio suporte utilizado, especialmente sua capacidade de troca catiônica (AUSTIN, 2006).

A configuração “tidal flow” é especialmente eficiente na remoção de nitrogênio porque a alternância entre ambientes aeróbio e anóxico promove condições ideais para a ação das bactérias desnitrificantes. Dessa forma, essa configuração de SAC proporciona

um aumento expressivo na eficiência de remoção de nitrogênio dos efluentes sanitários, o que contribui para melhorar a qualidade da água tratada antes de ser liberada no meio ambiente (CHAND; SUTHAR; KUMAR, 2021).

Na Figura 1 apresenta-se um esquema do funcionamento de um SAC com a configuração tidal flow.

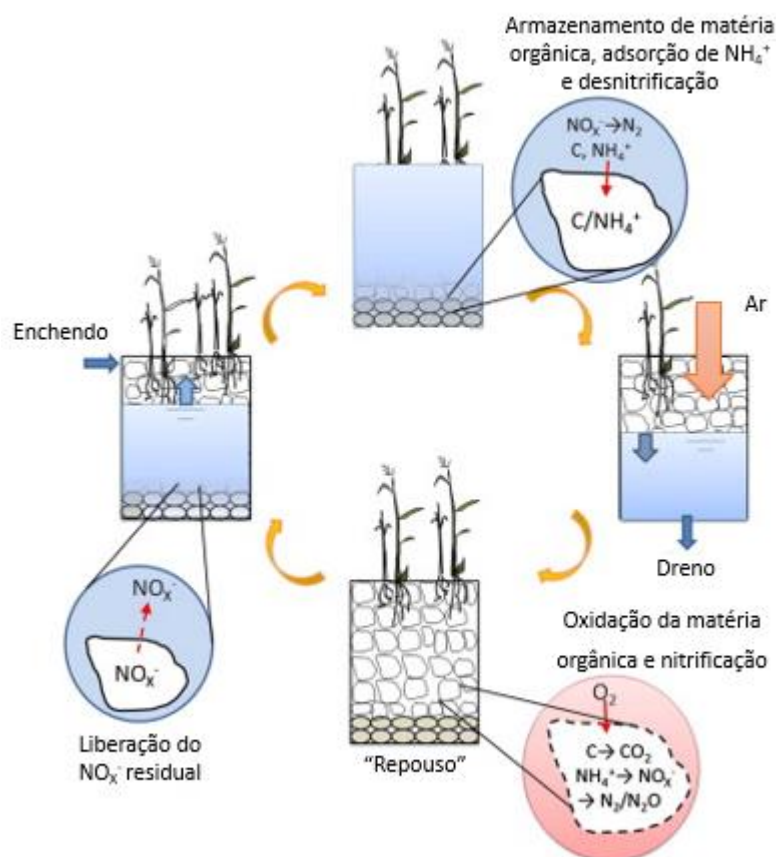


Figura 1: Funcionamento de sistemas alagados construídos tidal flow. Adaptado de Hu, Zhao e Rymaszewicz, (2014).

3.2 Células de Combustível Microbianas

As células de combustível microbianas (CCM) são dispositivos bioeletroquímicos que utilizam microrganismos para converter a energia química armazenada nos compostos orgânicos em energia elétrica. Esses dispositivos exploram a capacidade dos microrganismos, como bactérias e arqueias, de realizar processos de oxidação e redução de substâncias (DAS, 2017).

Uma CCM é composta por duas câmaras principais: um ambiente anódico e um catódico, separados por uma membrana de troca de íons. No ambiente anódico, os microrganismos oxidam o substrato orgânico presente, liberando elétrons e prótons. Os elétrons são coletados por um eletrodo anódico, enquanto os prótons migram através da membrana em direção ao ambiente catódico (TAO et al., 2022).

Na região do cátodo, ocorre a redução de um agente oxidante, como o oxigênio

presente no ar, utilizando os elétrons fornecidos pelo ânodo. Essa redução é acompanhada pela captura dos prótons migrados da região anódica, formando água. A reação de oxidação-redução que ocorre nas CCM gera uma diferença de potencial elétrico, criando assim corrente elétrica que pode ser utilizada como fonte de energia (BISWAS; CHAKRABORTY, 2023). Bactérias eletroativas (EAB), como *Geobacter* spp., *Desulfuromonas* spp., *Proteiniphilum* spp. e *Shewanella* spp., são conhecidas por sua capacidade de transferir elétrons e estão principalmente ativas próximas ao ânodo. Essas bactérias consomem os compostos orgânicos e liberam elétrons como subproduto. Dependendo da complexidade da fonte de carbono, as EAB podem formar consórcios e associações sintróficas com outras bactérias que degradam compostos orgânicos complexos em formas mais simples, como o acetato (KRACKE; VASSILEV; KRÖMER, 2015).

À medida que as bactérias crescem na superfície do eletrodo, elas formam um biofilme composto por várias camadas. A camada mais próxima do eletrodo, conhecida como monocamada de biofilme, utiliza proteínas redox presentes na membrana externa e citocromos em uma cascata de transferência de elétrons para transferir elétrons diretamente para o eletrodo. No entanto, as camadas bacterianas mais distantes do eletrodo não têm contato direto com ele e desenvolvem estruturas chamadas nanofios para se conectar aos eletrodos ou a outras bactérias por uma matriz condutora extracelular, permitindo assim a transferência direta de elétrons entre diferentes espécies bacterianas (GUPTA et al., 2021).

Os elétrons são transferidos para o ânodo por meio das EAB e fluem para o cátodo por um circuito externo. Geralmente, o cátodo contém aceptores finais de elétrons, como nitrato e oxigênio, que são utilizados na reação de redução. A bioeletricidade é produzida no circuito externo, que é associado a um resistor (DAS, 2017).

As reações bioeletrogênicas nas células de combustível microbianas envolvem a transferência de elétrons entre os microrganismos e os eletrodos, permitindo a geração de corrente elétrica. A compreensão dos mecanismos bioeletrogênicos e a manipulação dos microrganismos e condições de operação são áreas de pesquisa ativa para melhorar o desempenho e a eficiência das CCM (KRACKE; VASSILEV; KRÖMER, 2015; SAEED, 2022).

Nos sistemas alagados construídos, parâmetros importantes para análise da eficiência da produção de energia por meio das células de combustível microbiana são as densidades de corrente e de potência (DAS, 2017), calculadas pelas equações 1 e 2:

$$I = \frac{U}{Vol * R}$$

$$P = \frac{U^2}{Vol * R}$$

Em que: U é a voltagem (mV); R é a resistência (Ω); Vol é o volume anódico (m^3); I é a densidade de corrente ($mA m^{-3}$); P é a densidade de potência ($mW m^{-3}$).

A integração das células de combustível microbianas com sistemas alagados construídos busca otimizar os benefícios individuais de cada sistema, visando o tratamento e a reutilização mais eficientes das águas residuárias na produção de energia. Além de aprimorar o desempenho geral, essa integração oferece vantagens adicionais, tais como avanços na remoção de compostos orgânicos e nutrientes, a eliminação de poluentes orgânicos persistentes e a recuperação de energia. Ao combinar as CCM com os SAC, é possível promover a degradação de compostos orgânicos presentes nas águas residuárias, incluindo aqueles que são recalcitrantes. Essa integração também estimula a remoção eficiente de nutrientes, como o nitrogênio e o fósforo, por meio da atividade microbiana associada às (CCM) nas zonas de raízes dos SAC (ZHANG et al., 2022B; ZHAO et al., 2023).

Na Figura 2 apresenta-se a configuração de uma célula microbiana de energia associada a um sistema alagado construído.

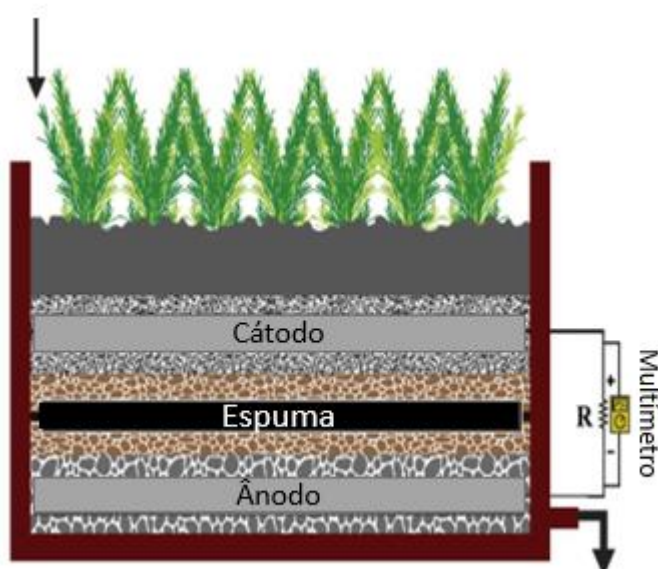


Figura 2: Célula microbiana de energia acoplada em um sistema alagado construído. Fonte adaptada de Saeed et al. (2022b).

As plantas desempenham um papel crucial nos SAC com CCM, liberando oxigênio e exsudatos por suas raízes e auxiliando na ciclagem biogeoquímica de vários elementos. As plantas também fornecem uma ampla área de superfície para o crescimento de microrganismos e influenciam a composição da flora microbiana associada à rizosfera,

alterando até mesmo na composição da diversidade de espécies encontradas no ânodo (GUPTA et al., 2021).

A capacidade das plantas de liberarem oxigênio e exsudatos tem um impacto nas taxas de nitrificação e desnitrificação. Os exsudatos servem como doadores de elétrons para os microrganismos realizarem a remoção de nitrato, enquanto o oxigênio favorece a oxidação do amônio na região catódica. Além disso, as plantas têm a capacidade de absorver compostos como nitrogênio, fósforo e metais (SAEED et al., 2022A). Diferentes espécies de plantas têm sido exploradas nos SAC com CCM, como *Typha orientalis*, *Scirpus validus*, *Iris pseudacorus*, *Lythrum salicaria*, *Phragmites australis*, *Canna indica*, *Acorus calamus* e *Ipomoea aquatica* (GUPTA et al., 2023a). Apesar do progresso expressivo na pesquisa sobre a utilização dessas espécies vegetais nos SAC com CCM, ainda há espaço para explorar outras plantas e ampliar o conhecimento sobre sua eficácia e desempenho nesse contexto. A diversidade de espécies vegetais oferece a oportunidade de investigar diferentes características, como taxa de crescimento, capacidade de absorção de nutrientes, resistência a condições adversas e compatibilidade com microrganismos eletrogênicos.

Um fator importante que afeta o desempenho das células de combustível microbianas instaladas em SAC é a evapotranspiração do sistema. Em um estudo realizado por Mittal et al. (2023) foram investigados os efeitos da evapotranspiração no tratamento de águas residuárias e no desempenho eletroquímico de CCM acopladas em SAC em escala plena, utilizando-se a planta *Canna indica*. O objetivo do estudo foi avaliar a influência de diferentes parâmetros, como temperatura, umidade relativa, nível de água, volume de ar na região catódica e evapotranspiração (ET), no desempenho geral da CCM em termos de geração de bioeletricidade e tratamento de águas residuárias.

As perdas de água ocorridas no cátodo exposto à evapotranspiração impactaram positivamente o desempenho da CCM. A elevada perda de água na zona catódica cria espaços vazios que são preenchidos pelo ar atmosférico por meio da difusão, expondo o cátodo ao oxigênio atmosférico. Os resultados de densidade de potência foram em média de 25,71 mW m⁻³ e densidade de corrente de 85,71 mA m⁻³. Durante um período de contato de 48 horas, foi registrada uma queda no nível de água de 336 mm na região do eletrodo catódico. Essa perda de água no cátodo melhorou a cinética de redução catódica, resultando em um aumento na geração de tensão, de 182,5 ± 12,5 mV para 800 ± 13,47 mV (MITTAL et al., 2023).

Como conclusão, Mittal et al. (2023) afirmam que a evapotranspiração influencia positivamente o desempenho dos SAC com CCM e plantados com *Canna indica*, promovendo uma melhoria na geração de bioeletricidade e no tratamento de águas

residuárias. A perda de água no cátodo cria condições favoráveis para a redução catódica, resultando em uma maior geração de tensão (MITTAL et al., 2023).

Biswas e Chakraborty (2023) concentraram seus estudos na remoção de coliformes termotolerantes em esgotos sanitários, usando três SAC, sendo um vertical (R1), um SAC CCM plantado (R2) e um SAC CCM não plantado (R3). Os autores observaram maiores valores de remoção coliformes no R2 (3,51 unidades log) em comparação com R1 (2,94 unidades log). A tensão máxima obtida em R2 foi de 886 mV, enquanto no R3 foi de 487 mV. As plantas desempenharam um papel positivo na melhoria do desempenho elétrico do R2 em comparação com o R3 não plantado, aumentando o potencial redox. Esses resultados indicam que a utilização de um SAC CCM com plantas pode melhorar consideravelmente a remoção de coliformes e o desempenho elétrico do sistema em comparação com um SAC CCM não plantado. Tal fato destaca a importância das plantas no aprimoramento dos processos de tratamento eletroquímico em sistemas alagados construídos.

O fator crucial para essa inativação foi a predominância de condições anaeróbias próximas ao ânodo, com baixo potencial de oxirredução (Eh), variando entre -50 a -125 mV. Os pesquisadores observaram que tanto o Reator 1 (R1) quanto o Reator 2 (R2) mantiveram condições anaeróbias próximas ao fundo, com um Eh baixo variando entre -80 e -88 mV. Essas condições foram responsáveis pela remoção de coliformes em ambos os reatores. No caso do Reator 2, o ânodo foi posicionado na parte inferior e foram detectadas eletrobactérias ativas (EAB) presentes, o que foi evidenciado pela produção de eletricidade. Os pesquisadores sugerem que a competição interespecífica entre as EAB e os patógenos pode ser uma razão provável para o aumento na remoção de coliformes no Reator 2 (BISWAS; CHAKRABORTY, 2023).

Uma das principais vantagens dos sistemas de escoamento vertical é o gradiente redox natural que ocorre dentro deles. Esse gradiente consiste em uma zona aeróbia na interface ar-água e uma zona anaeróbia próxima ao fundo. Em uma célula de combustível microbiana, o cátodo geralmente é posicionado na zona aeróbia, enquanto o ânodo é colocado na região anaeróbia.

Em um estudo conduzido por Zhang et al. (2022b), foi desenvolvido um sistema alagado construído com célula de combustível microbiana utilizando a configuração de ciclos alternados. No experimento utilizaram águas residuárias de baixa relação carbono/nitrogênio (esgoto sanitário) e resíduos agrícolas ricos em celulose como fonte de carbono para promover a desnitrificação.

O sistema foi projetado para criar condições alternadas de anaerobiose e aerobiose por meio de um fluxo de água proveniente de um sifão. O sifão foi conectado à câmara do

cátodo da célula de combustível microbiana. À medida que o nível da água aumenta gradualmente até o topo do sifão, ocorria um rápido decréscimo até o ponto mais baixo do bocal, permitindo a difusão de oxigênio para a câmara do cátodo. Em seguida, o nível da água subia lentamente novamente, criando um ambiente anaeróbio (ZHANG et al., 2022b).

Com os resultados, observou-se que a presença da CCM promoveu a desnitrificação autotrófica e a adição de fonte de carbono de celulose impulsionou de forma expressiva o processo de desnitrificação heterotrófica. O reator apresentou elevadas taxas de remoção de demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) e nitrogênio total (NT), atingindo valores de 98,38%, 79,31% e 84,43%, respectivamente. Além disso, a adição de fontes de carbono facilitou a produção de eletricidade biológica, com uma tensão máxima de 450 mV e densidade de potência máxima de $113,95 \text{ mW m}^{-3}$ (ZHANG et al., 2022b).

No entanto, é importante ressaltar que o estudo de Zhang et al. (2022b) foi realizado em escala de bancada, com um volume efetivo de 3,5 L. Portanto, apesar dos resultados promissores, há a necessidade de investigações adicionais em escalas maiores, visando avaliar a aplicabilidade e eficiência do sistema em um contexto mais amplo.

Dessa forma, essa abordagem inovadora das células de combustível microbiana integradas à configuração de ciclos alternados nos sistemas alagados construídos abre novas perspectivas para o tratamento de águas residuárias e geração de eletricidade, com potencial para aplicações em escala plena e contribuições expressivas para o avanço da área.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Localização e construção dos sistemas

Os experimentos foram realizados na Área Experimental de Tratamento de Resíduos (AETR) e no Laboratório da Qualidade Ambiental (LQA), pertencentes ao Departamento de Engenharia Agrícola (DEA) da Universidade Federal de Viçosa (UFV).

Na AETR, o terreno foi nivelado e concretado para fornecer uma base sólida para a instalação dos SAC. Foram utilizados quatro reservatórios de polietileno, com capacidade total de 500 litros cada um. Esses reservatórios foram instalados para constituir os sistemas alagados construídos.

O esgoto sanitário foi bombeado a partir da rede coletora dos condomínios e bairros à montante da universidade. O esgoto era direcionado para um reservatório de 20.000 litros e em seguida vertia por uma tubulação de 50 mm com uma redução de 20 mm para as torneiras de alimentação. Válvulas solenoides de diâmetro de 20 mm foram instaladas nas torneiras de alimentação para controlar a vazão de entrada.

Em cada um dos SAC, foi instalada uma tubulação de cloreto de polivinila com diâmetro de 100 mm, no centro perfurada. Essa tubulação tinha duas finalidades principais: servir como ponto de entrada para alimentar os sistemas e também como local para posicionar a sonda de temperatura. Além disso, a tubulação foi utilizada para realizar medições diretas do potencial de oxirredução na região anaeróbia dos sistemas (ânodo).

Na parte inferior de cada SAC, foi instalada uma tubulação de diâmetro de 32 mm e a drenagem era feita por uma válvula solenoide de saída com diâmetro de 15 mm, conectada a uma mangueira de meia polegada, que direcionava o efluente tratado para reservatórios de 200 litros. Foi alocado nessa tubulação de 32 mm um registro tipo esfera conectado à rede de esgoto, para quando necessário efetuar-se a drenagem de todo efluente para a rede.

Para permitir a drenagem dos SAC, foi feito um terraceamento ao se instalar os reservatórios de coleta, criando-se diferenças de altura. Na parte inferior destes reservatórios, foram conectadas tubulações para drenar o efluente de volta para a rede de esgotamento. Essas válvulas de drenagem eram fechadas apenas uma vez por dia, durante a coleta para análise em laboratório. Após a coleta ser realizada, o registro era aberto e os reservatórios de 200 litros funcionavam como caixa de passagem.

O funcionamento das válvulas solenoides de entrada e saída do reator foi automatizado utilizando-se uma placa de ESP32 e conectada a um ponto de energia. Foram alocados quatro mourões para fornecer pontos de energia e facilitar a operação do

sistema. Cada ponto de energia foi equipado com um disjuntor para proteção. Na Figura 3 apresentam-se registros fotográficos da etapa construtiva, iniciadas em setembro de 2022 e finalizada no final de janeiro de 2023.

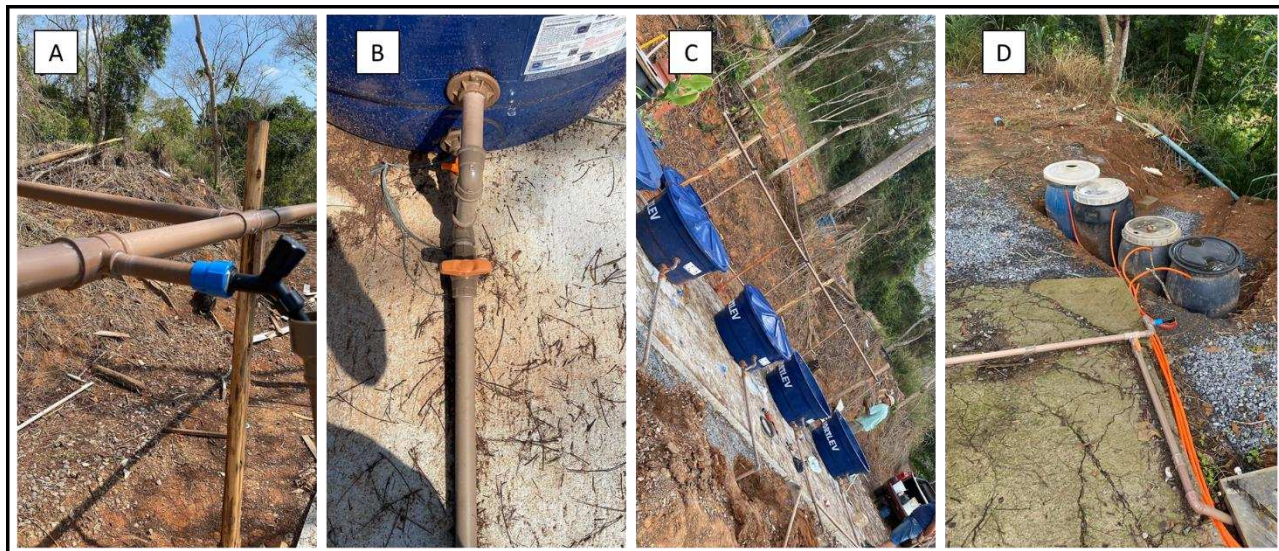


Figura 3:(A) Tubulação de alimentação do sistema. (B) Tubulação de saída. (C) Instalação hidráulica. (D) Bombonas para coleta do efluente. Fonte: Próprio autor (2023).

O experimento foi configurado com quatro sistemas diferentes, com o objetivo de se realizar um estudo fatorial 2x2. Cada sistema foi caracterizado pelo tipo de planta e pelo tipo de meio suporte utilizados:

SAC BB1: Neste sistema, a planta utilizada foi a espécie de bananeira *Musa sp.*, e o leito do sistema foi preenchido com brita “número 1”, possui uma malha maior, variando entre 9,5 mm e 19 mm.

SAC BB0: Neste sistema, também foi utilizada a planta de bananeira *Musa sp.*, mas o leito do sistema foi preenchido com brita “número 0”, com granulometria variando de 4,8 mm a 9,5 mm.

SAC CB0: Neste sistema, a planta utilizada foi a cultivar BRS capiaçu do capim-elfante (*Pennisetum purpureum*), e o leito do sistema foi preenchido com brita “número 0”.

