



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE PROCESSOS**

**ANÁLISE DA FITORREMEDIAÇÃO COM *Portulaca oleracea* L. EM UM SISTEMA
HÍBRIDO NO TRATAMENTO DE EFLUENTES AGROINDUSTRIAIS DE
LATICÍNIOS**

Sanduel Oliveira de Andrade

ORIENTADOR: Prof. Dr. Osvaldo Soares da Silva
ORIENTADORA: Profa. Dra. Andréa Maria Brandão Mendes de Oliveira

**CAMPINA GRANDE – PB
2021**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE PROCESSOS**

**ANÁLISE DA FITORREMEDIAÇÃO COM *Portulaca oleracea* L. EM UM SISTEMA
HÍBRIDO NO TRATAMENTO DE EFLUENTES AGROINDUSTRIAIS DE
LATICÍNIOS**

Sanduel Oliveira de Andrade

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Processos da Universidade Federal de Campina Grande, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Engenharia de Processos, área de concentração: Bioprodutos. Orientadores: Dr. Osvaldo Soares da Silva e Dra. Andréa Maria Brandão Mendes de Oliveira.

**CAMPINA GRANDE – PB
2021**

A553a Andrade, Sanduel Oliveira de.
 Análise da fitorremediação com *Portulaca oleracea L.* em um sistema híbrido no tratamento de efluentes agroindustriais de laticínios / Sanduel Oliveira de Andrade. – Campina Grande, 2021.
 151 f. : il. color.

 Tese (Doutorado em Engenharia de Processos) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Ciências e Tecnologia, 2021.
 "Orientação: Prof. Dr. Osvaldo Soares da Silva, Profa. Dra. Andréa Maria Brandão Mendes de Oliveira".

 Referências.

 1. Desenvolvimento Sustentável. 2. Bioprodutos. 3. Sustentabilidade. 4. Fitorremediação. 5. Tratamento de Efluentes Agroindustriais de Laticínios. 6. Saneamento. I. Silva, Osvaldo Soares da. II. Oliveira, Andréa Maria Brandão Mendes de. III. Título.

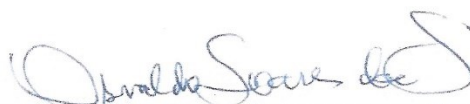
CDU 502.131.1(043)

ANÁLISE DA FITORREMEDIAÇÃO COM *Portulaca oleracea* L. EM UM SISTEMA HÍBRIDO NO TRATAMENTO DE EFLUENTES AGROINDUSTRIAIS DE LATICÍNIOS

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Processos da Universidade Federal de Campina Grande por Sanduel Oliveira de Andrade.

Aprovado em 28 de dezembro de 2021.

Membros da Banca:



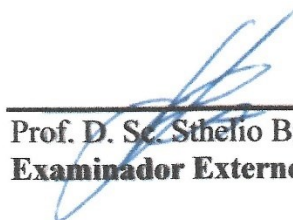
Prof. D. Sc. Osvaldo Soares da Silva
Orientador



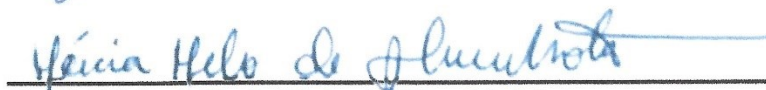
Profª Dª Sc. Andréa Maria Brandão Mendes de Oliveira
Orientadora - UFCG



Prof. D. Sc. Antônio Gilson Barbosa de Lima
Examinador Interno - UFCG



Prof. D. Sc. Sthelio Braga da Fonseca
Examinador Externo - UFCG



Profª. Dª Sc. Mércia Melo de Almeida Mota
Examinador Externo - UFCG



Profª. Dª. Sc. Mônica de Amorim Coura
Examinador Externo - UFCG

Aos meus pais dedico esta pesquisa, que sempre deram suporte durante esta jornada, tornando menos árdua. Gratidão eterna.

AGRADECIMENTOS

Ao Eterno, de onde provém minha inspiração e fonte de vida, sempre me dando forças para continuar a jornada;

A minha família, pelo apoio e incentivo, que teve grande relevância para conclusão de mais esta etapa acadêmica;

Aos meus orientadores, os professores Dr. Osvaldo Soares da Silva e Pós-Dra. Andréa Maria Brandão Mendes de Oliveira, pelo apoio e amizade, além da dedicação, competência e especial atenção nas revisões e sugestões, fatores fundamentais para a conclusão desta Tese;

Ao Técnico do Laboratório de Análise de Água – LAAg/UFCG e acadêmico em Direito, MSc. Luiz Fernando de Oliveira Coelho, pelo apoio técnico, dedicação, paciência e brilhantes sugestões que tanto ajudaram no desenvolvimento desta Tese, bem como, pelos ensinamentos de vida;

A Universidade Federal de Campina Grande – UFCG, campi de Campina Grande e Pombal, que proporcionaram toda estrutura necessária para o desenvolvimento desta pesquisa;

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq pelo fomento a esta pesquisa científica e por incentivar a formação de pesquisadores brasileiros.

A minha noiva, Prof.a Adriana Gomes de Lima, pelas palavras de carinho e afeto, bem como, pelo apoio e incentivo para conclusão de mais esta etapa.

Aos bolsistas do Programa Institucional de Iniciação Científica – PIBIC e aos voluntários do Programa Institucional Voluntário de Iniciação Científica – PIVIC: Yargo Lucio Gentil, Rhyan Carlos Marques Cavalcanti, Lucas Gomes de Medeiros, Thadeu Formiga Rosendo e Aline Rodrigues da Silva pelo apoio, paciência e dedicação na montagem das estruturas e na realização das análises laboratoriais, que são também responsáveis pela concretização desta Tese.

A queijaria Padre Cícero, município de Pombal-PB, por ter disponibilizado as águas residuárias necessárias para a pesquisa que originou esta Tese.

A todos os amigos e amigas que direta e indiretamente contribuíram para a concretização desta pesquisa.

ANDRADE, S. O. de. **Análise da fitorremediação com *Portulaca oleracea* L. em um sistema híbrido no tratamento de efluentes agroindustriais de laticínios.** Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Processos. Universidade Federal de Campina Grande. Brasil, 2021.

RESUMO

O volume de efluente gerado pelas agroindustriais familiares tem crescido nas últimas décadas em virtude do recrudescimento deste setor e caso sejam lançados no meio ambiente sem seu devido tratamento, poderá provocar diversos impactos negativos. Uma barreira para o tratamento destes efluentes são os custos para implantação de estações de tratamento convencionais. Assim, torna-se importante o desenvolvimento de tecnologias que sejam eficientes e de baixo custo para o produtor rural de pequeno porte. Nesse contexto, esta pesquisa avaliou um sistema híbrido, composto de um biodigestor em série com Sistemas Alagados Construídos, para tratamento de efluente agroindustrial de laticínios. A pesquisa foi realizada na Universidade Federal de Campina Grande, Campus de Pombal, e consistiu de quatro etapas: 1) Construção, operação e monitoramento de leitos vegetados com *Portulaca oleracea* L. irrigados com soluções salinas; 2) Construção, operação e monitoramento de um SAC com dois leitos em série em escala de laboratório; 3) Construção, operação e monitoramento de dois sistemas híbridos formados por biodigestores em série com SACs, sendo um vegetado e outro sem vegetação e; 4) Construção, operação e monitoramento de um sistema híbrido formado por um biodigestor em série com um SAC em escala de campo. Na primeira etapa, a espécie *Portulaca oleracea* L. foi submetida a seis concentrações de NaCl, monitorando seu desenvolvimento através de indicadores como massa fresca, massa seca e cinzas. Na segunda etapa, o efluente bruto foi destinado diretamente aos SACs cultivados com *Portulaca oleracea* L., em escala de laboratório, realizando apenas a remoção de materiais grosseiros. Na terceira etapa, em escala de laboratório, foi inserido um biodigestor para atenuar a concentração orgânica do efluente direcionado aos SACs. O primeiro leito foi cultivado com a espécie *Eichhornia crassipes* M. em virtude do comportamento da *Portulaca oleracea* L. na segunda etapa. Nesta fase, foi confeccionado um segundo SAC sem a cobertura vegetal, sendo utilizado apenas o solo e a brita como substratos. A etapa 4, em escala de campo, consistiu em um biodigestor, um SAC com *Eichhornia crassipes* M. e um SAC com *Portulaca oleracea* L. Na etapa 1, a *Portulaca oleracea* L. demonstrou tolerância moderada à ambientes salinos. Na etapa 2, foi constatado que houve redução no metabolismo da *Portulaca oleracea* L. quando submetida diretamente ao efluente bruto, apesar de reduzir parâmetros como turbidez e DQO. O esterco bovino presente nos leitos interferiu negativamente no resultado final, elevando os teores de condutividade elétrica, NTK e $P_{(tot)}$, sendo suprimido dos SACs nas etapas 3 e 4. Na etapa 3, observou-se a influência da vegetação no tratamento, reduzindo consideravelmente a DBO, DQO, NTK e $P_{(tot)}$. Na etapa 4, o sistema apresentou resultados mais satisfatórios, reduzindo em mais de 90% a turbidez, DBO e DQO. Contudo, a produção de biogás foi insatisfatória, não gerando quantidades suficientes para estocagem e queima. Por fim, o sistema Biodigestor em série com os SACs se mostrou eficiente na remoção da carga orgânica em efluentes de laticínios e aliado ao baixo custo de instalação e manutenção, pode ser indicado para instalação em pequenas agroindústrias familiares.