SAC CB1: Neste sistema, também foi utilizada a planta capiaçu, mas o leito do sistema foi preenchido com brita “número 1”.

Com o arranjo experimental escolhido, foram avaliados os efeitos independentes do tipo de planta (bananeira ou capiaçu) e do tipo de brita (0 ou 1) no desempenho do sistema de tratamento de esgotos. Com essas combinações, foi possível identificar quais fatores apresentavam influência significativa nos resultados do experimento.

Na Figura 4 apresentam-se fotografias dos SAC.



Figura 4:(A) Reator Bananeira Brita 1 – BB1. (B) Reator Bananeira Brita 0 – BB0. (C) Capiacu Brita 0 – CB0. (D) Capiacu Brita 1 – CB1. Fonte: Próprio autor (2023).

4.2 Automação dos sistemas

Foi utilizado uma placa de desenvolvimento ESP32 para executar um programa de

computador desenvolvido em linguagem C++. Uma das funções do programa era obter o horário atual e controlar a abertura e fechamento das válvulas de entrada e saída, de acordo com o ciclo de tratamento adotado. Isso permitia que as válvulas fossem acionadas nos momentos corretos do processo.

Além disso, o programa tinha a função de gravar dados em um cartão de memória a cada 10 minutos. Esses dados incluíam a data e hora atual, a tensão da célula combustível, a temperatura do efluente e o estado atual do ciclo de tratamento (enchendo, cheio, esvaziando ou repouso).

O sistema de aquisição de dados e controle foi composto pela placa ESP32, um módulo de cartão de memória para armazenar os dados, um módulo de relógio de tempo real para obter a hora atual, um módulo de relé, um transistor TIP122, um regulador de tensão LM7805, um circuito amplificador de tensão com LM3204N e uma fonte que transformava corrente alternada em corrente contínua de 12V.

A fonte de 12V cc foi utilizada para alimentar a placa ESP32, com a ajuda do regulador de tensão LM7805. Essa mesma fonte também foi utilizada para alimentar a válvula solenoide de saída. O módulo de relógio de tempo real RTC DS1307 foi utilizado para obter a data e hora atual com precisão.

O módulo de cartão de memória permitiu a gravação dos dados do sistema de tratamento a cada 10 minutos em um cartão de memória microSD. Em cada momento, o sistema de aquisição gravava a data e hora atual, a temperatura do efluente e a tensão da célula combustível.

O módulo de relé foi utilizado para acionar a válvula solenoide de entrada do efluente, com diâmetro de $\frac{3}{4}$ " e bobina de 127 V ca. O transistor TIP122 foi usado para acionar a válvula solenoide de saída, com diâmetro de $\frac{1}{2}$ " e bobina de 12V cc.

O circuito amplificador com LM3204N foi utilizado para amplificar a tensão gerada pela célula combustível em duas vezes, para uma medição mais precisa.

O ciclo de tratamento adotado tinha uma duração total de 8 horas, com um total de 3 ciclos por dia. Esse ciclo consistia em 1 hora de enchimento (2 horas a partir do terceiro mês), 5 horas de SAC cheio (4 horas a partir do terceiro mês), 1 hora de esvaziamento e 1 hora de repouso. Essa sequência de operações se repetia ao longo do dia para garantir o funcionamento do sistema de tratamento. Na Figura 5 são apresentadas fotografias da automação dos sistemas.

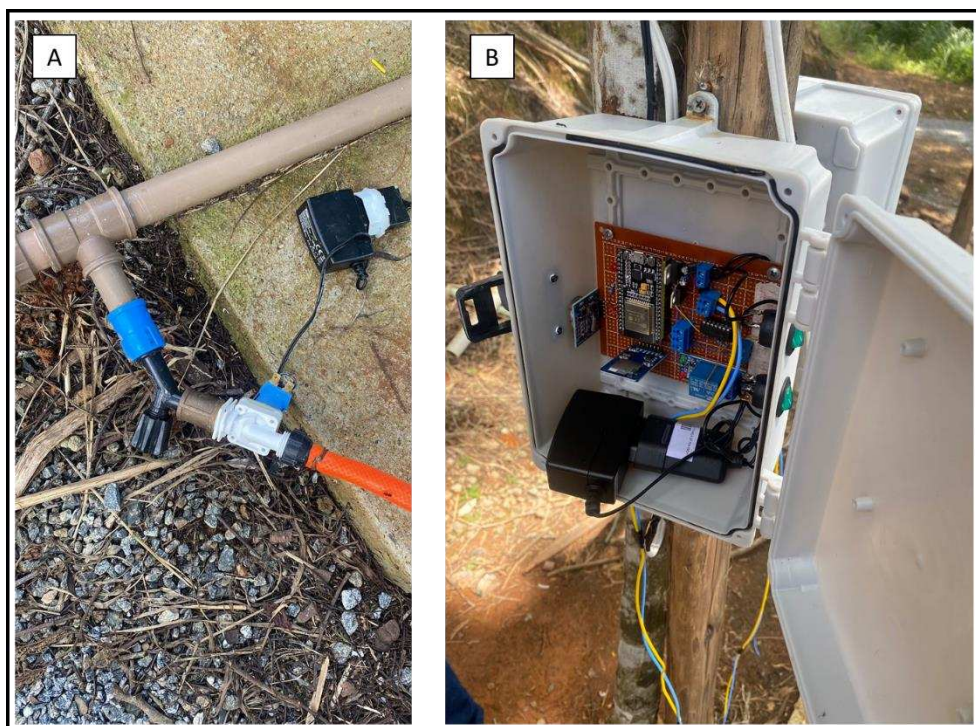


Figura 5: Automação do sistema. (A) válvula solenoide. (B) Instalação da ESP32. Fonte: Próprio autor (2023).

Para a instalação das células de combustível microbianas (CCM), uma haste de cobre com 1 metro de comprimento foi inserida na parte inferior de cada SAC, sendo 90 cm localizados dentro do SAC e 10 cm fora dele. Essa haste foi envolvida por uma espuma de poliuretano, com o objetivo de aumentar a área de contato entre a haste e o meio suporte. Além disso, foram adicionados 5 litros de um inóculo (lodo) obtido de um reator anaeróbio tipo UASB utilizado para tratar esgotos sanitários, localizado no bairro Violeira em Viçosa.

A haste de cobre foi conectada a um fio condutor com resistência interna e ligada à placa ESP32, permitindo o registro da diferença de potencial entre a região anódica e a região catódica. O cátodo foi construído conectando-se a ESP32 a um papel carbono por meio de um fio condutor. Esse papel de carbono foi posicionado próximo à superfície de cada SAC, na região aeróbia do sistema.

4.3 Sistemas construídos

Na Figura 6 são apresentadas fotografias dos sistemas alagados construídos. Na Figura 7 é apresentado um diagrama esquemático com as dimensões de cada SAC e na Figura 8 é apresentado um esquema do experimento.



Figura 6: Sistemas Alagados Construídos com configuração do tidal flow. Fonte: Próprio autor (2023).

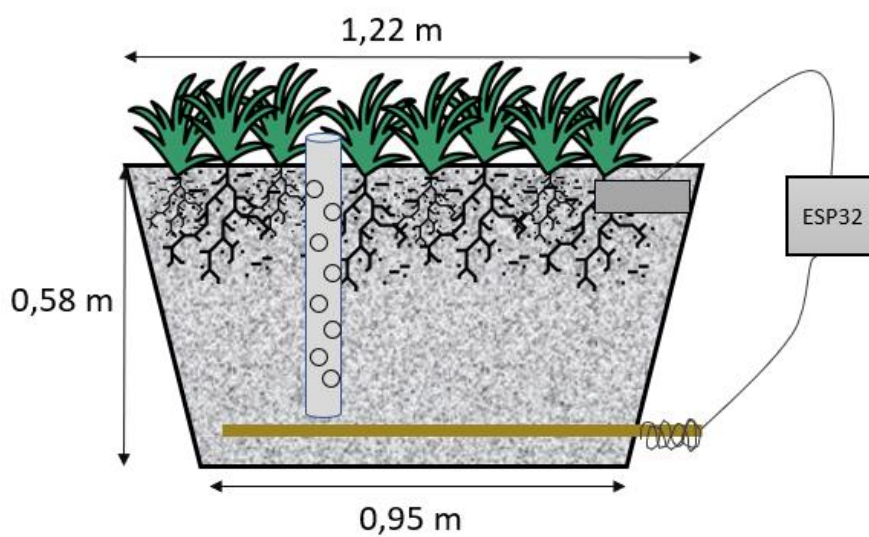


Figura 7: Dimensões da unidade. Fonte: Próprio autor (2023).

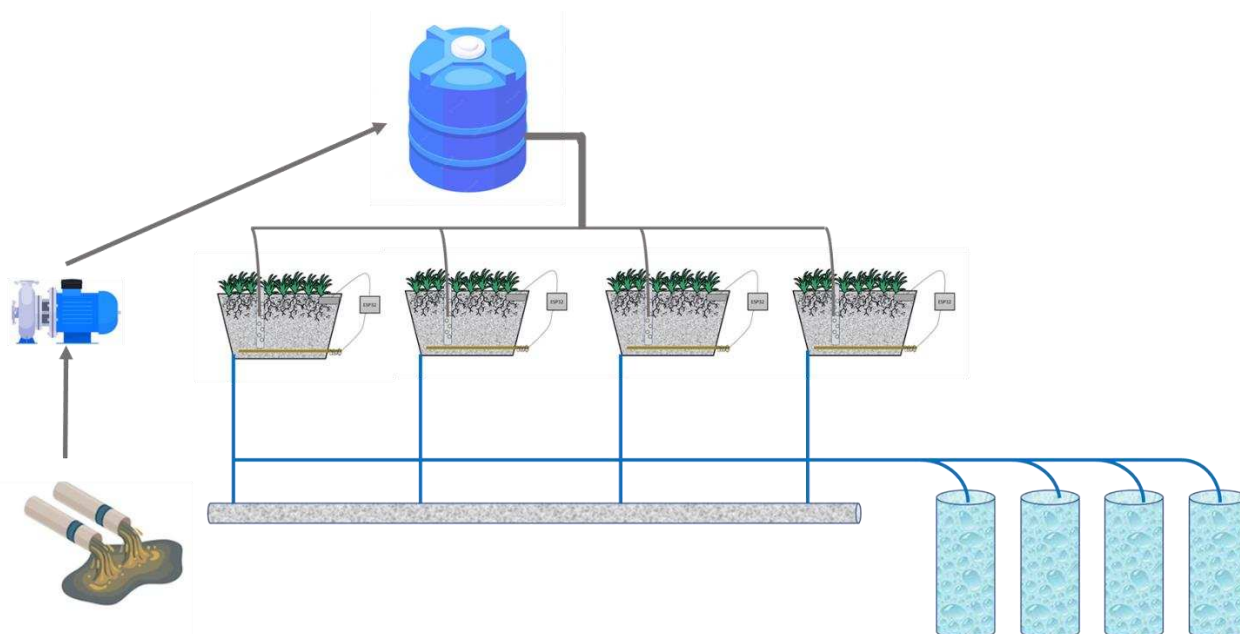


Figura 8: Esquema do experimento. Fonte: Próprio autor (2023).

A operação dos SAC com configuração "tidal flow" envolve a definição de ciclos alternados, que determinam o tempo em que o reator fica inundado e o tempo em que é drenado, permitindo o enriquecimento de oxigênio dissolvido. Foram estabelecidos 3 ciclos por dia, com a seguinte distribuição de tempo: 1 hora para enchimento, 5 horas com o SAC com capacidade máxima (cheio), 1 hora para drenagem e 1 hora sem esgoto no SAC (vazio).

Após 2 meses de operação, os 3 ciclos diários foram mantidos, porém houve uma alteração na distribuição das horas em cada estado do reator. O tempo de enchimento foi estendido para 2 horas enquanto o tempo em que o reator permanecia cheio foi reduzido para 4 horas. Essa alteração foi feita com o objetivo de evitar que o nível do sistema ficasse baixo devido a entupimentos nas torneiras e válvulas solenoides.

Durante o período de aclimação, mês de fevereiro de 2023, o sistema foi alimentado diariamente com esgoto sanitário. Isso permitiu que as plantas absorvessem os nutrientes presentes no esgoto e que houvesse a formação do biofilme de microrganismos.

4.4 Monitoramento

Após o período de aclimação os sistemas foram monitorados por 100 dias. Diariamente, antes das coletas de amostras de afluente e efluente, realizavam-se análises de potencial de oxirredução (Eh), temperatura e oxigênio dissolvido (OD), no intuito de se verificar se o ambiente em torno do ânodo permaneceu anaeróbico. O Eh era monitorado em campo inserindo-se uma sonda no cano instalado na parte central dos SAC que dava acesso ao ânodo. Para a análise de OD, eram coletadas amostras em frascos que depois

eram hermeticamente fechados e levados para o laboratório para a leitura em sonda do tipo luminescente.

As coletas das amostras líquidas eram realizadas diariamente nos reservatórios de coleta, de 200 L de capacidade. Às 8:00 h, cada SAC era programado para se esvaziar e a coleta era feita às 9:00 h. Em seguida, a energia era desligada para a limpeza das válvulas solenoides e, se necessário, as torneiras também eram limpas para remover qualquer obstrução. Após a manutenção, o sistema era reiniciado e as vazões eram ajustadas usando proveta e cronômetro. Nos primeiros 2 meses, as vazões eram ajustadas para 50 mL s⁻¹ durante o tempo de enchimento de 1 hora. No último mês, a vazão era ajustada para 25 mL s⁻¹.

As análises dos efluentes tratados foram realizadas seguindo o preconizado em *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2022). As variáveis de rotina, mensuradas diariamente foram: oxigênio dissolvido, potencial de oxirredução, pH, turbidez, cor, condutividade elétrica, temperatura e sólidos sedimentáveis.

As análises semanais foram demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrogênio amoniacal, nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrogênio-nitrato, fósforo total, sólidos totais e sólidos suspensos totais. A análise de demanda química de oxigênio (DQO) era feita, no mínimo duas vezes por semana.

Na Tabela 1 são apresentados os parâmetros físicos e químicos, bem como os métodos de análise. Os parâmetros físicos e químicos foram determinados no Laboratório da Qualidade Ambiental (LQA) do Departamento de Engenharia Agrícola da UFV.

Tabela 1. Parâmetros analisados e os respectivos métodos utilizados.

Parâmetro	Método	Número
Turbidez (UNT)	Turbidímetro	2130-B
Cor (uC)	Espectrometria	2120-C
Condutividade Elétrica (µS cm ⁻¹)	Conduvímetero	2510-B
Potencial de oxirredução (mV)	Potenciômetro	2580-B
Oxigênio dissolvido	Oxímetro	2510-B
Sólidos sedimentáveis	Gravimétrico	2540-F
pH	Peagâmetro	4500-H+-B
Demanda bioquímica de oxigênio (mg L ⁻¹)	Oxímetro	2510-B
Demanda química de oxigênio (mg L ⁻¹)	Oxidação Química em Fluxo Fechado	5220-D
Sólidos suspensos totais (mg L ⁻¹)	Gravimétrico	2540-D
Sólidos totais (mg L ⁻¹)	Gravimétrico	2540-B
Nitrogênio total Kjeldahl (mg L ⁻¹)	Processo semimicro Kjeldahl	4500-Norg-C
Nitrogênio amoniacal	Titulometria	4500-NH3-C
Nitrogênio-nitrato	Espectrometria	4500-NO3-B
Fósforo total (mg L ⁻¹)	Espectrometria	4500-P-D

Fonte: Próprio autor (2023).

A DQO e DBO foram feitas com amostras brutas e filtradas dos efluentes tratados. A razão para essa análise em duas formas é que parte da matéria orgânica presente no efluente tratado é composta por biomassa que se desprende do biofilme presente no sistema. Portanto, para avaliar a eficiência do tratamento, é importante considerar a fração de matéria orgânica dissolvida, que é representada pela amostra filtrada. Isso permite uma avaliação mais precisa do processo de tratamento, excluindo a contribuição da biomassa do biofilme que se desprende durante o processo.

No último mês do experimento, foi avaliado a remoção de sódio e potássio no efluente bruto e tratado, feito por meio de absorção atômica. Essas análises tinham como objetivo principal avaliar a eficiência do sistema em remover esses elementos e, ao mesmo tempo, determinar a viabilidade de utilizar o efluente tratado na prática de fertirrigação.

A eficiência de remoção dos poluentes foi obtida pela equação 6.

$$Eficiência (\%) = \left(\frac{Conc.afluente - Conc.efluente}{Conc. afluente} \right) * 100 \quad (Equação 6)$$

A taxa de aplicação superficial (TAS) foi obtida pela divisão da carga total aplicada pela superfície de cada SAC. A produtividade das plantas foi quantificada dividindo-se a massa seca produzida pela superfície, tendo sido considerada a parte aérea das plantas.

Ainda em relação às análises das plantas, foram contados os espécimes que sobreviveram e feitas as medidas das alturas por meio de uma trena. Para as bananeiras foram contadas as folhas e medidas o comprimento das mesmas. Para obtenção das massas secas das plantas nas bananeiras foi cortada a maior folha e levada para o laboratório, já para o capiaçu foram cortadas todas as plantas. No laboratório as massas foram registradas em balança de precisão e colocadas em uma estufa com temperatura de 60°C por um período de 72 horas. Durante esse tempo, a estufa proporcionou um ambiente de baixa umidade, permitindo que a água presente nas plantas evaporasse gradualmente. Após as 72 horas de secagem, as amostras foram retiradas da estufa e novamente pesadas para determinar suas massas secas.

4.5 Análise estatística

As análises estatísticas foram conduzidas utilizando o programa SAEG 1.9, desenvolvido pelo Departamento de Estatística da Universidade Federal de Viçosa. O delineamento experimental adotado foi o de blocos casualizados (DBC), onde os blocos foram utilizados como fatores perturbadores para considerar as variações climáticas ao longo dos dias de experimento.

O objetivo principal das análises foi verificar a eficácia do tratamento do efluente e

compará-lo com o efluente não tratado (afluente ao reator). Para isso, foram realizadas análises diárias e semanais, utilizando a análise de variância (ANOVA). Em seguida, aplicou-se o teste de Dunnett a um nível de significância de 5% para avaliar se houve diferença estatística entre os efluentes tratados e o afluente aos reatores. As hipóteses testadas foram:

H0: Não há diferença estatística entre o efluente tratado e o afluente ao reator.

H1: Há diferença estatística entre o efluente tratado e o afluente ao reator.

Posteriormente, foi realizado um estudo fatorial para analisar o efeito dos fatores cultura e brita. Os experimentos fatoriais são utilizados quando se deseja estudar o efeito de vários fatores que influenciam a variável em estudo, bem como as interações entre eles. Novamente, foi aplicada a análise de variância, com as seguintes hipóteses:

H0: Os fatores tipo de planta e meio suporte atuam independentemente sobre a variável resposta.

H1: Os fatores tipo de planta e meio suporte não atuam independentemente sobre a variável resposta.

Os resultados obtidos para o teste F da interação podem indicar se a interação entre os fatores é significativa ou não. Dado o interesse nas variáveis em estudo, Independentemente do resultado da análise de variância, foi realizado um desdobramento do sistema para estudar o comportamento dos leitos dentro de cada espécie e o comportamento das espécies dentro de cada leito.

Para comparar as médias entre os tratamentos, utilizou-se o teste de Tukey a um nível de significância de 5%. O objetivo desse teste foi verificar se existiam diferenças estatísticas significativas entre os tratamentos, permitindo identificar quais tratamentos foram estatisticamente diferentes dos demais, as hipóteses foram:

H0: As médias entre os tratamentos não diferem entre si.

H1: As médias entre os tratamentos diferem entre si.

Tais análises estatísticas foram utilizadas para avaliar as diferenças e relações entre os tratamentos e obter informações sobre o comportamento dos leitos e das espécies no sistema experimental.

Para a análise dos dados de tensão, densidade de corrente e densidade de potência, foi realizado um estudo fatorial com três fatores. Além dos fatores tipo de planta e tipo de meio suporte, foi adicionado um terceiro fator que representou as fases do reator em "tidal flow", que incluíam "enchendo", "cheio", "drenando" e "vazio".

Nessa análise, também considerou-se um delineamento em blocos casualizados (DBC), e foi realizada a análise de variância para avaliar a interação entre os fatores. Os fatores de variação considerados na ANOVA foram: bloco (dias), fase, cultivo, sistema,

interação entre fase e cultivo, interação entre fase e sistema, interação entre cultivo e sistema, interação entre as quatro fases (“enchendo”, “cheio”, “drenando”, “vazio”) e interação entre fase, cultivo e sistema.

As hipóteses testadas foram as seguintes:

H0: Não há interação entre os fatores.

H1: Há interação entre os fatores.

Independentemente dos resultados obtidos na análise de variância, foram realizados todos os desdobramentos necessários e aplicado o teste de Tukey com um nível de significância de 5%, dado o interesse em avaliar cada um dos fatores na variável resposta. As hipóteses testadas nesse caso foram:

H0: Não foram encontradas diferenças estatísticas significativas entre os fatores estudados.

H1: Houve diferença estatística significativa entre os fatores estudados.

As análises estatísticas permitiram investigar a interação entre os fatores de estudo e verificar se existiam diferenças estatísticas entre os níveis desses fatores. O objetivo foi compreender melhor o comportamento do sistema em relação às diferentes fases do reator, tipos de planta e tipos de leito, identificando-se quais combinações desses fatores apresentaram diferenças estatisticamente significativas.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização do afluente

O monitoramento dos sistemas iniciou-se em 6 de março de 2023 e durou 100 dias. Apresenta-se na Tabela 2 a estatística descritiva dos parâmetros de qualidade do esgoto sanitário afluente aos SAC.

Tabela 2. Caracterização do afluente dos SAC.