Palavras-chave: Sustentabilidade. Saneamento. Fitorremediação.

ANDRADE, S.O. de. **Phytoremediation analysis with *Portulaca oleracea* L. in a hybrid system in the treatment of agro-industrial dairy effluents.** Doctoral thesis. Postgraduate Program in Process Engineering. Federal University of Campina Grande. Brazil, 2021.

ABSTRACT

The volume of effluent generated by family agro-industries has grown in recent decades due to the resurgence of this sector and if they are released into the environment without proper treatment, it can cause several negative impacts. A barrier to the treatment of these effluents are the costs of implementing conventional treatment plants. Thus, it becomes important to develop technologies that are efficient and of low cost for the small rural producer. In this context, this research evaluated a hybrid system, composed of a biodigester in series with Constructed Wetted Systems, for the treatment of agro-industrial effluent from dairy products. The research was carried out at the Federal University of Campina Grande, Campus Pombal, and consisted of four stages: 1) Construction, operation and monitoring of beds vegetated with *Portulaca oleracea* L. irrigated with saline solutions; 2) Construction, operation and monitoring of a CW laboratory-scale; 3) Construction, operation and monitoring of two hybrid systems formed by biodigesters in series with CWs, one with vegetation and the other without; 4) Construction, operation and monitoring of a hybrid system formed by a biodigester in series with a CW field-scale. In the first stage, the species *Portulaca oleracea* L. was submitted to six concentrations of NaCl, monitoring its development through indicators such as fresh mass, dry mass and ash. In the second stage, the raw effluent was sent directly to the CW cultivated with *Portulaca oleracea* L., in laboratory scale, performing only the removal of coarse materials. In the third stage, on a laboratory scale, a biodigester was inserted to attenuate the organic concentration of the effluent directed to CW. The first bed was cultivated with the species *Eichhornia crassipes* M. due to the behavior of *Portulaca oleracea* L. in the second stage. At this stage, a second CW was made without the vegetation cover, using only the soil and gravel substrates. Stage 4, on a field scale, consisted of a biodigester, a CW cultivated with *Eichhornia crassipes* M. and a CW with *Portulaca oleracea* L. In step 1, *Portulaca oleracea* L. showed moderate tolerance to saline environments. In step 2, it was found that there was a reduction in the metabolism of *Portulaca oleracea* L. when submitted directly to the raw effluent, despite reducing parameters such as turbidity and COD. The cattle manure present in the beds interfered negatively in the final result, increasing the levels of electrical conductivity, NKT and $P_{(tot)}$, being suppressed from the CWs in stages 3 and 4. In stage 3, the influence of vegetation on the treatment was observed, considerably reducing BOD, COD, NKT and $P_{(tot)}$. In step 4, the system showed more satisfactory results, reducing turbidity, BOD and COD by more than 90%. However, the biogas production was unsatisfactory, not generating sufficient quantities for storage and burning. Finally, the biodigester system in series with the CWs proved to be efficient in removing the organic load in dairy effluents and combined with the low cost of installation and maintenance, it can be indicated for installation in small family agribusinesses.