Parâmetro*	Média**
OD	0,3 ± 0,44 (43)
Eh	-148 ± 48,7 (44)
Turbidez	58 ± 29,9 (44)
Temperatura	22,4 ± 2,2 (44)
Condutividade Elétrica	972,3 ± 59,9 (44)
pH	7 ± 0,2 (44)
Cor	1849,6 ± 1189,3 (44)
Sólidos sedimentáveis	4,1 ± 7,4 (26)
DQO	301 ± 146,9 (24)
DBO	94 ± 33,5 (13)
Nitrogênio amoniacal	59,9 ± 9,2 (13)
NTK	76,5 ± 9,4 (13)
Nitrogênio-nitrato	1,3 ± 0,5 (13)
Fósforo	5,7 ± 2,2 (13)
Sólidos Totais	696,9 ± 226,3 (8)
Sólidos suspensos Totais	362,9 ± 201,5 (8)
Sólidos dissolvidos totais	334 ± 60,4 (8)

* Unidades em mg L⁻¹ com exceção de Eh, turbidez, condutividade elétrica, pH, cor e sólidos sedimentáveis que têm unidades de mV, UNT, µS cm⁻¹, adimensional, uH e mL L⁻¹, respectivamente.

** Médias seguidas de desvio padrão. Entre parênteses o número de medições.

Fonte: Próprio autor (2023).

Os valores de oxigênio dissolvido no afluente dos SAC permaneceram próximos a zero, valor característico de esgotos brutos e conferindo característica anaeróbia às amostras, fato corroborado pela análise do potencial de oxirredução (média de -148 mV) (Matos et al., 2010)

Durante o experimento, a temperatura do efluente se manteve relativamente estável com valores próximos a 22°C. O estudo foi conduzido durante o período de verão, março, abril e maio, o que proporcionou condições favoráveis para o crescimento de microrganismos mesofílicos. Em relação ao pH do afluente, também foi observado um desvio padrão muito pequeno, com o meio se apresentando próximo à neutralidade.

Dessa forma, os resultados indicam que tanto a temperatura quanto o pH do afluente se mantiveram dentro de faixas apropriadas para o desenvolvimento dos microrganismos envolvidos nos processos biológicos de degradação, não sendo limitações para o desempenho dos sistemas de tratamento.

O afluente apresentou turbidez média de 58 UNT e sólidos suspensos totais (SST) de 362,9 mg L⁻¹. Tais valores são relacionados com a matéria particulada presente no esgoto, que é posteriormente hidrolisada, transformando-se em matéria solúvel (VON

SPERLING, 2015a).

O valor médio de sólidos dissolvidos totais (SDT) foi de 334,0 mg L⁻¹, classifica o esgoto como “médio” (METCALF; EDDY, 2015). Esse valor é parcialmente relacionado com a condutividade elétrica (972,3 μS cm⁻¹) e com a cor aparente do afluente (média de 1849,6 uC). A soma dos SST e dos SDT é equivalente à concentração de sólidos totais, que foi igual a 696,9 mg L⁻¹. Já o valor médio dos sólidos sedimentáveis em cone Imhoff foi equivalente à 4,1 mL L⁻¹.

Os valores médios de DBO e DQO observados no esgoto afluente são também menores que os valores típicos de esgoto bruto, de acordo com von Sperling (2015b), tendo valores médios de e 94,0 e 301,0 mg L⁻¹ respectivamente, enquadrando o esgoto como “fraco” (METCALF; EDDY, 2015). A razão DBO/DQO se relaciona com a biodegradabilidade dos esgotos e a possibilidade destes serem tratados por sistemas biológicos. Uma razão DBO/DQO elevada indica que a matéria orgânica presente na amostra é mais facilmente biodegradável, o que sugere que há uma maior proporção de compostos orgânicos que podem ser consumidos rapidamente pelos microrganismos durante o processo de tratamento biológico. Por outro lado, uma razão DBO/DQO baixa indica uma menor biodegradabilidade da matéria orgânica, indicando a presença de compostos mais difíceis de serem degradados pelos microrganismos (MATOS; MATOS, 2017). A razão da média dos valores de DBO/DQO do afluente em questão foi de 0,31.

De acordo von Sperling (2015b), uma relação DBO/DQO maior que 0,5 geralmente indica uma água residuária com alta biodegradabilidade, o que significa que a maior parte da matéria orgânica presente no efluente pode ser removida por processos biológicos, como tratamento biológico aeróbio. Quando a relação DBO/DQO está entre 0,3 e 0,5, a interpretação da biodegradabilidade do efluente fica a critério do projetista ou responsável pelo tratamento. Nesses casos, podem ser considerados outros fatores, como a presença de compostos tóxicos ou refratários, a capacidade do sistema de tratamento biológico disponível e as normas regulatórias locais. Se a relação DBO/DQO for menor que 0,3, isso indica uma baixa biodegradabilidade da água residuária, sugerindo que uma porção expressiva da matéria orgânica presente no efluente é composta por compostos não facilmente biodegradáveis. Nesses casos, pode ser necessário adotar tratamentos físico-químicos adicionais para remover efetivamente essa matéria orgânica refratária.

O NTK determina a quantidade de nitrogênio reduzido presente na amostra, incluindo o nitrogênio organicamente ligado e o amoniacal. Os valores de nitrogênio amoniacal e NTK encontrados apresentaram valores médios de 59,9 e 76,5 mg L⁻¹, podendo o esgoto, neste caso, ser classificado como “forte” segundo Metcalf e Eddy

(2015).. Os valores de nitrogênio-nitrato no afluente apresentaram média de $1,3 \text{ mg L}^{-1}$, e já a concentração de fósforo foi em média de $5,7 \text{ mg L}^{-1}$.

É importante ressaltar que resíduos de alguns laboratórios e unidades experimentais possam ter sido aportados na rede de esgoto, e esses resíduos podem conter substâncias que influenciam a biodegradabilidade do efluente e na elevada concentração de nitrogênio amoniacal.

Após a caracterização do afluente, verificou-se que o esgoto pode ser classificado como “fraco” para a maioria dos parâmetros analisados. Tal fato se deve a uma série de fatores que atuaram em conjunto. O esgoto foi bombeado de uma região nobre da cidade de Viçosa, em que o gasto com água é maior. Regiões onde as pessoas possuem maior poder aquisitivo, tendem a apresentar um maior gasto de água *per capita*. Isso ocorre devido ao maior consumo de água em atividades diárias, como banhos, lavagem de roupas, limpeza de residências, lavagem de carros, piscinas e outras demandas relacionadas ao conforto e ao padrão de vida elevado. Como resultado desse maior consumo de água, o esgoto gerado nessas regiões é mais diluído em comparação com os valores médios reportados na literatura (VON SPERLING, 2015b).

Ademais, a presença de pontos de sedimentação (caixas de passagem) no sistema pode ter um impacto expressivo nas características do afluente. Conforme o esgoto flui por esses pontos, ocorre o processo de sedimentação, levando ao acúmulo de partículas mais pesadas no fundo das caixas ou tanques. Isso pode resultar em uma concentração reduzida de sólidos sedimentáveis, fazendo com que ele pareça mais diluído e potencialmente afetando a qualidade geral e a força do esgoto.

I

5.2 Desempenho dos sistemas alagados construídos

Apresentam-se na Figura 9 os resultados referentes aos valores de temperatura e pH dos sistemas, na forma de “boxplot” e de perfis temporais ao longo da experimentação.

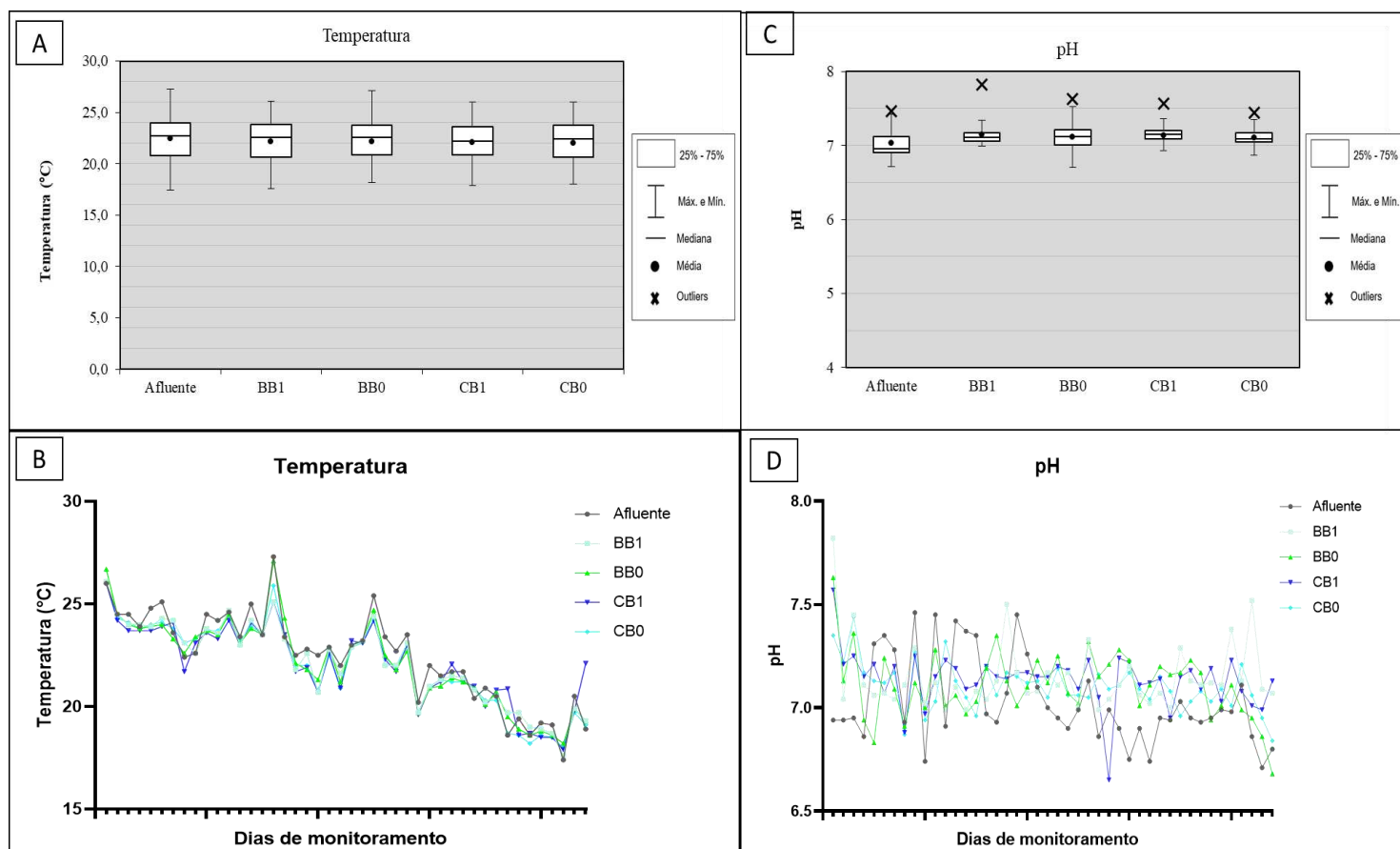


Figura 9: Valores de temperatura e pH nos sistemas. BB1: SAC com bananeira e brita 1, BB0: SAC com bananeira, CB1: capiaçu brita 1 e CB0: capiaçu brita 0.

Não foram observadas diferenças entre o afluyente e os efluentes aos reatores. Ao longo dos dias de monitoramento, houve uma tendência de redução da temperatura, devido ao fim do período de verão e início ao período de outono.

Os valores de pH observados não interferiram, provavelmente, no tratamento biológico de esgotos. Pois, os valores próximos da neutralidade não afetam os processos biogeoquímicos que ocorrem nesses sistemas. O pH tem uma influência direta sobre a atividade dos microrganismos presentes, a solubilidade de nutrientes e a disponibilidade de poluentes na forma ionizada (MATOS; MATOS, 2017).

Na Figura 10 são apresentados os resultados referentes aos valores de OD e Eh dos sistemas, na forma de "boxplot" e de perfis temporais ao longo da experimentação.

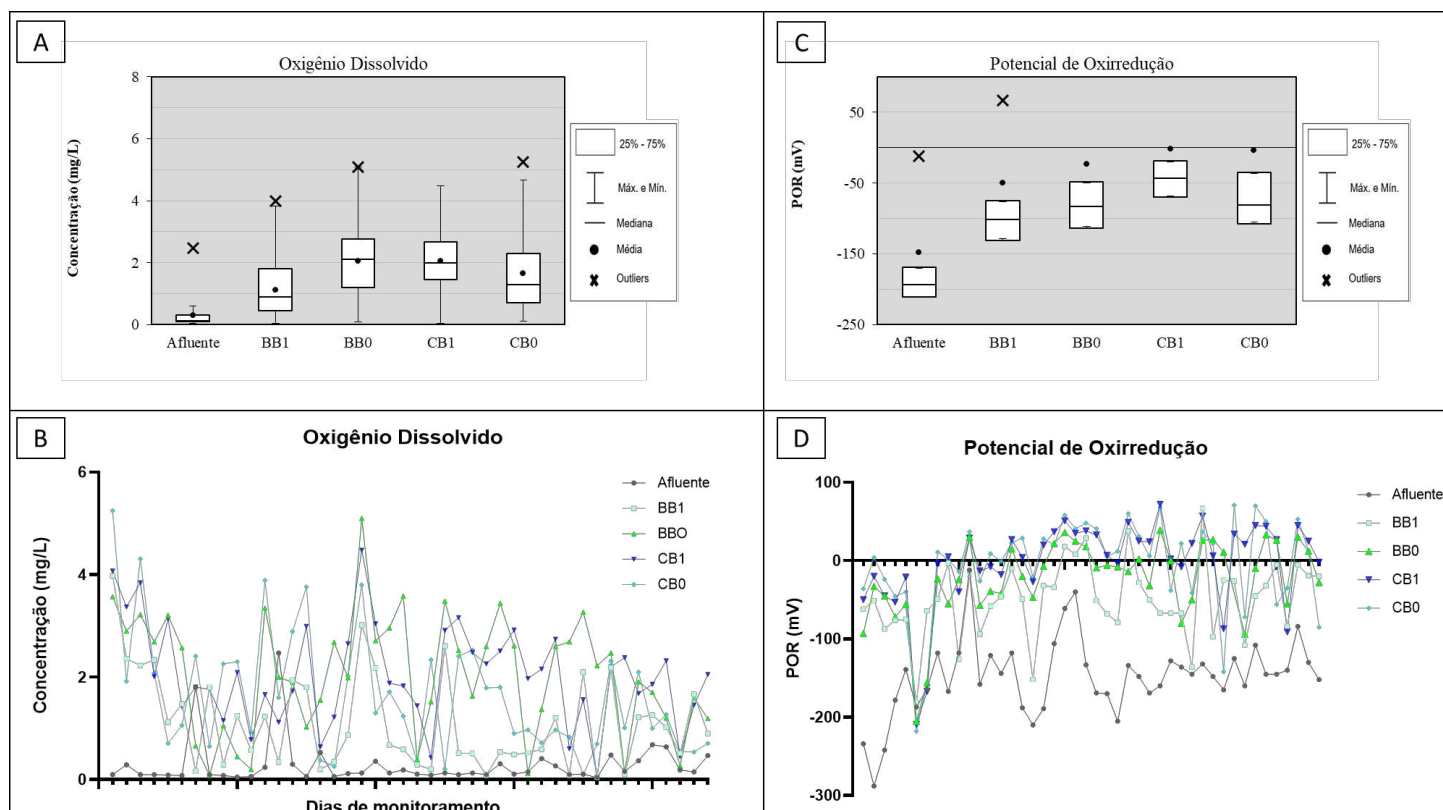


Figura 10: Valores de OD e POR nos sistemas. BB1: SAC com bananeira e brita 1, BB0: SAC com bananeira, CB1: capiaçu brita 1 e CB0: capiaçu brita 0.

Em todos os tratamentos a quantidade de oxigênio aumentou em relação ao esgoto bruto, comprovando a eficiência do sistema na sucção do ar atmosférico no momento da drenagem da água residuária, sendo que as médias obtidas de oxigênio dissolvido para os tratamentos foram 1,1, 2,1, 2,1 e 1,7 mg L⁻¹ para os reatores BB1, BB0, CB1 e CB0, respectivamente. Para o potencial de oxirredução o afluente apresentou valores que o caracterizam como ambiente anaeróbio. Para os efluentes tratados os valores médios aumentaram para -49,7, -23,4, -23,4, -1,9 e -4,1 mV para os reatores BB1, BB0, CB1 e CB0, respectivamente, configurando um ambiente anóxico.

Chand, Suthar e Kumar (2021) compilaram os resultados de um experimento em mesoescala de sistemas alagados construídos “tidal flow”. Foram estabelecidos três sistemas: um com meio suporte e também biocarvão (SB), outro composto por meio suporte, biocarvão e planta (SBP), e um terceiro com apenas meio suporte e planta (SP).

Durante os ciclos do “tidal flow”, os níveis de oxigênio dissolvido (OD) foram avaliados. Ao final do primeiro ciclo, os níveis médios de OD nas unidades de cada reator foram de 1,88 mg L⁻¹ para SB, 3,37 mg L⁻¹ para SP e 3,60 mg L⁻¹ para SBP. No início do segundo ciclo, os níveis médios de OD foram de 4,17 mg L⁻¹ para SB, 4,79 mg L⁻¹ para SP e 5,58 mg L⁻¹ para SBP. Já ao final do terceiro ciclo, os valores médios atingiram 0,81 mg L⁻¹ para SB, 2,57 mg L⁻¹ para SP e 3,06 mg L⁻¹ para SBP. Foi utilizado teste post-hoc HSD

Turkey para verificar a diferença significativa entre SB, SP e SBP (CHAND; SUTHAR; KUMAR, 2021).

Os resultados foram significativos e indicaram a vantagem da configuração “tidal flow”, que, por seus ciclos alternados, possibilita uma recarga de OD no leito do SAC, para todos os reatores estudados por eles. Os valores de OD obtido são da fase de drenagem do reator (final do primeiro ciclo), havendo a recarga de OD no leito e, por consequência, no início do segundo ciclo (fase de enchimento) há uma grande concentração de OD e novamente a drenagem no final do terceiro ciclo. Além disso, Os autores Chand, Suthar e Kumar (2021) concluíram que a presença de plantas e biocarvão nos SAC também demonstrou influenciar os níveis de OD, a entrega de oxigênio pelas raízes das plantas torna-se uma importante fontes de oxigênio e a adição de biocarvão na matriz do leito pode ser benéfica devido à sua morfologia porosa, trincas e furos que podem fornecer um espaço adequado para a retenção de OD.

Os resultados aqui encontrados foram condizentes com os valores encontrados por Chand, Suthar e Kumar (2021), em todos os SAC houve aumento na concentração de OD, por conta da configuração de ciclos alternados, possibilitando aeração dos leitos sem a necessidade de aeradores mecânicos.

Na Figura 11 apresentam-se os resultados referentes aos valores de condutividade elétrica e cor aparente dos sistemas, também na forma de “boxplot” e de perfis temporais.

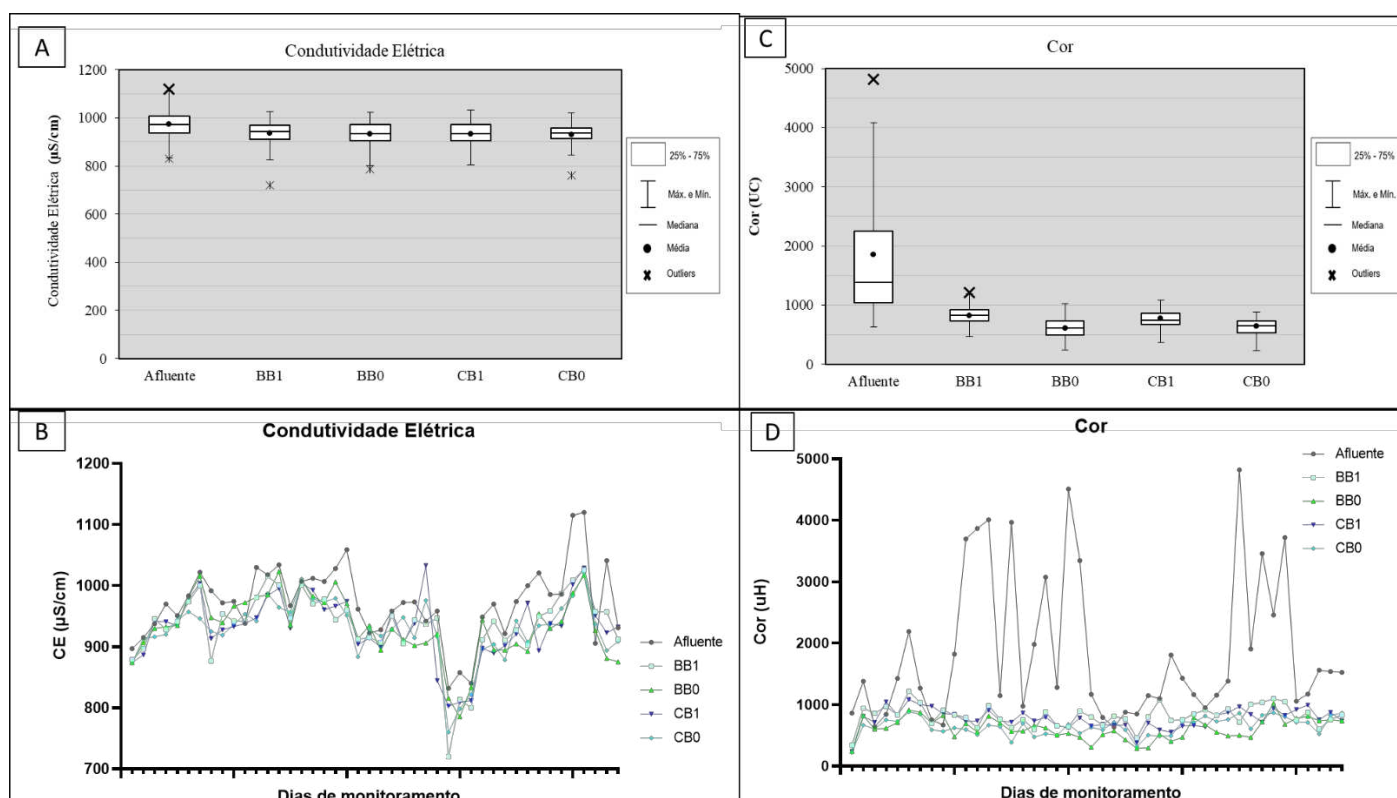


Figura 11: Valores de condutividade elétrica e cor nos sistemas. BB1: SAC com bananeira e brita 1,

BB0: SAC com bananeira, CB1: capiaçu brita 1 e CB0: capiaçu brita 0.

A condutividade elétrica e a cor aparente dos efluentes estão parcialmente correlacionadas com os sólidos dissolvidos totais (SDT) presentes no efluente. A condutividade elétrica é uma medida da capacidade de um meio conduzir corrente elétrica e está relacionada à presença de íons inorgânicos dissolvidos na água. Quanto maior a concentração de íons dissolvidos, maior será a condutividade elétrica (VON SPERLING, 2015b). Porém, a partir de determinada concentração de SDT a condutividade elétrica aumenta em uma taxa menor de crescimento (BASTOS, 2003). Os sistemas de tratamento apresentaram baixa remoção de condutividade elétrica, tendo como médias valores 935,9, 933,1, 932,6, 928,5 $\mu\text{S cm}^{-1}$, para os reatores BB1, BB0, CB1 e CB0, respectivamente. Tal fato pode ser decorrente da quebra da matéria orgânica, que libera íons na solução.

Os sistemas apresentaram elevada eficiência na remoção de cor. O valor médio da entrada, de 1849,6 uC, foi reduzido para 817,5, 613,1, 768,1, 644,4 uC, eficiências de 56%, 67%, 58% e 65% (BB1, BB0, CB1, CB0), respectivamente. Esse resultado pode ser atribuído ao fato de que as amostras não foram filtradas, ou seja, a cor medida era a cor aparente, e nesse caso, ocorre o efeito filtrante da brita. Além disso, os sólidos dissolvidos que conferem cor às amostras são principalmente matéria orgânica solúvel. Portanto, a remoção eficiente da cor está em linha com os resultados de eficiência de remoção obtidos nos parâmetros de DBO e DQO filtrada.

Apresentam-se na Figura 12 os resultados referentes aos valores de turbidez e sólidos sedimentáveis dos sistemas, na forma de “boxplot” e de perfis temporais ao longo da experimentação.

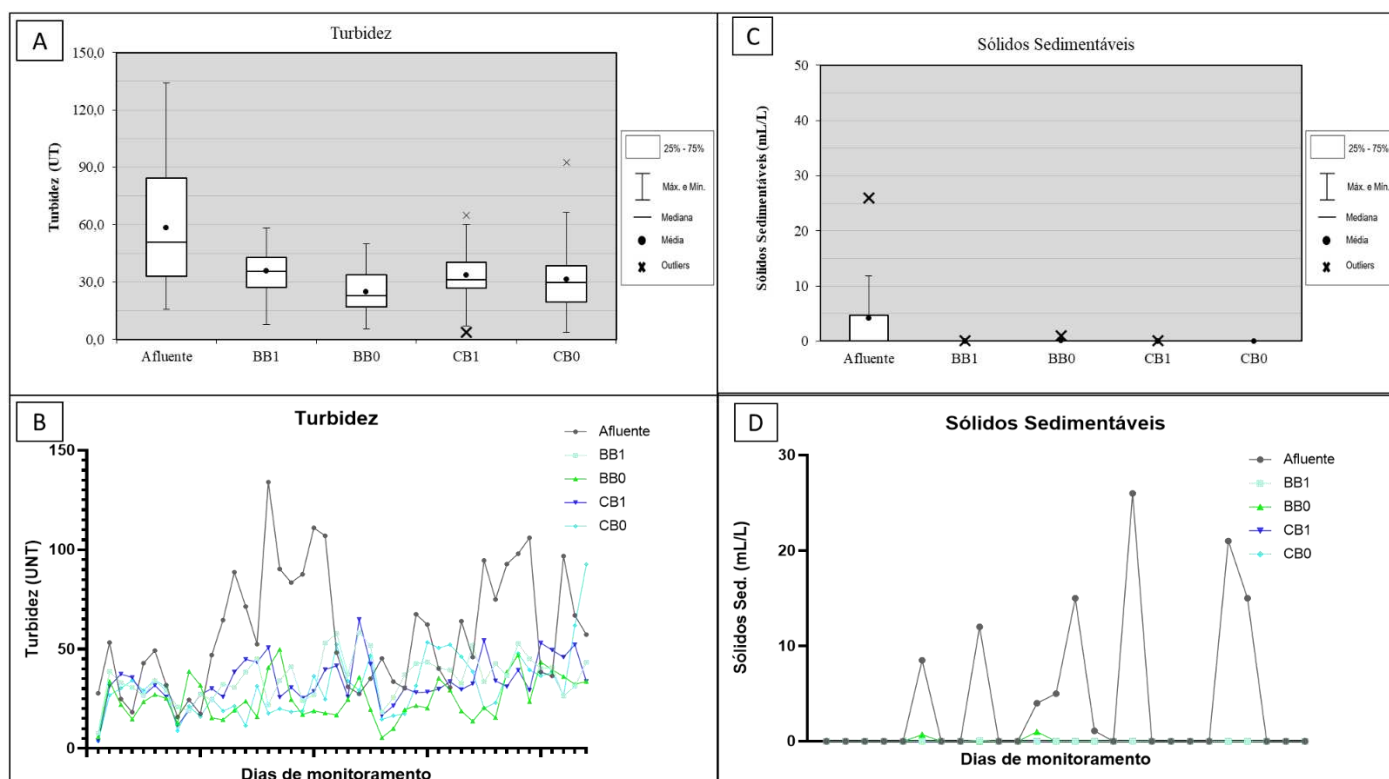


Figura 12: Valores de turbidez e sólidos sedimentáveis nos sistemas. BB1: SAC com bananeira e brita 1, BB0: SAC com bananeira, CB1: capiaçu brita 1 e CB0: capiaçu brita 0.

A turbidez é uma medida que indica a quantidade de partículas sólidas em suspensão na água. No caso do sistema em estudo, a alta turbidez encontrada no esgoto de entrada é resultado da presença de partículas compostas por diversos materiais, como sedimentos, matéria orgânica particulada, microrganismos e substâncias inorgânicas. Os sistemas apresentaram efluentes com valores médios de turbidez de 35,7 UNT, 24,9 UNT, 33,7 UNT e 31,5 UNT para os sistemas BB1, BB0, CB1 e CB0, respectivamente. Esses valores indicam uma redução significativa da turbidez em relação ao esgoto de entrada. A remoção eficiente da turbidez nos sistemas está relacionada ao processo de filtração proporcionado pela brita presente nos reatores. À medida que a água passa pelo leito de brita, as partículas sólidas são retidas e ocorre uma clarificação do efluente.

A redução da turbidez é um indicativo importante da eficiência do tratamento, uma vez que a presença de partículas em suspensão pode interferir na qualidade da água e dificultar a remoção de outros contaminantes. Portanto, os resultados obtidos demonstram que os sistemas foram capazes de promover a redução da turbidez, contribuindo para a obtenção de um efluente com melhor qualidade (METCALF; EDDY, 2015).

Alagados construídos de escoamento vertical geralmente apresentam alta elevada remoção de turbidez, devido aos processos físicos e químicos, como filtração, como adsorção, precipitação e interações eletrostáticas (NIVALA et al., 2017). As partículas suspensas na água podem se ligar a superfícies sólidas dos SAC, incluindo a superfície

das raízes das plantas, o biofilme e o material granular. À medida que a água escoava verticalmente através do meio suporte, as partículas de turbidez mais pesadas tendem a se depositar no fundo do sistema devido à gravidade. Esse processo de sedimentação ajuda a remover as partículas suspensas.

A deliberação normativa 8/2022 do COPAM de Minas Gerais define diretrizes e critérios para monitorar e controlar a qualidade da água, incluindo parâmetros relacionados à presença de sólidos em suspensão e sólidos sedimentáveis. Segundo essa legislação, os materiais sedimentáveis podem ter uma concentração de até 1 mL L^{-1} em um teste de uma hora utilizando o cone Imhoff. No caso de despejos de efluentes em lagos e lagoas com velocidade de circulação quase nula, os materiais sedimentáveis devem estar praticamente ausentes (MINAS GERAIS, 2022).

De acordo com os resultados obtidos nos SAC em questão, todos eles conseguiram alcançar uma eficiência na remoção dos sólidos sedimentáveis a ponto de apresentarem ausência desses materiais em um teste de uma hora utilizando o cone Imhoff. Tendo como valor de entrada, no afluente, valor médio de $4,1 \text{ mL L}^{-1}$. Essa conformidade com os padrões estabelecidos pela legislação do COPAM demonstra que os SAC foram eficientes na remoção dos sólidos sedimentáveis, contribuindo para a melhoria da qualidade da água e o cumprimento das normas ambientais.

Apresentam-se na Figura 13 os resultados referentes aos valores da série de sólidos nos efluentes sistemas.

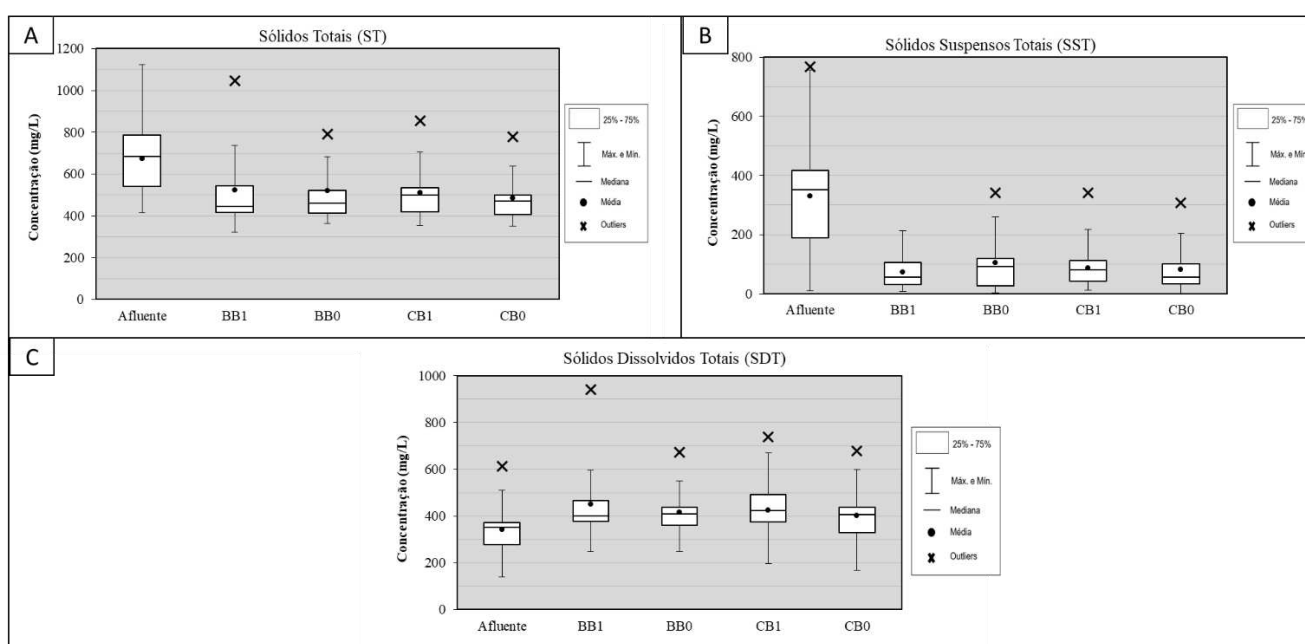


Figura 13. Valores de sólidos totais (ST), sólidos suspensos totais (SST) e sólidos dissolvidos totais (SDT) nos sistemas. BB1: SAC com bananeira e brita 1, BB0: SAC com bananeira, CB1: capiaçu brita 1 e CB0: capiaçu brita 0.

Houve remoções dos ST em relação ao afluente e aos efluentes tratados dos SACs, sendo os valores médios de saída valores de 523,6, 519,5, 511,6, 484,7 mg L⁻¹. Os valores médios de SST nos efluentes foram de 73,0, 105,0, 86,5, 82,7 mg L⁻¹, para BB1, BB0, CB1 e CB0, respectivamente, eficiências de 78%, 68%, 74% e 75%, para os reatores BB1, BB0, CB1 e CB0, respectivamente. Isso ocorre devido à elevada filtração atingida por SACs de fluxo verticais (NIVALA et al., 2017). É importante destacar que, de acordo com a deliberação normativa 8/2022 do COPAM, existem padrões estabelecidos para a emissão de sólidos suspensos totais, os quais não devem exceder 100 mg L⁻¹ (MINAS GERAIS, 2022).

Com base nos resultados obtidos neste estudo, é possível afirmar que os efluentes tratados pelos SAC estão em conformidade com esses padrões estabelecidos. Isso indica que os sistemas alagados construídos foram capazes de remover eficientemente os sólidos suspensos, contribuindo assim para a melhoria da qualidade da água tratada. Essa conformidade com a legislação é um indicativo positivo da eficácia dos SAC na remoção de poluentes sólidos e na proteção dos corpos hídricos receptores.

O desempenho dos sistemas em relação à remoção de sólidos dissolvidos totais foi insatisfatório. Tal comportamento pode ser atribuído ao reduzido tempo de retenção hidráulica, aqui considerado a soma dos tempos de enchimento, fase “cheia” e drenagem foi da ordem de 6 horas. Na literatura foram reportados SAC do tipo “tidal flow” operando com menores números de ciclo por dia e tempos de reação maiores, sendo obtidas maiores eficiências (ZHANG et al., 2022b). Assim, é possível que a matéria orgânica presente no afluente tenha sofrido processo de hidrólise e quebrado em frações solúveis, porém o TRH não foi o suficiente para a completa degradação do material orgânico.

Um outro fator que pode ter contribuído para esse resultado é a pequena capacidade de remoção de íons inorgânicos dissolvidos pelas plantas, conforme já discutido em relação à condutividade elétrica.

Por fim, outro ponto a ser abordado é a evapotranspiração no sistema. Alguma remoção de sólidos dissolvidos em termos de carga (mg d⁻¹), pode ter sido ofuscada uma vez que a concentração desse parâmetro aumentou no efluente devido à evapotranspiração, que é a perda de água por evaporação e transpiração das plantas. Essa perda de água do sistema pode ter contribuído para a concentração de sólidos dissolvidos no efluente, resultando em um desempenho modesto na remoção desses poluentes. Essa limitação no tratamento de sólidos dissolvidos totais ressalta a necessidade de considerar fatores como a área do sistema e a evapotranspiração, a fim de otimizar a remoção de íons inorgânicos dissolvidos e melhorar o desempenho geral do

tratamento.

Na Figura 13 os resultados referentes aos valores DQO são apresentados.

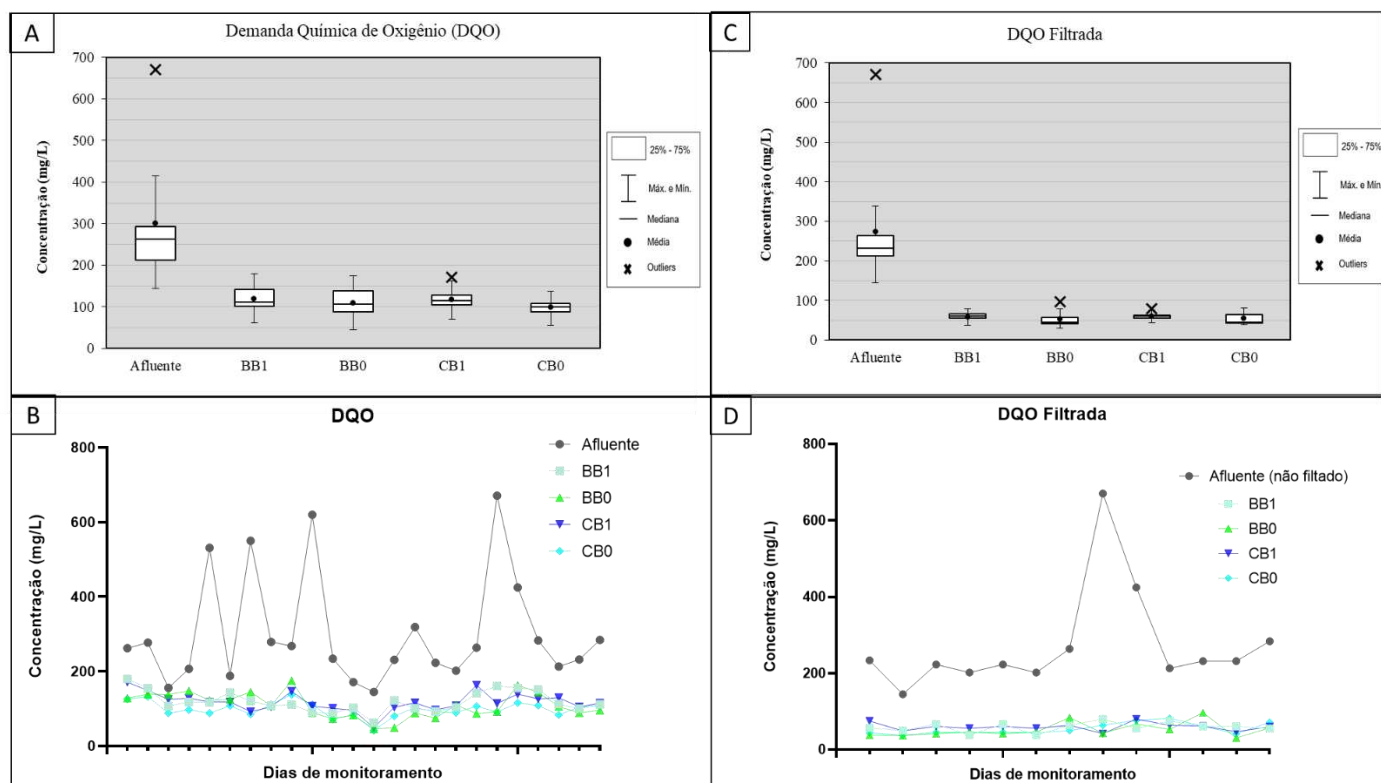


Figura 13: Valores de DQO e DQO filtrada nos sistemas. BB1: SAC com bananeira e brita 1, BB0: SAC com bananeira, CB1: SAC com capiaçu brita 1 e CB0: SAC com capiaçu brita 0.

O principal parâmetro de eficiência de remoção de matéria orgânica analisada foi a DQO, que é indicativa da quantidade de oxigênio demandada para total oxidação da matéria orgânica presente na amostra. Os sistemas apresentaram valores médios de saída (Fig. 15A) de 119, 109, 117 e 98 mg L⁻¹, para BB1, BB0, CB1 e CB0 respectivamente. Tais valores correspondem a eficiências de remoção médias de 61%, 64%, 61% e 67%, também respectivamente. É importante constar que os SAC foram concebidos em janeiro de 2023, sendo alocado 1 mês para aclimação e 100 dias de monitoramento. Por um lado, tais valores de eficiência podem aumentar com o passar dos meses, com mais tempo para crescimento do biofilme e das plantas. Por outro lado, há de se monitorar a possível colmatação dos leitos. Os valores obtidos estão dentro do preconizado para o despejo de efluentes em corpos hídricos no estado de Minas Gerais, sendo o valor de 180 mg L⁻¹ (MINAS GERAIS, 2022).

Também foram feitas análises de DQO filtrada (Fig. 15 C e D) tendo sido obtidos valores médios de 59, 52, 59 e 54 mg L⁻¹ para BB1, BB0, CB1 e CB0 respectivamente. As eficiências médias obtidas foram de 80, 83, 80 e 82 %, também respectivamente. Esse resultado ressalta a importância de uma eficiente remoção de material suspenso e o

manejo apropriado do lodo biológico excedente. Embora o lodo não seja tradicionalmente uma preocupação nos sistemas alagados construídos (SAC), a configuração "tidal flow" opera com altas taxas de aplicação superficial de DQO, atingindo $139,3 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Portanto, a questão do lodo pode se tornar relevante nesse contexto. Na Figura 14 os resultados referentes aos valores DBO são apresentados.

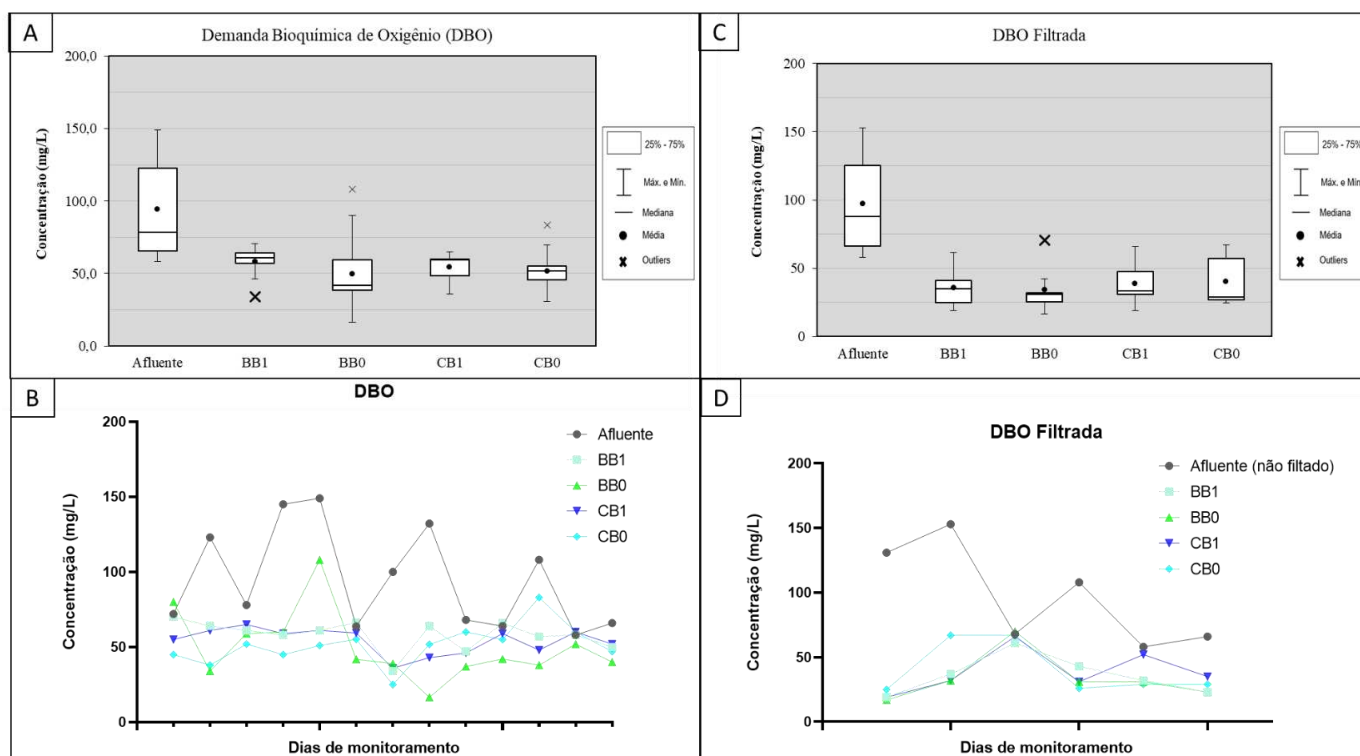


Figura 14: Valores de DBO e DBO filtrada nos sistemas. BB1: SAC com bananeira e brita 1, BB0: SAC com bananeira, CB1: SAC com capiaçu brita 1 e CB0: SAC com capiaçu brita 0.