Keywords: Sustainability. Sanitation. Phytoremediation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Biodigestor Modelo Indiano..	32
Figura 2. Biodigestor Modelo Chinês..	32
Figura 3. Etapas da digestão anaeróbica de substratos orgânicos.	33
Figura 4. Esquema de um Sistema Alagado Construído do tipo superficial	42
Figura 5. Esquema de um Sistema Alagado Construído do tipo subsuperficial.....	43
Figura 6. Esquema de um Sistema Alagado Construído do tipo subsuperficial de fluxo horizontal.....	43
Figura 7. Esquema de um Sistema Alagado Construído do tipo subsuperficial de fluxo vertical.	44
Figura 8. Localização do município de Pombal – PB.	55
Figura 9. Tratamento de estresse salino na espécie <i>Portulaca oleracea</i> L.....	56
Figura 10. A. Recipiente de PVC usado no SAC. B. Inserção da brita comercial n. 0. C. Inserção do substrato e dos pontos de verificação do nível hídrico. D. Controle da vazão hídrica no SAC..	58
Figura 11. Secção latitudinal das bombonas plásticas para confecção do biodigestor.....	60
Figura 12. A. Tubulações para entrada do efluente e saída do lodo. B. Destaque para orifícios utilizados para circulação do ar.	60
Figura 13. A. Estrutura para a entrada do efluente. B. Estrutura interna para abastecimento do esterco bovino de saída de lodo. C. Estrutura externa para abastecimento do esterco bovino e vedação	61
Figura 14. A. Fundo falso para disposição do lodo. B. Eletrodutos para otimizar o desenvolvimento microbiológico	61
Figura 15. A. Primeiro leito do SAC com <i>Eichhornia crassipes</i> M. B. Segundo leito do SAC com <i>Portulaca oleracea</i> L.....	62
Figura 16. Vista frontal dos SACs. B. Vista lateral dos SACs. C. Biodigestor do SAC com vegetação. D. Biodigestor do SAC sem vegetação	63
Figura 17. Representação esquemática do sistema Biodigestor em série com um Sistema Alagado Construído. A. Local de coleta do Efluente Bruto; B. Local de coleta do efluente do Biodigestor; C. Local de coleta do efluente do SAC1; D. Local de coleta do efluente do SAC2.	64
Figura 18. Biodigestor Modelo Chinês (adaptado), adquirido comercialmente	65
Figura 19. Eletrodutos para otimizar o desenvolvimento microbiológico	65
Figura 20. A. Motobomba submersa SB1000 Sarlobetter®. B. Bombeamento do efluente para o biodigestor	66
Figura 21. A. Dois recipientes plásticos formando um leito do SAC. B. Interligação dos dois recipientes com conexões de 25 mm	66
Figura 22. Primeiro leito do SAC, cultivado com <i>Eichhornia crassipes</i> M.....	67