Os SAC apresentaram concentração média de saída valores de 58, 50, 54 e 50 mg L^{-1} , tendo como eficiência de remoção 38%, 47%, 42% e 45%, para os reatores BB1, BB0, CB1 e CB0 respectivamente. Os valores atendem o que é preconizado pela legislação do COPAM de Minas Gerais número 8 de 2022 para o despejo de efluentes, sendo o valor máximo recomendado de 60 mg L^{-1} (MINAS GERAIS, 2022).

Foi realizado a DBO filtrada também no intuito de quantificar o que de fato removeu em termos de matéria orgânica desconsiderando a biomassa que se desprende do leite, assim, os reatores atingiram valores médios de saída de 36, 34, 39 e 40 mg L^{-1} e eficiências de 62%, 64%, 59% e 57%.

A razão da média dos valores de DBO/DQO do afluente foi de 0,31 e os efluentes aos reatores apresentaram os valores médios da razão DBO/DQO de 0,49, 0,46, 0,46 e 0,52. Para os efluentes filtrados esses valores foram de 0,62, 0,64, 0,59 e 0,57. Essa diferença indica que os efluentes que saíram dos SAC apresentaram uma maior biodegradabilidade em comparação com o esgoto bruto de entrada. Esse comportamento

pode ser atribuído à três fatores, que atuam em conjunto: (a) taxa de reação é maior quando a concentração inicial do composto é mais elevada, o que pode ter resultado em uma expressiva taxa de remoção de DQO; (b) a expressiva fração particulada da matéria orgânica foi também removida fisicamente e (c) em termos absolutos as concentrações de DBO nos afluentes eram consideradas reduzidas, sendo o esgoto classificado como fraco em relação à esse aspecto.

Na Figura 15 os resultados referentes aos valores de taxa de aplicação superficial com as eficiências obtidas pelos sistemas são apresentados.

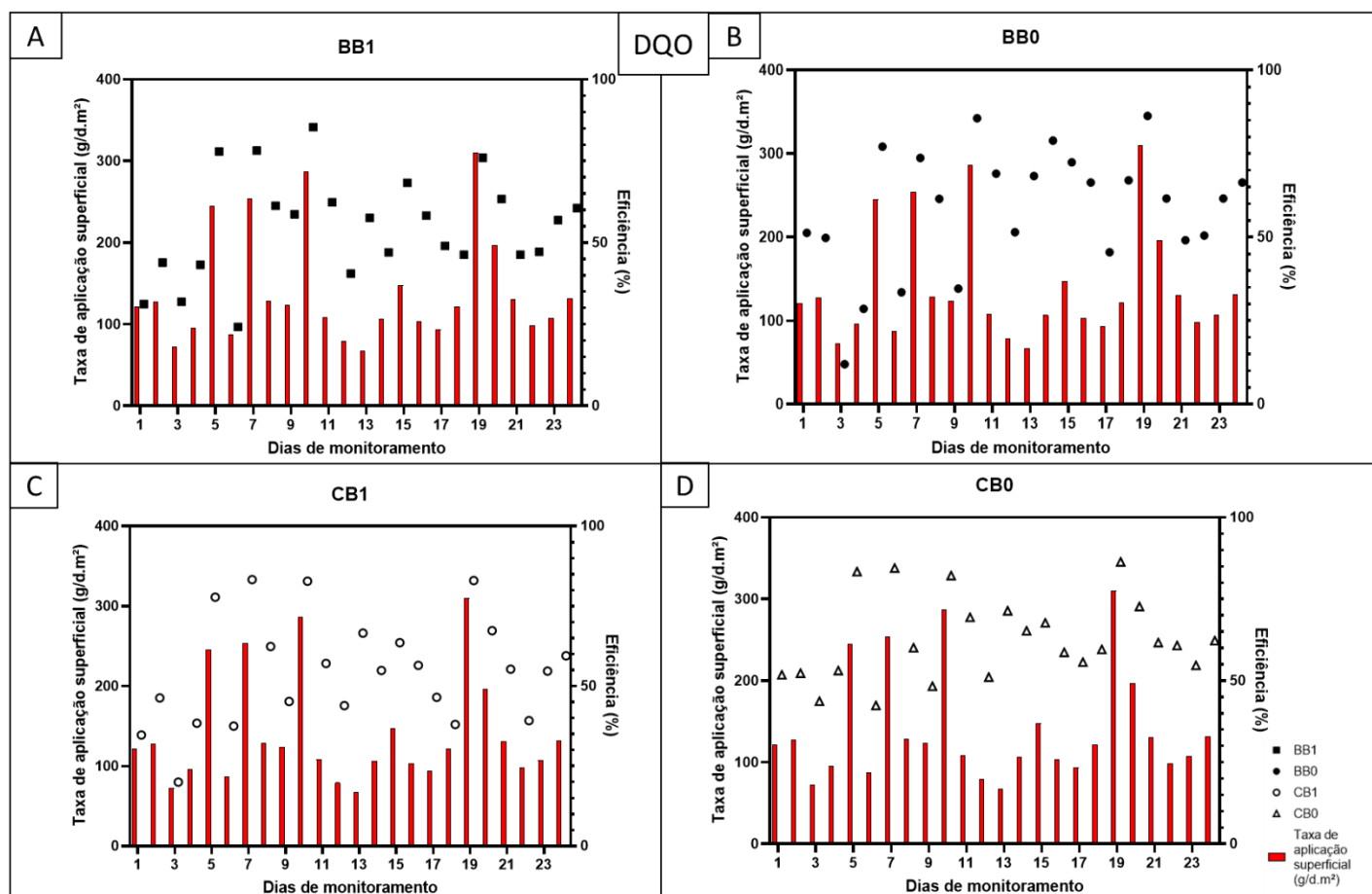


Figura 15: Valores de taxa de aplicação superficial de DQO com a eficiência obtida nos sistemas. BB1: SAC com bananeira e brita 1, BB0: SAC com bananeira, CB1: SAC com capiaçu brita 1 e CB0: SAC com capiaçu brita 0.

A relação entre a eficiência de remoção de DQO e a carga aplicada ao sistema por unidade de área pode ser observada nos resultados obtidos. O valor médio obtido de taxa de aplicação superficial foi de aproximadamente de $140 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, $1400 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$. Ao se utilizar a correlação de Pearson, foram obtidos os valores de 0,78, 0,63, 0,80 e 0,82 para os sistemas BB1, BB0, CB1 e CB0, respectivamente. De acordo Austin; Lohan; Verson (2003), um SAC de ciclo alternado pode ser capaz de tratar uma carga mássica muito maior do que um SAC escoamento vertical tradicional, devido à exposição repetidas de

oxigênio atmosférico no biofilme.

Esses valores indicam a existência de uma relação positiva entre a eficiência de remoção de DQO e a taxa de aplicação superficial (TAS). É interessante observar que os SAC contendo a cultivar capiaçu apresentaram uma correlação maior entre a eficiência de remoção de matéria orgânica e a TAS em comparação aos reatores com a bananeira, ou seja, esses SAC suportaram maior carga de aplicação superficial sem ter perdas na eficiência.

Os resultados observados poderão ser úteis no planejamento e projeto de sistemas alagados construídos de ciclo alternado para o tratamento de águas residuárias. No caso específico do presente trabalho os SAC com capim-elefante cultivar BRS capiaçu responderam melhor à essa relação entre taxa e eficiência dos sistemas.

Matos et al. (2010) investigaram o efeito da taxa de carregamento superficial de DBO no desempenho de alagados construídos operando com escoamento subsuperficial e tratando água residuária de laticínios. Foram testadas diferentes cargas de DBO nos SAC cultivados com capim-elefante e capim-tifton 85, variando de 66 a 570 kg ha⁻¹ d⁻¹. Os resultados mostraram que as taxas de aplicação superficial entre 250 e 400 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO resultaram em maior eficiência na remoção da carga orgânica presente na água residuária, ou seja, valores entre 25 a 40 g m⁻² d⁻¹, valores consideravelmente menores que os utilizados nos trabalhos utilizando os sistemas “tidal flow”.

Na Figura 16 os resultados referentes aos valores de nitrogênio são apresentados.

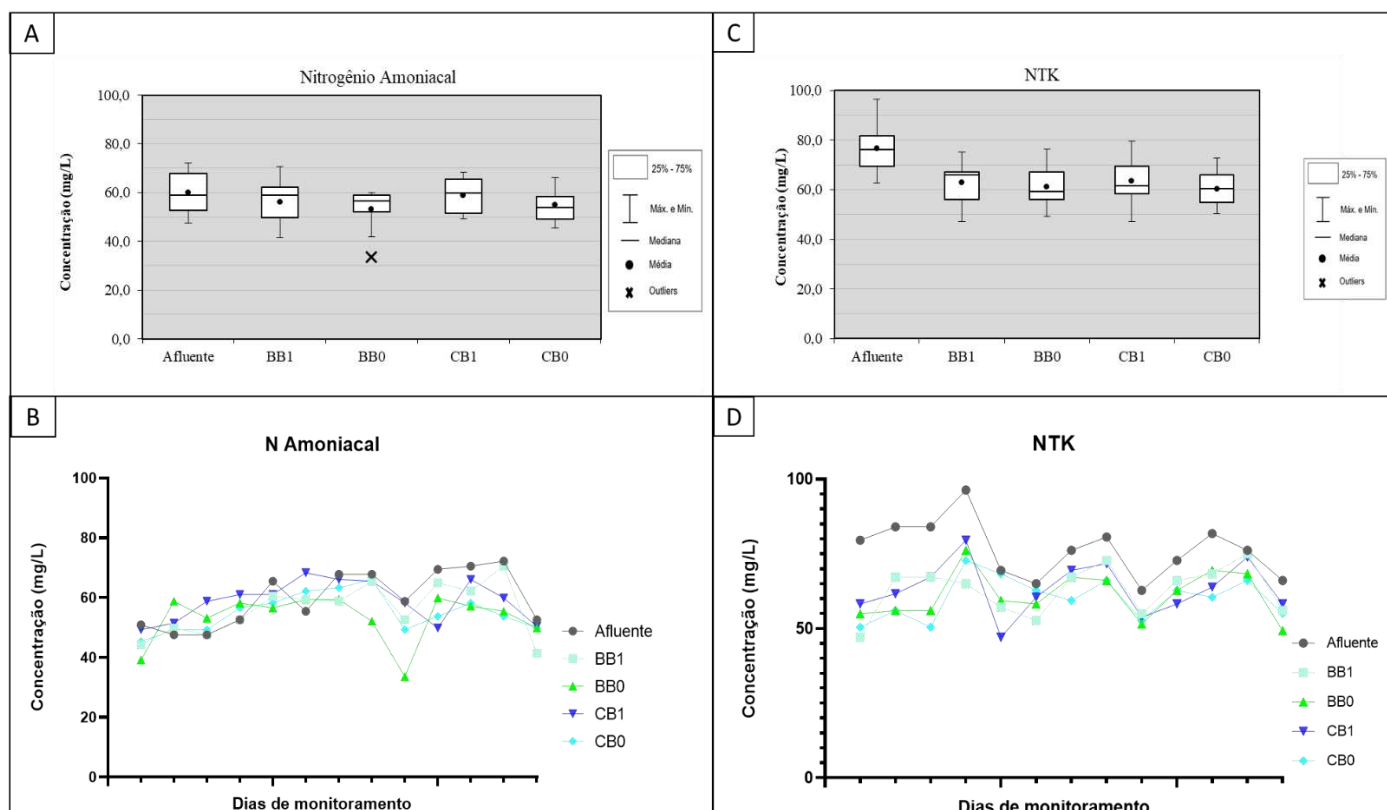


Figura 16: Valores de nitrogênio amoniacoal e NTK nos sistemas.

A nitrificação em SACs com configuração tidal flow é otimizada quando o leito é formado por materiais com alta capacidade de carga catiônica (CTC), pois assim, no processo de enchimento, o amônio é adsorvido no meio suporte e após a drenagem do sistema o oxigênio é introduzido no leito resultando na nitrificação desses compostos (KARABELNIK et al., 2008). Porém, os materiais utilizados como leito (brita 0 e brita 1) não apresentam elevadas CTC, dessa forma não foi observado elevadas eficiência de remoção de íon amônio. As concentrações de saída desses efluentes foram 56,2, 53,3, 58,9 e 55,0 mg L⁻¹ para os reatores BB1, BB0, CB1 e CB0.

Os autores Chand, Suthar e Kumar, (2021) observaram elevada eficiência de remoção de NH₄⁺-N, principalmente no reator contendo o substrato, planta e biocarvão. Os resultados de eficiência foram 43,8, 69,9 e 85,7% com valores de TRH de 72, 144 e 216 h, respectivamente (bastante superiores aos do presente estudo). Segundo os autores, a razão para a alta eficiência do reator pode ser atribuída a incorporação do biocarvão na matriz do substrato, que tem o potencial de adsorver mais NH₄⁺-N, como também elucidado por Austin (2006).

Os valores de NTK para efluente aos reatores foram 62,8, 61,2, 63,3, 60,2 mg L⁻¹ e eficiências de remoção de 18%, 20%, 17% e 21% para os reatores BB1, BB0, CB1 e CB0, respectivamente.

Para os valores de NTK, que incluem nitrogênio orgânico e nitrogênio amoniacoal,

já foi possível observar remoção maior e isso pode estar relacionado ao processo de amonificação, resultado do processo de mineralização da matéria orgânica nitrogenada. Porém não houve um aumento da concentração de nitrogênio amoniacal, isso pode estar relacionado a um subsequente processo de nitrificação. Dessa forma, é removido nitrogênio orgânico, que é convertido em nitrogênio amoniacal, porém esse não apresenta acréscimos no efluente devido ao processo de nitrificação, permanecendo a concentração de íon amônio próximo aos valores de entrada.

Contudo, sabe-se que o processo de nitrificação exige aerobiose e que o oxigênio obtido pela alternância dos ciclos foi usado prioritariamente para a degradação da matéria orgânica (remoção de DBO e DQO). Assim, outra possibilidade é a ocorrência de remoção física do nitrogênio orgânico presente na matéria orgânica particulada, ou seja, ao efeito filtrante do meio suporte, retendo esse material.

No estudo realizado por Zhang et al. (2022b), com sistemas alagados construídos com célula de combustível microbiana e tidal flow, foi analisada a eficiência de remoção de nitrogênio total (NT) em relação ao tempo de retenção hidráulica (TRH). Os resultados mostraram que quanto maior o TRH, melhor foi a remoção de NT. Especificamente, quando o TRH foi de 60 horas, os SAC alcançaram a maior taxa de remoção de NT, variando de 82,48% a 84,43%.

Essa melhoria na remoção de NT foi atribuída às mudanças no tempo de submersão e esvaziamento, que afetaram o ambiente de oxigênio dentro do SAC. Durante a fase de alagamento, ocorreu o processo de adsorção e desnitrificação do substrato em relação aos poluentes. Por outro lado, durante a fase de esvaziamento das áreas úmidas, ocorreu o processo de nitrificação. Os diferentes ambientes de oxigênio criados pela operação do sifão foram aproveitados para degradar o NT (ZHANG et al., 2022B). Dessa forma, acredita-se que o aumento do tempo de reação pode favorecer a remoção de NTK.

Apresenta-se na figura 17 os gráficos da taxa de aplicação superficial com a eficiência obtidas pelos sistemas pelos dias de monitoramento, sendo A, B, C e D, respectivamente.

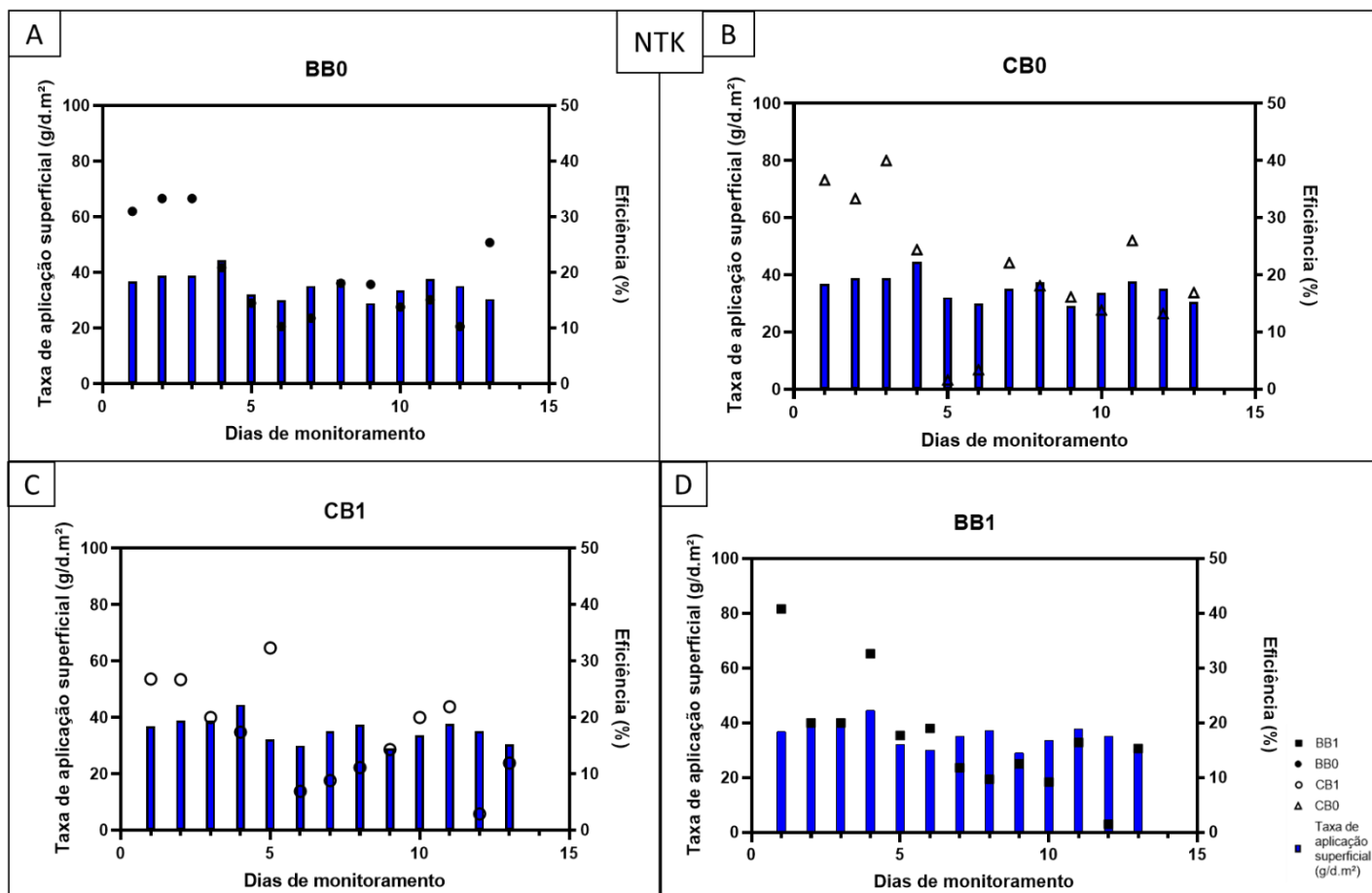


Figura 17: Valores de taxa de aplicação superficial de NTK com a eficiência obtida nos sistemas. BB1: SAC com bananeira e brita 1, BB0: SAC com bananeira, CB1: SAC com capiaçu brita 1 e CB0: SAC com capiaçu brita 0.

Na Figura 18 os resultados referentes aos valores de nitrogênio-nitrato são apresentados.