Figura 23. Segundo leito do SAC, cultivado com <i>Portulaca oleracea</i> L.....	67
Figura 24. A. Registro para controle do efluente oriundo do biodigestor. B. Registro para coleta do efluente tratado (superior) e para esgotar o leito (inferior)	68
Figura 25. A. Arduíno sendo configurado com os códigos sketch. B. Estrutura confeccionada para instalação do equipamento em campo	69
Figura 26. A. Sensor GUVA-S12D para Irradiância Solar. B. Sensor DHT11 para Temperatura e Umidade Relativa	69
Figura 27. Módulo Leitor Micro SD Card para Arduino	70
Figura 28. Processo de purificação do biogás. A. Borbulhador; B. Compartimento com sílica-gel; C. Compartimento com palha de aço; D. Câmara de ar; E. Destinação para o compressor.	71
Figura 29. Comprimento da Raiz de <i>Portulaca oleracea</i> L. em diferentes concentrações de NaCl.....	73
Figura 30. A. Aspecto visual da raiz de <i>Portulaca oleracea</i> L. sem estresse salino; B. Aspecto visual da raiz de <i>Portulaca oleracea</i> L. com 10,4 g.L ⁻¹ de NaCl.....	74
Figura 31. Comprimento do Caule de <i>Portulaca oleracea</i> L. em concentrações de NaCl.	74
Figura 32. A. Características do caule da <i>Portulaca oleracea</i> L. sem estresse salino. B. Características do caule da <i>Portulaca oleracea</i> L. com 10,4 g.L ⁻¹ de NaCl	75
Figura 33. Diâmetro do Caule de <i>Portulaca oleracea</i> L. em concentrações de NaCl.	75
Figura 34. Características das folhas da espécie <i>Portulaca oleracea</i> L. submetidas a concentração salina com 10,4 g.L ⁻¹ de NaCl.....	76
Figura 35. Número de Folhas de <i>Portulaca oleracea</i> L. em concentrações de NaCl	77
Figura 36. Massa Fresca de <i>Portulaca oleracea</i> L. em concentrações de NaCl.	77
Figura 37. A. Características da <i>Portulaca oleracea</i> L. submetida a 5,4 g.L ⁻¹ de NaCl. B. Características da <i>Portulaca oleracea</i> L. submetida a 5,4 g.L ⁻¹ de NaCl.	78
Figura 38. Massa Seca de <i>Portulaca oleracea</i> L. em concentrações de NaCl.....	79
Figura 39. Teor de umidade de <i>Portulaca oleracea</i> L. em concentrações de NaCl.....	79
Figura 40. Teor de Cinzas de <i>Portulaca oleracea</i> L. em concentrações de NaCl.	80
Figura 41. A. Características das folhas da <i>Portulaca oleracea</i> L. sem estresse salino. B. Características do das folhas da <i>Portulaca oleracea</i> L. com 10,4 g.L ⁻¹ de NaCl.	80
Figura 42. Área Foliar de <i>Portulaca oleracea</i> L. em concentrações de NaCl.	81
Figura 43. Variação do pH no decorrer das etapas de tratamento.	83
Figura 44. Variação da Condutividade Elétrica no decorrer das etapas de tratamento.	84
Figura 45. Variação da série de sólidos no decorrer das etapas de tratamento.	85
Figura 46. Variação da Turbidez no decorrer das etapas de tratamento.....	86
Figura 47. A. Variação da Cor Aparente no decorrer das etapas de tratamento. B. Variação da Cor Verdadeira no decorrer das etapas de tratamento.....	86
Figura 48. Variação do Oxigênio Dissolvido no decorrer das etapas de tratamento.....	87