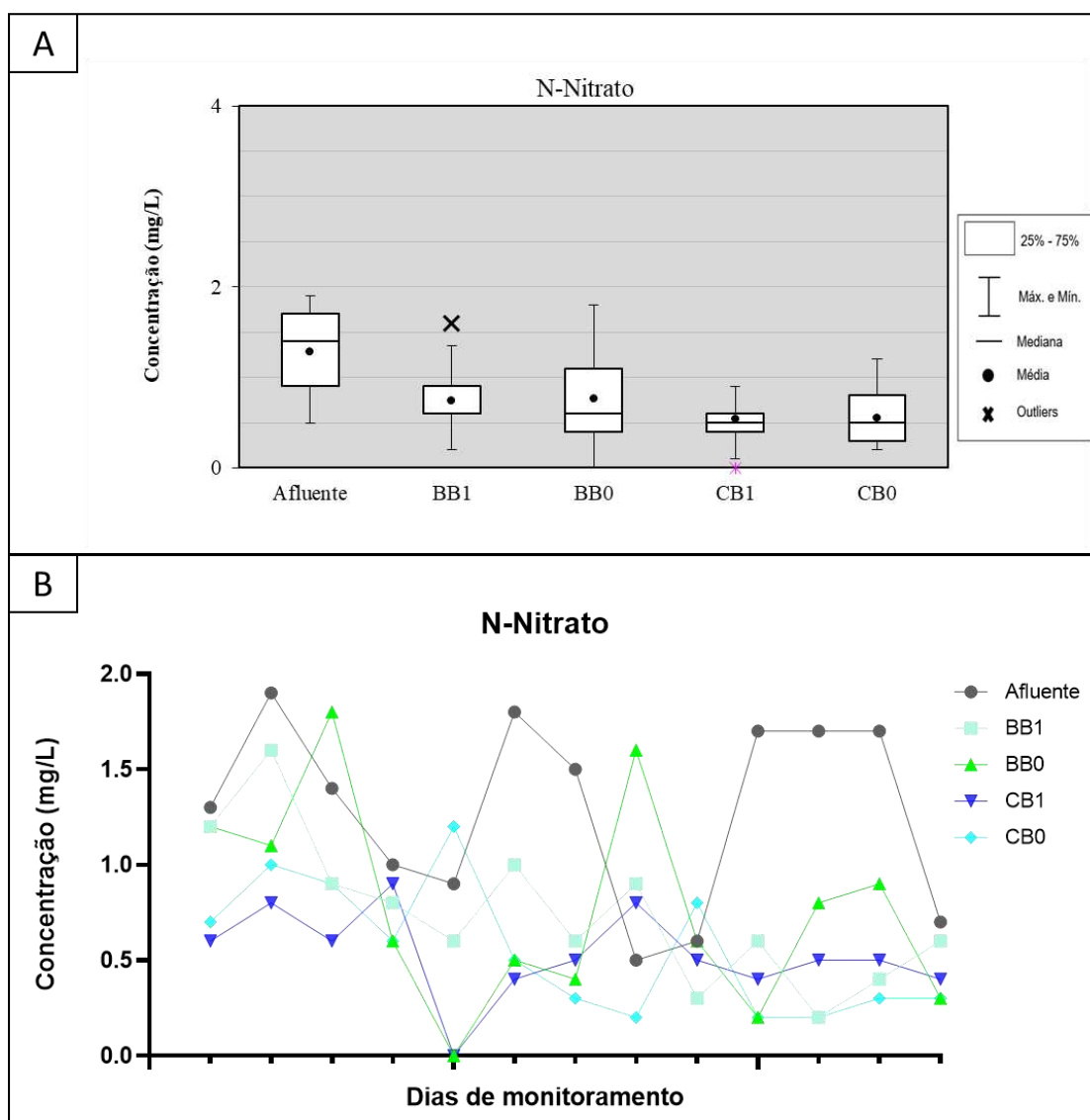


Figura 18: Valores de nitrato do afluente e efluente aos reatores BB1, BB0, CB1 e CB0. A. nitrato em Boxplot. B. nitrato em Gráfico de dispersão.

O afluente já apresentava concentrações de nitrogênio-nitrato, tendo valores médios de $1,3 \text{ mg L}^{-1}$. Os sistemas apresentavam concentrações de saída valores de $0,7$, $0,8$, $0,5$ e $0,6 \text{ mg L}^{-1}$ e eficiências de 42% , 40% , 58% e 57% , reatores BB1, BB0, CB1 e CB0.

A remoção de nitrogênio-nitrato observada nos sistemas pode ser atribuída à ocorrência de desnitrificação, evidenciada pelos valores de Eh registrados ($-49,7$, $-23,4$, $-23,4$, $-1,9$ e $-4,1 \text{ mV}$ para BB1, BB0, CB1 e CB0, respectivamente), indicando a presença de um ambiente anóxico. Essa condição anóxica pode ter favorecido o processo de desnitrificação, contribuindo para a remoção de nitrogênio-nitrato

De acordo com MATOS; MATOS (2017) a principal forma de remoção de nitrogênio em SAC é por meio dos processos de nitrificação e desnitrificação. Como os resultados de Eh indicaram ambiente anóxico nos reatores é possível inferir que a principal causa de

remoção de nitrato foi o processo de desnitrificação, com a liberação de gás nitrogênio N_2 .

No afluente, foi observado um valor médio de nitrogênio total (NT) de $77,8 \text{ mg L}^{-1}$. Após o tratamento nos sistemas alagados construídos, os valores de NT nos efluentes foram reduzidos, com médias de $63,6$, $61,9$, $63,9$ e $60,8 \text{ mg L}^{-1}$ para BB1, BB0, CB1 e CB0, respectivamente. Esses resultados indicam uma eficiência global de remoção de nitrogênio de 18%, 20%, 18% e 22% para os respectivos reatores.

O nitrogênio total é uma medida que engloba tanto o nitrogênio total Kjeldahl (NTK) quanto o nitrato. Essa análise permite avaliar a quantidade total de nitrogênio presente no sistema. Os valores médios de NT nos efluentes dos SAC mostram uma redução em relação ao afluente, evidenciando a capacidade dos sistemas em remover parte do nitrogênio presente no esgoto.

Na Figura 19 os resultados referentes aos valores de fósforo total (PT) são apresentados.

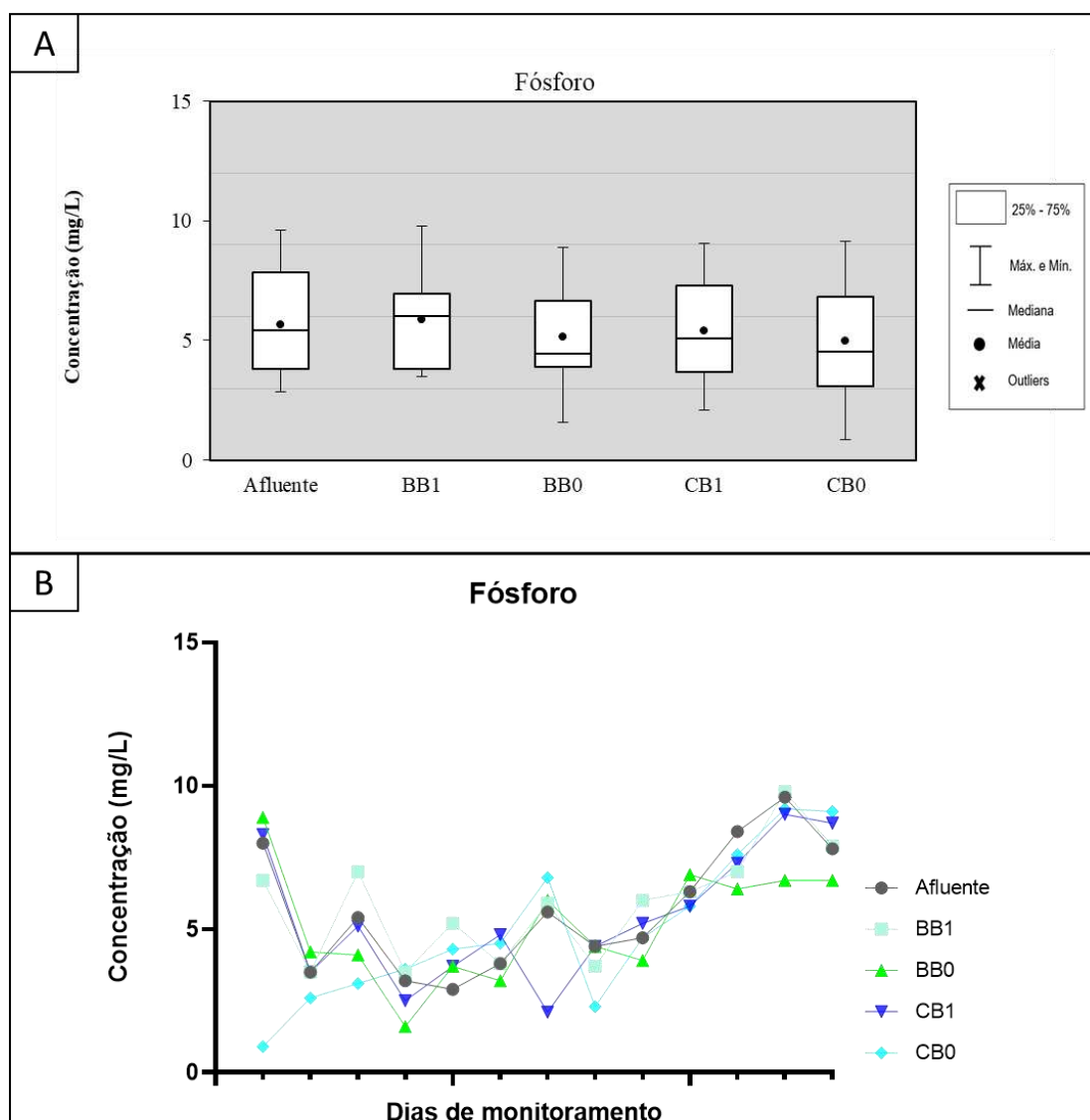


Figura 19: Valores de nitrato do afluente e efluente aos reatores BB1, BB0, CB1 e CB0. A. nitrato em Boxplot. B. nitrato em Gráfico de dispersão.

Os valores de PT na saída dos reatores foram de 5,9, 5,1, 5,4, 5,0 mg L⁻¹ para BB1, BB0, CB1 e CB0, respectivamente. Não foram observadas remoções de fósforo nos sistemas e isto está associado a baixa capacidade de adsorção de fósforo pelo meio suporte (brita de granulometrias distintas). Ademais, os sistemas apresentavam baixa densidade de plantas e o fósforo, por se tratar de um elemento limitante, demanda reduzida quantidade absoluta necessária do elemento.

Zhang et al. (2022b) demonstraram que a eficiência de remoção de fósforo total (PT) pelo SAC tidal flow com CCM aumentou de forma expressiva com o aumento do tempo de retenção hidráulica (TRH). Quando o TRH era igual ou superior a 36 horas, a taxa de remoção de PT atingiu valores acima de 85%, chegando até 90%. De acordo com os autores, o desempenho na remoção de PT nos SAC pode ser atribuído a dois principais fatores. O primeiro fator é a adsorção que ocorre no meio suporte utilizado nos SAC, à

medida que o esgoto é conduzido durante a fase de enchimento. Nesse processo, as partículas contendo fósforo são retidas e adsorvidas pelo meio suporte, contribuindo para a remoção desse poluente. O segundo fator é o ambiente alternado entre anaerobiose (ausência de oxigênio) e aerobiose (presença de oxigênio) que é criado pelo sifão presente nos SACs. Essa alternância favorece a atividade biológica das bactérias acumuladoras de fósforo. Durante a fase anaeróbica, essas bactérias são estimuladas a acumular fosfato intracelularmente. A combinação desses dois fatores contribuiu para a remoção eficaz do fósforo nos SACs, demonstrando a eficiência desses sistemas no tratamento desse poluente.

Para todos os parâmetros efetuaram-se as análises de variância (ANOVA) caso houvesse significância estatística, testes post-hoc eram realizados. Em um primeiro momento contrastaram-se os dados dos 4 SAC com os dados do afluente via teste de Dunnett ($\alpha=5\%$) para os parâmetros analisados diariamente. O teste estatístico de Dunnett é um procedimento utilizado para comparar os tratamentos com um grupo de controle (no caso o afluente). Ele é útil quando o interesse principal está em determinar se os tratamentos diferem significativamente do controle, mas não necessariamente entre si.

Em um segundo momento realizou-se a análise do delineamento fatorial, com uso do teste de Tukey ($\alpha=5\%$) desdobrando-se os fatores planta e meio suporte.

Na Tabela 3 apresenta-se os resultados do teste de Dunnett para os parâmetros monitorados diariamente.

Tabela 3. Valores médios de oxigênio dissolvido (OD), potencial de oxirredução (Eh), Turbidez (Turb.), temperatura (Temp.), condutividade elétrica (CE), pH e cor em função dos respectivos tratamentos.

Trat.	OD	Eh	Turb.	Temp.	CE	pH	Cor
Afluente	0,29	-148,02	58,36	22,45	972,29	7,03	1849,58
BB1	1,12*	-49,69*	35,67*	22,14	935,86*	7,15	817,5*
BB0	2,05*	-23,61*	24,88*	22,15	933,12*	7,11	613,12*
CB1	2,05*	-1,86*	33,73*	22,07	932,63*	7,13	768,07*
CB0	1,65*	-4,06*	31,53*	22,03	928,45*	7,1	644,45*

As médias com asterisco na coluna diferem do afluente ao nível de 5% de significância pelo teste de Dunnett. Fonte: Próprio autor.

Os valores de temperatura e pH nos efluentes dos SAC não apresentaram diferenças estatisticamente significativas em relação aos valores do afluente. Isso significa que, em termos estatísticos, a temperatura e o pH dos efluentes foram semelhantes aos do afluente.

Todos os SAC apresentaram aumento nos níveis de oxigênio dissolvido. Isso ocorre devido à configuração em ciclos alternados, em que, durante a fase de drenagem, o ar atmosférico é succionado para dentro do meio suporte. Esses valores de oxigênio dissolvido também são refletidos no potencial de oxirredução, indicando a transição do

ambiente anaeróbico para o ambiente anóxico.

Na Tabela 4 apresentam-se os valores médios dos parâmetros de oxigênio dissolvido (OD), potencial de oxirredução (Eh), pH e temperatura (Temp.) do efluente para cada um dos fatores analisados.

Tabela 4. Valores médios de Oxigênio dissolvido (OD), potencial de oxirredução (Eh), pH e temperatura (Temp.) para as respectivas combinações de culturas e sistema.

	OD		Eh		pH		Temp.	
	Brita 1	Brita 0	Brita 1	Brita 0	Brita 1	Brita 0	Brita 1	Brita 0
Bananeira	1,12 Bb	2,05 Aa	-49,68 Bb	-23,61 Ba	7,15 Aa	7,11 Aa	22,14 Aa	22,15 Aa
Capiáçu	2,05 Aa	1,65 Bb	-1,86 Aa	-4,06 Aa	7,13 Aa	7,1 Aa	22,07 Aa	22,03 Aa

As médias seguidas pela mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha para cada variável não diferem entre si ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey. Fonte: Próprio autor.

Pela Tabela 4, no estudo fatorial realizado, foi possível analisar os efeitos individuais do tipo de meio suporte e da espécie vegetal para os parâmetros de oxigênio dissolvido (OD), potencial de oxirredução (Eh), pH e temperatura (Temp.) nos alagados. Considerando-se apenas o parâmetro OD, verificou-se que o meio suporte “brita número 0” foi mais promissor para a bananeira, enquanto que para o capiaçu, destacou-se a “brita número 1”. Para o Eh, a mesma observação vale para os SAC cultivados com bananeira. Já para os SAC cultivados com capiaçu, não houve diferença estatística. Ao se comparar as duas espécies, os SAC com capiaçu mostraram valores mais elevados de Eh. Porém, tanto para a bananeira quanto para o capiaçu, o ambiente ainda é caracterizado como anóxico (MATOS et al., 2010).

Na Tabela 5 apresentam-se os valores médios dos parâmetros de turbidez (Turb.), cor, condutividade elétrica (CE) do efluente para cada um dos fatores analisados.

Tabela 5. Valores médios de Turbidez (Turb.), condutividade elétrica (CE) e cor para as respectivas combinações de culturas e sistema.

	Turb		Cor		CE	
	Brita 1	Brita 0	Brita 1	Brita 0	Brita 1	Brita 0
Bananeira	35,68 Aa	24,88 Bb	817,51 Aa	613,12 Ab	935,86 Aa	933,12 Aa
Capiáçu	33,73 Aa	31,53 Aa	768,07 Ba	644,44 Ab	932,63 Aa	928,45 Aa

As médias seguidas pela mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha para cada variável não diferem entre si ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey. Fonte: Próprio autor.

Pela Tabela 5, observa-se que, considerando as combinações de diferentes espécies de plantas (bananeira e capiaçu) e diferentes granulometrias de brita (0 e 1), o SAC contendo a bananeira em conjunto com a brita 0 apresentou a menor turbidez quando comparado com a brita 1 e bananeira ou em relação ao capiaçu e brita 0.

Em relação à cor aparente, observou-se que a remoção foi mais efetiva nos

alagados com meio suporte de brita 0, independentemente da espécie de planta utilizada (capiaçú ou bananeira). Isso sugere que a granulometria menor da brita 0 proporciona uma maior capacidade de remoção de cor do efluente.

Apresenta-se no Tabela 6 os resultados com o uso do teste de Dunnet para avaliar a se há diferença estatística entre o afluente e os efluentes aos SAC.

Tabela 6. Valores médios de DQO em função dos respectivos tratamentos.

Tratamento	DQO
Afluente	301
BB1	119*
BB0	109*
CB1	117*
CB0	98*

As médias com asterisco na coluna diferem do afluente ao nível de 5% de significância pelo teste de Dunnet. Fonte: Próprio autor.

Os resultados mostraram que todas as médias dos efluentes dos SAC foram estatisticamente diferentes, ao nível de significância de 5%, em comparação com o afluente, indicando que houve remoção de DQO do esgoto bruto. Na Tabela 7 são apresentados os valores médios do parâmetro de DQO do efluente para cada um dos fatores analisados.

Tabela 7. Valores médios de DQO para as respectivas combinações de culturas e sistema.

	DQO	
	Brita 1	Brita 0
Bananeira	119 Aa	109 Aa
Capiaçú	117 Aa	98 Bb

As médias seguidas pela mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha para cada variável não diferem entre si ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey. Fonte: Próprio autor.

Os resultados indicam que a combinação mais eficiente na remoção de DQO foi o SAC com meio suporte de brita 0 e plantado com capiaçú. Nessa combinação específica, observou-se uma maior redução na concentração de DQO. Tal fato pode ser explicado por dois fatores: o meio suporte brita “número 0” apresentar granulometria menor, tendo maior capacidade de filtração da DQO particulada e o capim possuir sistema radicular profundo e fibroso, a raiz do capiaçú é bem desenvolvida. Isso contribui para a capacidade da planta

em explorar em busca de água e nutrientes, conferindo-lhe maior sustentação (PINTO DA ROSA et al., 2019).

Na Tabela 8 apresentam-se os resultados do teste de Dunnet para avaliação da diferença entre afluente e efluentes, quando considerados os parâmetros semanais de monitoramento.

Tabela 8. Valores médios de DBO, NAT, NKT, N-NO₃, Fósforo, ST, SST e SDT em função dos respectivos tratamentos.

Tratamento	DBO	NAT	NKT	N-NO ₃	Fósforo	ST	SST	SDT
Afluente	94	59,92	76,5	1,28	5,7	673,1	330,52	35,8
BB1	58*	56,17	62,81*	0,75*	5,9	523,57*	73*	450,56
BB0	50*	53,28*	61,17*	0,77*	5,1	519,53*	105,02*	414,51
CB1	54*	58,93	63,32*	0,53*	5,4	511,58*	86,53*	425,05
CB0	51*	55,00*	60,22*	0,55*	5,0	484,69*	82,68*	402,01

As médias com asterisco na coluna diferem do afluente ao nível de 5% de significância pelo teste de Dunnet. Fonte: Próprio autor.

Os resultados indicaram que, para o parâmetro DBO todos os alagados apresentaram diferenças em relação ao afluente. Tal observação também é válida para os parâmetros NTK, nitrogênio-nitrato, ST e SST. No caso do nitrogênio amoniacal, apenas os alagados BB0 e CB0 apresentaram diferenças significativas em relação ao afluente. Isso indica que esses alagados foram capazes de remover a amônia presente no esgoto, enquanto os outros tratamentos não mostraram diferenças significativas em relação ao afluente. Essa remoção de nitrogênio amoniacal pode estar relacionada a uma maior adsorção da amônia à brita 0 em comparação com a brita 1. No entanto, é importante notar que essa remoção foi numericamente pequena, considerando-se a baixa capacidade de troca catiônica dos materiais de brita utilizados nos alagados.

No estudo conduzido por Borges et al. (2016) com objetivo de investigar a remoção de nitrato em sistemas alagados construídos, foi observado que as plantas desempenharam um papel positivo na melhoria dos resultados de remoção de nitrogênio nos SAC. A absorção de nitrogênio pelas plantas contribuiu com remoção total de nitrogênio de 10 a 14%. Ao se adicionar uma fonte externa de carbono (etanol) o papel da planta diminuiu para 1,6% e 1,4%. Os resultados demonstraram que ocorreram elevadas taxas de desnitrificação.

Na Tabela 9 são apresentados os valores médios dos parâmetros de demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio amoniacal, NTK e nitrato do efluente para cada um dos fatores analisados.

Tabela 9. Valores médios de DBO, NAT, NKT e N-NO₃, para as respectivas combinações de culturas

e sistema.

	DBO		NAT		NKT		N-NO ₃	
	Brita 1	Brita 0	Brita 1	Brita 0	Brita 1	Brita 0	Brita 1	Brita 0
Bananeira	58 Aa	49 Aa	56,17 Aa	53,29 Aa	62,81 Aa	61,17 Aa	0,75 Aa	0,77 Aa
Capiaçú	54,33 Aa	51,53 Aa	58,93 Aa	55,00 Aa	63,32 Aa	60,22 Aa	0,55 Aa	0,53 Aa

As médias seguidas pela mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha para cada variável não diferem entre si ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey. Fonte: Próprio autor.

Os resultados apresentados indicam que não foram encontradas diferenças estatisticamente significativas nos parâmetros DBO, NAT, NKT e nitrato entre os fatores tipo de planta (bananeira e capiaçu) e tipo de meio suporte (brita 0 e 1) nos alagados de tratamento, pelo teste de Tukey a 5%. Isso significa que, para esses parâmetros, não houve evidências de que a escolha da planta ou do tipo de meio suporte tenha influenciado de maneira significativa a remoção desses compostos.

Ressalta-se que outros fatores e processos presentes nos alagados de tratamento podem ter exercido maior influência sobre a remoção desses compostos, ofuscando possíveis diferenças decorrentes das variáveis analisadas. Outro ponto importante a ser ponderado é o teste usado: na Tabela 8 observou-se que os SAC CB0 e BB0 apresentaram concentrações de amônia diferentes do afluente. No entanto, quando realizado o desdobramento com a análise de Tukey, não foram diagnosticadas diferenças estatísticas entre os tratamentos.

Na Tabela 10 visualizam-se os valores médios dos parâmetros de fósforo, sólidos totais (ST), sólidos suspensos totais (SST) e sólidos dissolvidos totais (SDT) do efluente para cada um dos fatores analisados.

Tabela 10. Valores médios de fósforo, ST, SST e SDT para as respectivas combinações de culturas e sistema.

	Fósforo		ST		SST		SDT	
	Brita 1	Brita 0	Brita 1	Brita 0	Brita 1	Brita 0	Brita 1	Brita 0
Bananeira	5,9 Aa	5,1 Aa	523,67 Aa	519,53 Aa	73,00 Aa	105,02 Aa	450,56 Aa	414,51 Aa
Capiaçú	5,4 Aa	5,0 Aa	511,58 Aa	484,69 Aa	86,53 Aa	82,68 Aa	425,05 Aa	402,01 Aa

As médias seguidas pela mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha para cada variável não diferem entre si ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey. Fonte: Próprio autor.

Os resultados apresentados indicam que não foram encontradas diferenças estatisticamente significativas nos parâmetros fósforo total, ST, SST e SDT entre os fatores tipo de planta (bananeira e capiaçu) e tipo de meio suporte (brita 0 e 1) nos alagados de tratamento, pelo teste de Tukey a 5%.

Inicialmente, esperava-se que os resultados de SST e SDT estivessem em consonância com outros parâmetros, como turbidez e cor. A não diferença estatística pode ser atribuída ao número limitado de amostras coletadas. É possível observar que as amostras para os parâmetros de turbidez e cor foram coletadas diariamente, resultando em um total de 44 amostras. Por outro lado, para a análise de sólidos, as amostras foram coletadas semanalmente, totalizando-se 13 amostras. O número reduzido de amostras e o desvio padrão elevado diminuem o poder do teste estatístico, dificultando a detecção de diferenças significativas entre os fatores analisados.

Portanto, embora numericamente o SAC CB0 tenha apresentado resultados promissores, é importante considerar que o número limitado de amostras e o desvio padrão elevado podem ter influenciado nos resultados e dificultado a detecção de diferenças entre os fatores avaliados para sólidos.

No contexto de alagados construídos, como os utilizados no tratamento de esgoto em escala de campo, a variabilidade dos resultados pode ser influenciada por diversos fatores, incluindo a atividade microbiana, a interação entre os microrganismos e as condições ambientais. Essa complexidade biológica pode levar a uma maior variabilidade nos dados e dificultar a detecção de diferenças significativas com testes conservadores.

5.3 Desempenho agrônômico das espécies vegetais cultivadas

Os sistemas alagados construídos (SAC) desempenham um papel fundamental na remoção de nutrientes de águas residuárias, como nitrogênio e fósforo. As plantas cultivadas nesses sistemas, como o capiaçu (*Pennisetum purpureum*) e a bananeira, não apenas atuam no tratamento do esgoto, como também oferecem oportunidades para a recuperação de recursos. O capiaçu, conhecido por seu alto valor nutricional e rápido crescimento, pode ser usado como alimento para o gado, reduzindo a necessidade de recursos como ração e pasto. Além disso, sua biomassa pode ser convertida em energia renovável por meio de processos de gaseificação ou combustão, contribuindo para a produção sustentável de energia renovável (FAVARE et al., 2019; ADESEMUYI et al., 2020; ADENIYI et al., 2020). Também pode ser compostada para criar fertilizantes orgânicos ricos em nutrientes para a agricultura. Por outro lado, a bananeira é consolidada em algumas tecnologias de tratamento de esgoto e na geração de biomassa e alimento, absorvendo nutrientes do esgoto, oferecendo soluções sustentáveis e eficazes.

Na Tabela 11 são apresentados os valores das medidas do crescimento das bananeiras.

Tabela 11. Medidas das plantas nos alagados com bananeira.

	Número de espécimes	Altura média (cm)	Comprimento médio da folha (cm)	Número de folhas	Massa úmida (g)	Massa seca (g)
BB1	6	28±15,6	53±16,9	27	16,95	9,65
BB0	5	21,5±8,6	63±17,8	34	48,74	16,95

Peso úmido e seco de uma folha. Fonte: Próprio autor.

Não foram realizadas análises estatísticas inferenciais nesta etapa. Houve um evento de corte raso e nesta ocasião o número de plantas não era expressivo. Numericamente, observa-se que as plantas cultivadas SAC BB0 apresentaram um melhor desempenho. Inicialmente, a quantidade de mudas de bananeira foi a mesma em todos os alagados, mas no SAC BB1 houve um crescimento adicional de uma gema de uma das mudas, o que sugere um ambiente mais favorável para o desenvolvimento das plantas.

Em relação às características de crescimento das plantas, observou-se que a altura média das plantas no SAC com brita 1 (BB1) foi maior em comparação com as plantas cultivadas em brita 0. No entanto, o comprimento e o número de folhas foram menores em BB1. Esses resultados podem indicar que o SAC BB1 proporcionou um ambiente que favoreceu o crescimento vertical das plantas, mas não favoreceu tanto o desenvolvimento foliar.

Quando se trata da massa seca e úmida das plantas, foram observados valores mais elevados no BB0 em comparação com BB1. Isso indica que as plantas cultivadas em BB0 tiveram um maior acúmulo de biomassa. No entanto, é importante destacar que a quantidade de água presente nas folhas de BB0 foi consideravelmente maior do que em BB1, com valores de 31,8 g e 7,3 g, respectivamente. Isso pode indicar uma maior capacidade de retenção de água nas plantas cultivadas em BB0, o que pode ser benéfico em termos de sobrevivência e tolerância a condições de estresse hídrico.

Com base nesses resultados, pode-se concluir que o uso de brita 0 no SAC parece ter proporcionado um ambiente mais propício para o desenvolvimento das plantas em termos de recuperação de nutrientes. Embora o BB1 tenha apresentado uma altura maior das plantas, o BB0 se destacou em termos de biomassa e retenção de água nas folhas. Esses resultados são importantes para entender o desempenho das plantas nos SAC e podem contribuir para otimizar o projeto e manejo desses sistemas com o objetivo de melhorar a recuperação de nutrientes e co-produtos por meio do cultivo de plantas.

Na Tabela 12 são apresentados os resultados de crescimento obtidos das plantas de BRS capiaçu.

Tabela 12. Medidas das plantas nos alagados com BRS capiaçu.

	Nº. de espécies	Altura	Peso úmido	Peso seco
CB1	16	96±19,2	377,82	83,83
CB0	10	108±26,0	567,07	150,84

Fonte: Próprio autor.

Os resultados obtidos mostram diferenças interessantes no desempenho das plantas de capiaçu cultivadas em diferentes tipos de meio suporte. Observou-se que as plantas cultivadas em brita 1 (CB1) apresentaram um maior número de espécimes em comparação com as plantas cultivadas em brita 0 (CB0). Contudo, quando se avaliam outras características de crescimento, como altura média, massa úmida e massa seca e teor de água, as plantas cultivadas em CB0 se destacaram. Elas apresentaram uma altura média maior em comparação com as plantas de CB1, indicando um maior crescimento vertical. Além disso, as plantas de CB0 também mostraram um maior acúmulo de biomassa, tanto no peso úmido quanto no peso seco. Isso sugere que a brita 0 proporcionou um ambiente mais favorável para o desenvolvimento e crescimento das plantas de capiaçu.

Esses resultados sugerem a influência do tipo de meio suporte utilizado nos SAC na recuperação de nutrientes pelas plantas. É importante ressaltar que, apesar dos valores absolutos relatados serem baixos, em termos de quilogramas por hectare por ano, é necessário considerar algumas limitações do estudo. Primeiramente, a área dos SAC utilizados no experimento era relativamente pequena, o que pode ter gerado um efeito de borda expressivo. Além disso, o experimento foi conduzido durante um período de 100 dias, o que pode ser considerado relativamente curto para que as plantas se adaptem totalmente às condições estressantes do sistema. Nesse período inicial, as plantas podem estar passando por um processo de adaptação e ainda não terem atingido seu pleno potencial de recuperação de nutrientes.

5.4 Conversão de energia nas células de combustível microbianas

Durante o período experimental, foi realizado o monitoramento diário do ânodo, a fim de assegurar a ausência de oxigênio e manter condições anaeróbias nesse compartimento. Os valores médios de oxigênio dissolvido foram registrados para cada um dos SAC. Com os resultados, observou-se que os valores médios de OD foram de 0,4 mg L⁻¹, 0,3 mg L⁻¹, 0,2 mg L⁻¹ e 0,1 mg L⁻¹ para os SAC BB1, BB0, CB1 e CB0, respectivamente.

Além disso, os valores médios do potencial de oxirredução também foram

registrados, equivalendo a E_h -155 mV, -164 mV, -173 mV e -181 mV para os alagados BB1, BB0, CB1 e CB0, respectivamente.

Também foram monitorados os valores de tensão a cada 10 minutos em cada um dos SAC, durante todo o período de monitoramento, resultando em um grande volume de dados. Essas medições foram agrupadas e extraídas as médias horárias durante os 100 dias de monitoramento, sendo possível analisar o comportamento horário de cada SAC, identificando as fases dos ciclos da configuração “tidal flow”.

Na Figura 20 são apresentados os resultados da tensão horária medida para cada alagado. Nessa figura, é possível observar as variações da tensão ao longo do tempo para cada unidade específica. Essas variações refletem as diferentes fases do ciclo alternado, as hachuras no gráfico evidenciam um ciclo com as fases enchendo, cheio (reação), drenando e vazio. Ao se comparar as tensões horárias entre os diferentes alagados, é possível avaliar a influência de diferentes configurações e condições de operação na geração de energia. As variações expressivas nas curvas de tensão indicam diferenças na atividade microbiana e na taxa de transferência de elétrons em relação as características hidrodinâmicas dos alagados.

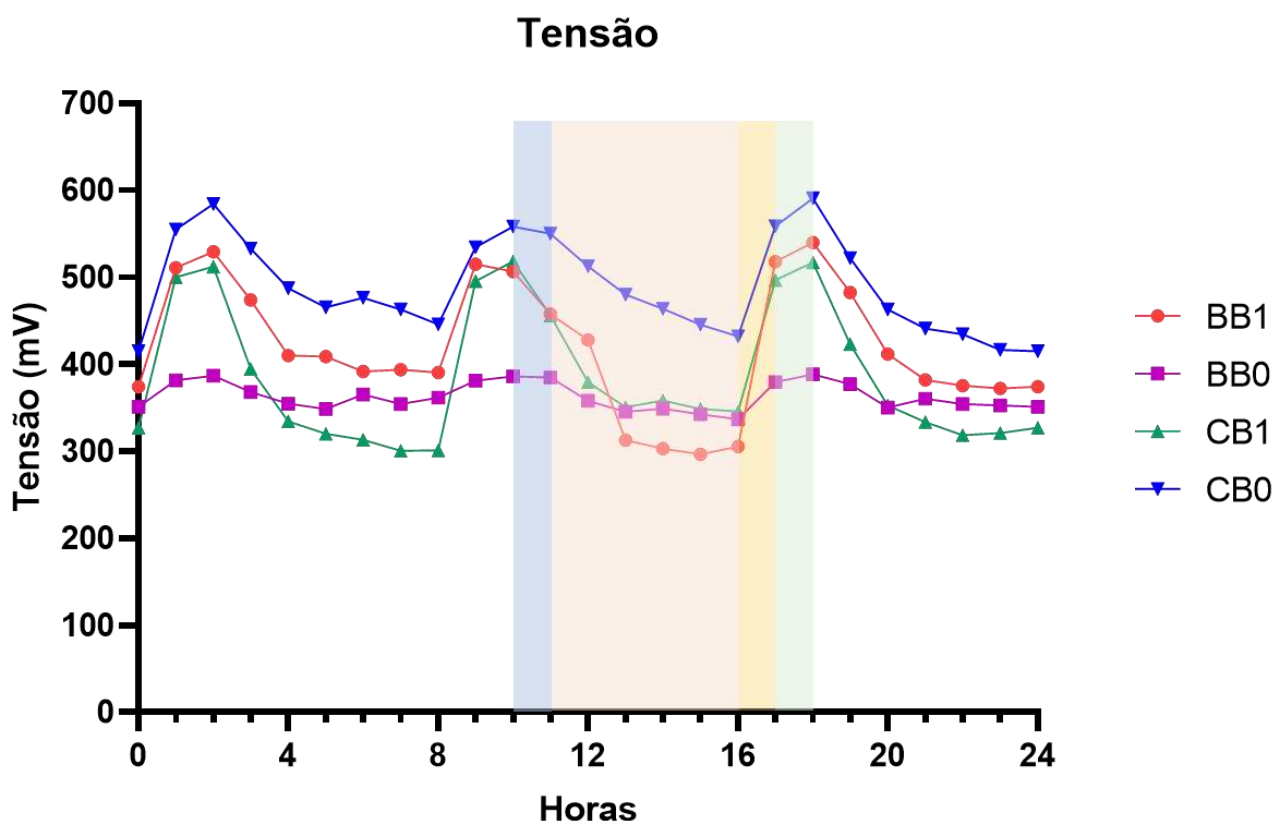


Figura 20: Variação da tensão média em função das horas de funcionamento do sistema alagado construído, evidenciando um ciclo, com suas respectivas fases.

Os resultados das medições de tensão em cada SAC revelaram um comportamento

cíclico em todos os alagados estudados. No entanto, o SAC plantado com bananeira e brita 0 apresentou uma oscilação menor em comparação aos demais alagados.

Observou-se que os pontos mais altos da curva de tensão correspondem aos períodos de enchimento e vazio do SAC. Por outro lado, o momento em que o SAC permanece cheio, fase de reação, resulta em uma diminuição da tensão, atingindo o ponto mais baixo da curva. Essa variação de tensão está relacionada ao esgotamento do oxigênio dissolvido no cátodo do SAC. No início da fase de enchimento, o efluente ainda contém oxigênio dissolvido, o que contribui para uma maior tensão. No entanto, quando o ambiente passa para a fase de anaerobiose, ocorre uma redução na voltagem devido à escassez do agente oxidante (oxigênio).

Esse padrão de comportamento se repete três vezes ao dia, correspondendo aos três ciclos do “tidal flow”. Durante esses ciclos, ocorrem alternâncias entre fases anaeróbias e presença de oxigênio dissolvido, o que influencia diretamente a voltagem medida.

Os valores médios encontrados no SAC BB1 foram de 526 mV, 379 mV, 463 mV e 524 mV, para as fases enchimento, reação, drenagem e vazio. Para o SAC BB0 os valores foram de 439 mV, 397 mV, 409 mV e 440 mV. No SAC CB1 os valores foram de 528 mV, 368 mV, 450 mV e 523 mV. E por fim, no SAC CB0 observaram-se valores de 575 mV, 478 mV, 504 mV e 571 mV, para enchimento, reação, drenagem e vazio, respectivamente.

Os resultados obtidos por Zhang et al. (2022b) são semelhantes aos padrões cíclicos de tensão encontrados no presente estudo. Estes autores desenvolveram SAC com configuração “tidal flow” usando um sifão para criar ciclos alternados entre condições aeróbias e anóxicas por meio de inundação e esvaziamento. O sifão era conectado à parte inferior da câmara catódica, e quando o nível da água atingia o topo, o sifão era acionado naturalmente, drenando rapidamente a água da câmara. Os referidos autores estudaram a variação do tempo de retenção hidráulica (TRH) e o tempo de ciclo do sifão. Para diferentes TRH de 12, 24, 36, 48, 60 e 72 horas, o tempo do ciclo do sifão foi ajustado para 6, 8, 12, 15, 17 e 22 horas, respectivamente. Durante a fase de enchimento da água do sifão, quando o nível de água do cátodo atingia o ponto mais alto, a tensão atingia o valor mais baixo. No entanto, quando a água fluía rapidamente, a câmara catódica era rapidamente preenchida com oxigênio, e a tensão voltava a subir. Zhang et al. (2022b) relataram que a tensão máxima foi alcançada com um TRH de 12 horas, resultando em valores de tensão de 350 mV, 400 mV e 450 mV para cada um dos SAC estudados.

Esses resultados são consistentes com os observados no presente estudo, em que a fase de reação do ciclo alternado apresenta tensões mais baixas. A semelhança entre os resultados reforça a validade e a consistência dos padrões observados nos sistemas

de células de combustível microbianas acopladas a sistemas alagados construídos com configuração ‘tidal flow’.

Na figura 21 são apresentados em gráficos tipo violino a tensão em cada fase do ciclo de operação dos SAC. A primeira linha tracejada simboliza o primeiro quartil, a segunda linha a mediana e a terceira linha é o terceiro quartil. As fases são: enchimento, reação, drenagem e vazio. Os SAC estão representados pelas letras A, B, C e D, correspondendo aos SAC BB1, BB0, CB1 e CB0, respectivamente.

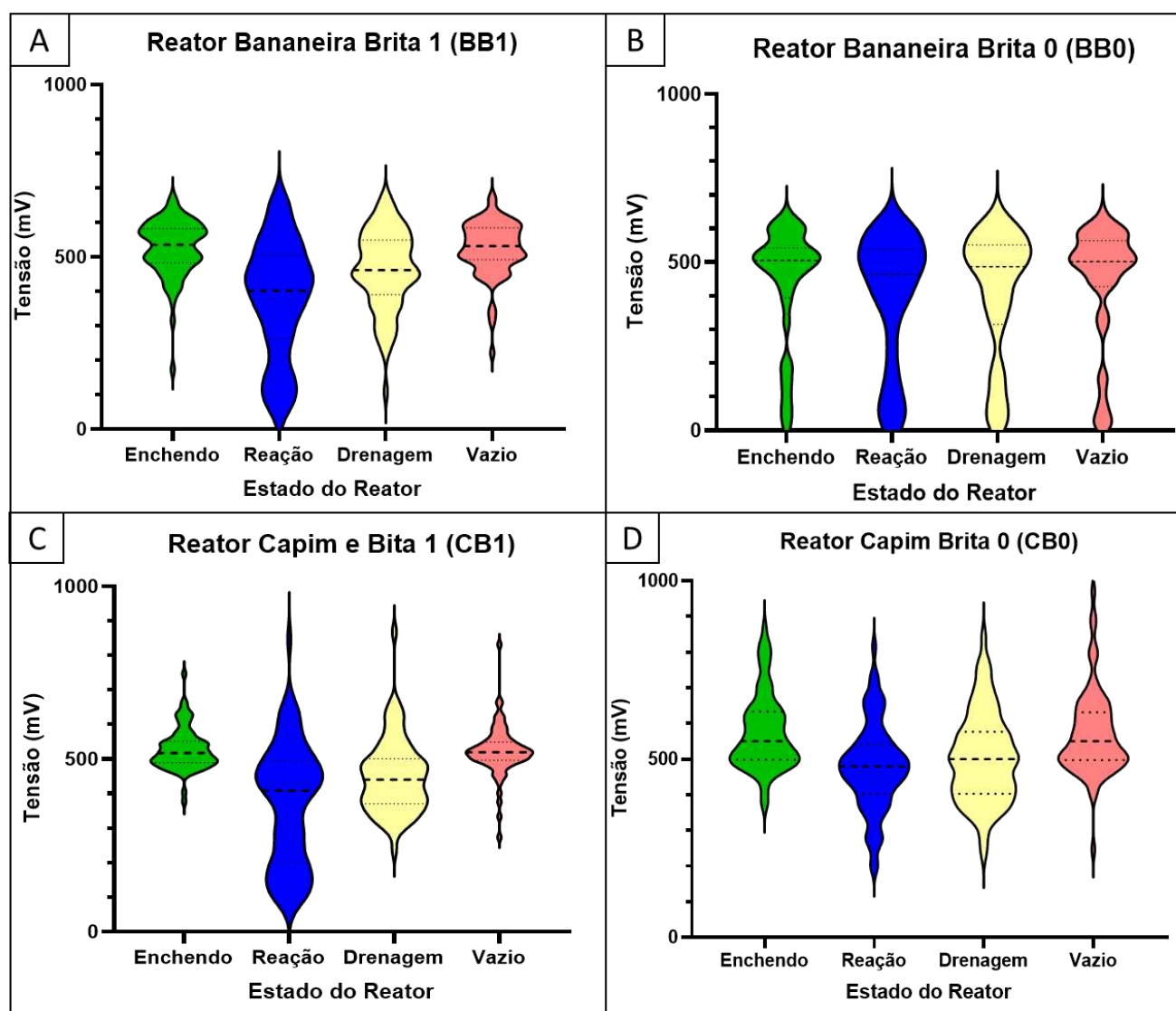


Figura 21: Gráficos de violino para tensão em relação a fase dos ciclos do tidal vertical flow. A. BB1. B. BB0. C. CB1. D. CB0.

Ao se analisar a figura 21, observa-se o comportamento da tensão em cada fase do ciclo das células de combustível microbiana. Durante a fase de enchimento, a mediana da tensão é maior em todos os SAC, indicando uma maior eficiência eletroquímica nesse momento. Isso ocorre devido à entrada de matéria orgânica, que serve como fonte de elétrons e também à presença de oxigênio no cátodo.

Na fase de reação, os valores de tensão diminuem, pois ocorre a transição do

ambiente aeróbio para um ambiente anóxico/anaeróbio devido ao consumo de oxigênio pelos microrganismos. Nessa fase, a tensão varia consideravelmente, uma vez que no início ainda há oxigênio dissolvido, resultando em uma maior eficiência, e posteriormente diminui à medida que o oxigênio é consumido, levando a uma menor eficiência.

Durante a fase de drenagem, os valores de tensão começam a aumentar devido à entrada de oxigênio dissolvido que é succionado da atmosfera para o interior do meio suporte. Além disso, o meio suporte funciona como um filtro, retendo a matéria orgânica particulada, e mesmo na ausência de efluente, ainda ocorre metabolização da matéria orgânica retida e geração de corrente elétrica.

Na fase de vazio, os valores de tensão ainda são elevados, indicando a mineralização dos compostos retidos no meio suporte e até mesmo da própria biomassa dos microrganismos, resultando na respiração endógena. É importante destacar a presença de espuma na região do ânodo, cobrindo o material condutor, com o objetivo de aumentar a superfície de contato dos microrganismos com o cobre. Isso resulta em uma maior retenção de matéria orgânica nessa região e, portanto, produção de corrente elétrica.

Esses valores de tensão em cada fase do ciclo indicam as diferentes condições redox e disponibilidade de substratos ao longo do tempo. Ressalta-se, novamente, que o SAC BB0 não apresentou grandes variações durante as fases dos ciclos.

Ao se analisar a Figura 21, pode-se observar que os SAC com o plantio de capiaçu apresentaram uma distribuição mais ampla de resultados e valores mais altos de tensão. O SAC plantado no meio suporte de brita 0 atingiu valores máximos de até 970 mV, enquanto o SAC plantado no meio suporte de brita 1 alcançou valores de 870 mV. Por outro lado, os SAC com o plantio de bananeira e brita 0 tiveram valores máximos em torno de 650 mV.

Foi realizado uma análise estatística utilizando um delineamento em blocos casualizados (DBC) para avaliar diferenças estatísticas entre três fatores: a fase do ciclo (FA) (enchimento, reação, drenagem e vazio), o tipo de planta utilizado (Cult) (Bananeira e Capiáçu) e o tipo de sistema (Sist) (brita 0 e 1). No experimento fatorial completo, cada nível de um fator é combinado com todos os níveis dos outros fatores, formando tratamentos específicos. A análise de variância (ANOVA) foi realizada para avaliar se houve interação entre os fatores, incluindo a interação entre fase e cultivo, fase e sistema, cultivo e meio suporte, e a interação entre os três fatores: fase, cultivo e sistema. Essa análise é importante para entender o efeito dos diferentes fatores nas variáveis em estudo, tensão (volt), e a relação entre eles. Os resultados da ANOVA estão apresentados na Tabela 13.

Tabela 13. Resumo da ANOVA de tensão (volt) para os respectivos tratamentos.

FV	GL	Quadrados Médios
		Volt
BL/F	288	17397,64
FA	3	824020**
Cult	1	819075,1**
Sist	1	13135,16
FxAxCult	3	21074,15**
FxAxSist	3	113071,9**
CultxSist	1	993070,4**
FxAxCultxSist	3	7246,499
Resíduo	864	18988,1
CV (%)		29,11

** F significativo a 1% de probabilidade. Fonte: Próprio autor (2023).

Os resultados seguidos de asteriscos foram significativos a 1%. Para as interações fase e cultivo (FxAxCult), fase e sistema (FxAxSist) e cultivo e sistema (CultxSist), rejeita-se a hipótese H_0 para a variável tensão, assim, para as interações citadas os fatores não atuam independentemente sobre as variáveis resposta.

No estudo fatorial, foram analisadas todas as combinações das interações entre os três fatores: sistema, cultivo e fase do ciclo “tidal flow”. No Tabela 14, são apresentados os resultados dessa análise, evidenciando os fatores tipo de leito e tipo de planta dentro de cada ciclo.

Tabela 14. Valores médios de tensão, densidade de corrente e densidade de potência para cada fase do ciclo TVF com as respectivas combinações de culturas e sistema.

	Tensão (volt)							
	Fill		Full		Drain		Empty	
	brita 1	brita 0	brita 1	brita 0	brita 1	brita 0	brita 1	brita 0
bananeira	525,62 Aa	438,68 Bb	378,76 Aa	396,64 Ba	462,78 Aa	409,04 Bb	523,53 Aa	439,90 Bb
Capiaçu	528,10 Ab	575,40 Aa	368,16 Ab	478,61 Aa	450,01 Ab	504,28 Aa	523,01 Ab	571,09 Aa

As médias seguidas pela mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha para cada variável não diferem entre si ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey. Fonte: Próprio autor (2023).

Na tabela 15 foram analisadas todas as combinações das interações entre os fatores: sistema, cultivo e fase do ciclo “tidal flow”, exibindo as médias para cada ciclo.

Tabela 15. Valores médios de tensão, densidade de corrente e densidade de potência para cada fase do ciclo TVF com as respectivas combinações de culturas e sistema.

	Tensão (V)			
	brita 1		Brita 0	
	Bananeira	Capiáçu	Bananeira	Capiáçu
Enchendo	525,62 a	528,10 a	438,67 a	575,40 a
Reação	378,75 c	368,15 c	396,64 a	478,60 b
Drenagem	426,78 b	450,01 b	409,04 a	504,28 b
Vazio	523,53 a	523,01 a	439,90 a	571,09 a

As médias seguidas pela mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha para cada variável não diferem entre si ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey. Fonte: Próprio autor (2023).

Para o SAC cultivado com bananeira em brita 1 (BB1), foi observado que a fase do ciclo “tidal flow” teve um impacto expressivo na geração de energia. As médias de tensão foram mais altas nas fases de enchimento (enchendo) e vazio (vazio), seguidas pela fase de drenagem (drenagem), enquanto a fase de reação (reação) apresentou as médias mais reduzidas para esses parâmetros. O padrão observado para o SAC com CB1 foi semelhante ao do BB1. As fases de enchimento e vazio apresentaram as maiores médias de tensão sem diferenças significativas entre elas. Em seguida, a fase de drenagem teve maior média, enquanto a fase de reação teve as médias mais baixas. Por outro lado, os SAC contendo brita 0 mostraram resultados mais próximos entre si. O SAC com bananeira em brita 0 (BB0) não apresentou diferenças significativas entre as médias nas diferentes fases do ciclo tidal flow. Já o SAC com CB0 apresentou médias mais altas nas fases de enchimento e vazio, sem diferenças significativas entre elas, enquanto as fases de reação e drenagem tiveram médias mais baixas, sem diferenças significativas entre si.

Os resultados obtidos indicam que a fase do ciclo “tidal flow” teve um impacto significativo na geração de energia dos SAC, especialmente para os alagados preenchidos com brita “número 1”. As fases de enchimento e vazio mostraram-se mais favoráveis para a produção de energia, enquanto as fases de reação e drenagem resultaram em menores valores. Já nos alagados com brita 0, as diferenças entre as fases foram menos pronunciadas.

Esses resultados podem estar relacionados a granulometria do material e à porosidade do meio suporte. A brita 1 apresenta uma granulometria maior do que a brita 0, resultando em macroporos maiores, significando que a brita 1 pode proporcionar uma melhor drenagem e aeração do sistema, favorecendo a circulação de água e ar. Devido a

isso, os SAC com brita 1 teve grande influência das fases do “tidal flow”, permitindo maior entrada de ar atmosférico nas fases de drenagem e quando o SAC está vazio, aerando a região do cátodo, na fase enchimento e reação, o oxigênio é expulso e consumido pelo meio suporte com facilidade à medida que o efluente preenche o meio suporte.

O fato do SAC com capiaçu cultivado em brita 0 ser mais eficiente na produção de energia, pode ser explicada por diferentes fatores relacionados às características biológicas e interações no sistema da célula de combustível microbiana. Uma possível explicação é a natureza C4 do capiaçu, que se refere a uma via metabólica específica de fixação de carbono. As plantas C4, como o capiaçu, possuem alta taxa de fotossíntese o que resultar em uma maior produção de compostos orgânicos na rizosfera da planta, exsudados radiculares, o que pode fornecer substratos adicionais para as bactérias eletrogênicas (EAB) (JADHAV et al., 2021).

Além disso, como o capiaçu é uma planta gramínea, a diversidade microbiana na rizosfera é geralmente maior do que em outras plantas. Isso influencia na microbiota presente no ânodo (GUPTA et al., 2023b; SAEED et al., 2023), quanto maior a diversidade de bactérias eletrogênicas maior a produção de energia. A presença de uma maior diversidade de microrganismos promove uma maior atividade metabólica, incluindo a oxidação de substratos orgânicos, o que contribui para a geração de corrente elétrica na célula de combustível microbiana.

A maior eficiência obtida no SAC com capiaçu em brita 0 em relação ao brita 1, pode estar relacionada ao maior desenvolvimento das plantas nesse SAC. Apesar de apresentar menor número de espécimes em relação a CB1, apresentou maior crescimento vertical, maior desenvolvimento, visto pelo peso úmido e seco. Dessa forma, seu maior desenvolvimento pode ter garantido maior penetração das raízes ao longo do meio suporte. Com raízes mais desenvolvidas e uma maior área de superfície em contato com o meio suporte, é possível que tenha ocorrido uma maior interação entre as raízes, a microbiota e os substratos orgânicos presentes no sistema. Isso pode ter promovido uma maior atividade e diversidade de bactérias eletrogênicas no SAC CB0, resultando em uma maior eficiência na produção de energia.

Com um maior crescimento radicular e uma maior área de superfície em contato com o meio suporte, há uma maior disponibilidade de nutrientes e substratos orgânicos para as EAB. Isso pode promover uma maior diversidade de espécies e uma maior atividade eletrogênica no ânodo, resultando em uma maior eficiência na produção de energia.

Li et al., (2021) mencionam diferentes estudos que investigaram a influência das macrófitas aquáticas no desempenho de CCM acopladas em SAC. Eles concluíram que a

abundância relativa de bactérias eletrogênicas, como *Geobacter* e *Betaproteobacteria*, foi significativamente maior em sistemas plantados com macrófitas do que em sistemas não plantados. Foram listados estudos que mostram que a presença de macrófitas aumenta a diversidade microbiana, o que resulta em uma maior produção de bioeletricidade e eficiência de remoção de poluentes. Eles atribuíram isso ao oxigênio liberado pelas raízes das plantas por meio da respiração radicular, criando diferentes condições para diversos microrganismos, outro fator atribuído foi os exsudatos radiculares, que fornecem fontes de carbono e energia para o metabolismo microbiano na rizosfera das macrófitas. Isso leva a uma maior abundância relativa de EAB.

De acordo com os estudos mencionados por Li et al. (2021), essas diferenças resultam em diferentes desempenhos em termos de geração de energia. Por exemplo, certas espécies de macrófitas, como *Scirpus validus*, foram associadas a uma maior densidade de potência devido à sua alta produção de oxigênio e biomassa radicular. Portanto, é evidente que o tipo de planta escolhido pode ter um impacto significativo na produção de energia, sendo alguns tipos de plantas mais propensos a gerar uma maior quantidade de bioeletricidade do que outros.

Biswas e Chakraborty (2023) realizaram um estudo comparativo para avaliar o crescimento das plantas *Typha angustifolia* em um sistema alagado construído e sua relação com a geração de tensão elétrica, visando investigar os efeitos positivos do crescimento das plantas no aumento da produção de bioeletricidade. Os resultados mostraram que a taxa máxima de crescimento em altura das plantas e de geração de tensão ocorreu simultaneamente entre 75 e 175 dias, quando havia 4 plantas maduras no reator. No período de 175 a 250 dias, foi observado um declínio na taxa de crescimento das plantas e na geração de tensão, mesmo com o aumento do número de plantas para 5. Essa correlação entre o aumento da geração de tensão e o crescimento das plantas sugere que as plantas contribuíram para o aumento da produção de bioeletricidade.

O estudo é condizente com os resultados encontrados que demonstram essa correlação entre o crescimento das plantas no SAC com a aumento da produção de bioeletricidade, evidenciando que a maior geração de tensão obtido em CB0 em relação a CB1 pode estar relacionado ao crescimento da planta. Além disso, o estudo demonstra a importância das plantas como um fator influente na geração de tensão elétrica nesse tipo de sistema.

Conforme Tabela 7 os resultados obtidos de remoção de DQO também indicaram maior eficiência para o SAC CB0, sendo estatisticamente diferente de todos os demais. Esses resultados indicam que o tratamento de esgotos utilizando gramíneas cultivadas em meio suporte "brita zero" possui um grande potencial para avançar e disseminar o

conhecimento sobre os sistemas "tidal flow".

Além disso, com os resultados obtidos pode-se inferir que sistemas com ciclos mais curtos podem apresentar maior potencial de geração de energia. No entanto, tempos de residência mais curtos não seriam suficientes para satisfatória remoção de matéria orgânica e, principalmente, nitrogênio. Dessa forma é necessário conciliar os tempos dos ciclos e o TRH total de forma que sejam suficientes para realizar o tratamento e otimizar a geração de energia.

Além da eficiência no tratamento de efluentes, esses sistemas também podem prover a recuperação de energia e recursos, por meio de sua eficiência na produção de energia. Esses achados reforçam a viabilidade e promissor futuro desses sistemas para a sustentabilidade ambiental e o gerenciamento adequado dos recursos hídricos.

6. CONCLUSÕES

Observou-se um aumento nos níveis de oxigênio dissolvido devido à configuração "tidal flow", com valores médios de 1,12 mg L⁻¹, 2,05 mg L⁻¹, 2,05 mg L⁻¹ e 1,65 mg L⁻¹ para os SAC BB1, BB0, CB1 e CB0, respectivamente.

Os SAC demonstraram ser eficientes na remoção de turbidez, cor, demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, nitrogênio total Kjeldahl, sólidos suspensos totais e sólidos totais indicando inclusive, atendimento aos padrões impostos pela DN 8/2022. Não foram observadas, entretanto, remoções significativas de fósforo e nitrogênio amoniacal.

A espécie vegetal cultivada e o material suporte influenciaram o desempenho dos SAC. Em relação à planta, o capim-elefante BRS capiaçu mostrou-se mais eficiente na remoção de DQO quando cultivado em brita 0. Já para a bananeira não se observaram diferenças significativas entre os tipos de leito. O capiaçu cultivado em brita 0 também apresentou melhores índices agrônômicos, com maior crescimento vertical, maior massa úmida e seca.

A presença das células de combustível microbianas nos SAC permitiu, ainda que em pequena monta, a geração de energia limpa a partir do material orgânico presente no esgoto. A escolha do tipo de planta e do leito também influenciou a produção de energia, com o SAC CB0 sendo mais eficiente.

Os sistemas alagados construídos com a configuração de ciclos alternados ("tidal flow") e células de combustível microbianas são tecnologias promissoras para o tratamento de esgotos e a recuperação de recursos. No entanto, é necessário a realização de mais

pesquisas e adaptações para a implementação ampla e efetiva dessas tecnologias, considerando as particularidades locais e regulatórias.

7. REFERÊNCIAS

- ADEWALE, GEORGE, ADENIYI., JOSHUA, O., IGHALO., DAMILOLA, VICTORIA, ONIFADE. (2021). Production of biochar from elephant grass (*Pennisetum purpureum*) using an updraft biomass gasifier with retort heating. 12(10):1283-1290. doi: 10.1080/17597269.2019.1613751.
- ADESEMUYI, M. F. et al. Preparation and characterisation of biochars from elephant grass and their utilisation for aqueous nitrate removal: Effect of pyrolysis temperature. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 8, n. 6, p. 104507, 2020.
- AKRATOS, C. S.; TSIHRINTZIS, V. A. Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v. 29, n. 2, p. 173–191, 1 fev. 2007.
- AUSTIN, D. Influence of cation exchange capacity (CEC) in a tidal flow, flood and drain wastewater treatment wetland. *Ecological Engineering*, v. 28, n. 1, p. 35–43, 1 nov. 2006.
- AUSTIN, D.; LOHAN, E.; VERNON, E. NITRIFICATION AND DENITRIFICATION IN A TIDAL VERTICAL FLOW WETLAND PILOT. [s.l.: s.n.].
- BASTOS, R. K. X. Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura. [s.l.] ABES, 2003.
- BISWAS, A.; CHAKRABORTY, S. 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, 1 jul. 2023.
- CARLOS, J.; ROSENDO, M.; MOREIRA, G. Constructed wetlands applied on domestic wastewater for decentralized systems: concepts, processes, modalities, combinations and enhancements; a review. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, v. 21, n. 2, p. 371–397, 2022.
- CHAND, N.; SUTHAR, S.; KUMAR, K. Wastewater nutrients and coliforms removals in tidal flow constructed wetland: Effect of the plant (*Typha*) stand and biochar addition. *Journal of Water Process Engineering*, v. 43, n. July, p. 102292, 2021.
- DAS, D. Microbial fuel cell: A bioelectrochemical system that converts waste to watts. [s.l.: s.n.].
- DELIBERAÇÃO NORMATIVA CONJUNTA COPAMCERH_MG Nº 8, DE 21 DE NOVEMBRO DE 2022. [s.d.].
- DE MATOS, A. T. et al. Influência da espécie vegetal cultivada nas condições redox de sistemas alagados construídos influence of plant species cultivated on redox potential in constructed wetland systemsa provado pelo Conselho Editorial em. [s.l.: s.n.].
- DIPAK, A., JADHAV., D., GHOSAL., ASHVINI, D., CHENDAKE., SOUMYA, PANDIT., T., K., SAJANA. (2020). Plant Microbial Fuel Cell as a Biomass Conversion Technology for

- Sustainable Development. 135-147. DOI: 10.1007/978-3-030-65017-9_5
- ELLIS, J. B. et al. Guidance for constructed wetlands. [s.l.] Environment Agency, 2003.
- FAVARE, H. G. DE et al. Effect of Elephant Grass Genotypes to Bioenergy Production. *Journal of Experimental Agriculture International*, v. 38, n. April, p. 1–11, 2019.
- GUPTA, S. et al. A comprehensive review on emerging constructed wetland coupled microbial fuel cell technology: Potential applications and challenges. *Bioresource Technology* Elsevier Ltd, , 1 jan. 2021.
- GUPTA, S. et al. The race between classical microbial fuel cells, sediment-microbial fuel cells, plant-microbial fuel cells, and constructed wetlands-microbial fuel cells: Applications and technology readiness level. *Science of The Total Environment*, p. 162757, jun. 2023a.
- GUPTA, S. et al. The race between classical microbial fuel cells, sediment-microbial fuel cells, plant-microbial fuel cells, and constructed wetlands-microbial fuel cells: Applications and technology readiness level. *Science of the Total Environment* Elsevier B.V., , 25 jun. 2023b.
- HU, Y.; ZHAO, Y.; RYMSZEWICZ, A. 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, 2014.
- JADHAV, D. A. et al. Plant microbial fuel cell as a biomass conversion technology for sustainable development. *Em: Catalysis for Clean Energy and Environmental Sustainability: Biomass Conversion and Green Chemistry - Volume 1*. [s.l.] Springer International Publishing, 2021. p. 135–147.
- KADLEC, R. H.; WALLACE, S. *Treatment Wetlands*. [s.l.] CRC Press, 2008.
- KANTAWANICHKUL, S. et al. Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution Control. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <www.conference.ifas.ufl.edu/intecol>.
- KARABELNIK, K. et al. Batch-operation as a method to enhance oxygen supply in a constructed wetland. *WIT Transactions on the Built Environment. Anais...*2008.
- KRACKE, F.; VASSILEV, I.; KRÖMER, J. O. Microbial electron transport and energy conservation - The foundation for optimizing bioelectrochemical systems. *Frontiers in Microbiology* Frontiers Media S.A., 2015.
- LI, K. et al. The role of wetland plants on wastewater treatment and electricity generation in constructed wetland coupled with microbial fuel cell. *Applied Sciences (Switzerland)*, v. 11, n. 16, 2021.
- MATOS, A. T.; MATOS, M. P. *Disposição de águas residuárias no solo e em Sistemas alagados construídos*. Viçosa: [s.n.].
- METCALF, L.; EDDY, H. P. *Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos - 5ed*. [s.l.] McGraw Hill Brasil, 2015.

- MITTAL, Y. et al. Influence of evapotranspiration on wastewater treatment and electricity generation performance of constructed wetland integrated microbial fuel cell. *Journal of Water Process Engineering*, v. 53, 1 jul. 2023.
- NIVALA, JAIME. et al. *Treatment Wetlands*. [s.l.] IWA Publishing, 2017.
- PINTO DA ROSA, P. et al. Características do Capim Elefante *Pennisetum purpureum* (Schumach) e suas novas cultivares BRS Kurumi e BRS Capiaçú. p. 70–84, 2019.
- ROSSI, R. et al. Pilot scale microbial fuel cells using air cathodes for producing electricity while treating wastewater. *Water Research*, v. 215, n. October 2021, p. 118208, 2022.
- RUIZ-OCAMP, H. et al. Long-term investigations on ammonium removal with zeolite in compact vertical flow treatment wetlands under field conditions. *Water Science and Technology*, v. 85, n. 3, p. 746–755, 2022.
- SAEED, T. et al. Constructed wetlands for drained wastewater treatment and sludge stabilization: Role of plants, microbial fuel cell and earthworm assistance. *Chemical Engineering Journal*, v. 430, n. P2, p. 132907, 2022a.
- SAEED, T. et al. Constructed wetlands for drained wastewater treatment and sludge stabilization: Role of plants, microbial fuel cell and earthworm assistance. *Chemical Engineering Journal*, v. 430, 15 fev. 2022b.
- SAEED, T. 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, 20 set. 2023.
- TAO, Z. et al. Chemosphere Recycled utilization of ryegrass litter in constructed wetland coupled microbial fuel cell for carbon-limited wastewater treatment. *Chemosphere*, v. 302, n. May, p. 134882, 2022.
- SAEED, T. et al. (2022). Treatment performance of stone dust packed tidal flow electroactive and normal constructed wetlands: Influence of contact time, plants, and electrodes. *Journal of water process engineering*, 50:103257-103257. DOI: 10.1016/j.jwpe.2022.103257
- VON SPERLING, M. *Basic Principles of Wastewater Treatment*. *Water Intelligence Online*, v. 6, n. 0, p. 9781780402093–9781780402093, 30 dez. 2015a.
- VON SPERLING, M. *Wastewater Characteristics, Treatment and Disposal*. *Water Intelligence Online*, v. 6, n. 0, p. 9781780402086–9781780402086, 30 dez. 2015b.
- XU, D. et al. Treatment of Ammonium - Nitrogen – Contaminated Groundwater by Tidal Flow Constructed Wetlands Using Different Substrates: Evaluation of Performance and Microbial Nitrogen Removal Pathways. *Water, Air, & Soil Pollution*, p. 1–13, 2022.
- ZHANG, K. et al. Bioelectrochemical processes and cellulosic carbon source enhance the autotrophic and heterotrophic denitrification of low C / N ratio wastewater in tidal flow

constructed wetland - Microbial fuel cells. *Journal of Cleaner Production*, v. 363, n. May, p. 132368, 2022a.

ZHANG, K. et al. Bioelectrochemical processes and cellulosic carbon source enhance the autotrophic and heterotrophic denitrification of low C / N ratio wastewater in tidal flow constructed wetland - Microbial fuel cells. *Journal of Cleaner Production*, v. 363, n. May, p. 132368, 2022b.

ZHAO, T. et al. Evaluation of organic matter and nitrogen removals, electricity generation and bacterial community responses in sediment microbial fuel cell coupled with *Vallisneria spiralis*. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 11, n. 3, 1 jun. 2023.