Figura 49. A. Variação da Demanda Química de Oxigênio no decorrer das etapas de tratamento. B. Variação do Demanda Bioquímica de Oxigênio no decorrer das etapas de tratamento	88
Figura 50. A. Variação do Fósforo Total no decorrer das etapas de tratamento. B. Variação do Nitrogênio Total Kjeldahl no decorrer das etapas de tratamento.	88
Figura 51. Aspecto visual da espécie <i>Portulaca oleracea</i> L. após três semanas de tratamento.	89
Figura 52. pH nos SACs com vegetação e sem vegetação	92
Figura 53. Condutividade Elétrica nos SACs com vegetação e sem vegetação	94
Figura 54. Turbidez nos SACs com vegetação e sem vegetação.	95
Figura 55. Demanda Bioquímica de Oxigênio nos SACs com vegetação e sem vegetação. ...	96
Figura 56. Demanda Química de Oxigênio nos SACs com vegetação e sem vegetação.	97
Figura 57. Nitrogênio Total Kjeldahl nos SACs com vegetação e sem vegetação.	99
Figura 58. Fósforo Total nos SACs com vegetação e sem vegetação.	100
Figura 59. Oxigênio Dissolvido nos SACs com vegetação e sem vegetação.	101
Figura 60. Cor Aparente nos SACs com vegetação e sem vegetação.	102
Figura 61. Cor Verdadeira nos SACs com vegetação e sem vegetação.	103
Figura 62. Sólidos Sedimentáveis nos SACs com vegetação e sem vegetação.	104
Figura 63. Sólidos Totais nos SACs com vegetação e sem vegetação	105
Figura 64. Sólidos Fixos nos SACs com vegetação e sem vegetação	107
Figura 65. Sólidos Voláteis nos SACs com vegetação e sem vegetação	108
Figura 66. A. Aspecto visual da espécie <i>Eichhornia crassipes</i> M. após o tratamento. B. Aspecto visual da espécie <i>Portulaca oleracea</i> L. após o tratamento.	109
Figura 67. Condições climáticas médias apresentadas no momento das coletas. A. Temperatura Ambiente; B. Temperatura do Efluente; C. Umidade Relativa; D. Irradiância Solar	110
Figura 68. Índice Ultravioleta do local do experimento em período de estiagem.	111
Figura 69. Umidade Relativa coletada no local do experimento em período de estiagem.	112
Figura 70. Interação entre a temperatura ambiente e a temperatura do efluente dos SACs ...	112
Figura 71. Variação do pH nas etapas de tratamento do efluente agroindustrial.	114
Figura 72. Variação da Condutividade Elétrica no decorrer das etapas de tratamento do efluente agroindustrial	114
Figura 73. Variação da Turbidez no decorrer das etapas de tratamento do efluente agroindustrial.	115
Figura 74. A. Variação da Cor Aparente no decorrer das etapas de tratamento do efluente agroindustrial. B. Variação da Cor Verdadeira no decorrer das etapas de tratamento do efluente agroindustrial.	117
Figura 75. Variação do Oxigênio Dissolvido no decorrer das etapas de tratamento do efluente agroindustrial.	118

Figura 76. Variação da Demanda Química de Oxigênio no decorrer das etapas de tratamento do efluente agroindustrial	119
Figura 77. Variação da Demanda Bioquímica de Oxigênio no decorrer das etapas de tratamento do efluente agroindustrial	120
Figura 78. Variação do Fósforo Total no decorrer das etapas de tratamento do efluente agroindustrial.....	121
Figura 79. Variação do Nitrogênio Total Kjeldahl no decorrer das etapas de tratamento do efluente agroindustrial	121
Figura 80. Variação da Série de Sólidos no decorrer das etapas de tratamento do efluente agroindustrial. A. Sólidos Sedimentáveis. B. Sólidos Totais. C. Sólidos Voláteis. D. Sólidos Fixos	123
Figura 81. Aspecto visual do efluente em cada etapa do tratamento. A. Efluente Bruto; B. Efluente do Biodigestor; C. Efluente do SAC1; D. Efluente do SAC2.....	124
Figura 82. A Desenvolvimento da espécie <i>Eichhornia crassipes</i> M. B. Desenvolvimento da espécie <i>Portulaca oleracea</i> L.	125

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Resultados das análises morfológicas da espécie <i>Portulaca oleracea</i> L. submetida a diferentes níveis de salinidade.....	72
Tabela 2. Resultados estatísticos do tratamento do efluente de laticínios no Sistema Alagado Construído usando a espécie <i>Portulaca oleracea</i> L.....	82
Tabela 3. Coliformes totais e termotolerantes do efluente bruto e dos leitos vegetados.....	89
Tabela 4. Variação média da temperatura ambiente, temperatura do efluente, umidade relativa e irradiância solar no momento das coletas.....	90
Tabela 5. Quadrado Médio e nível de significância das variáveis analisadas na pesquisa.	91
Tabela 6. Variação do pH nos SACs com vegetação e sem vegetação.....	92
Tabela 7. Variação da Condutividade Elétrica, em $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, nos SACs com vegetação e sem vegetação.....	93
Tabela 8. Variação da Turbidez, em NTU, nos Sistemas Alagados Construídos com vegetação e sem vegetação.....	94
Tabela 9. Variação da Demanda Bioquímica de Oxigênio, em $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, nos Sistemas Alagados Construídos com vegetação e sem vegetação.....	96
Tabela 10. Variação do Demanda Química de Oxigênio, em $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, nos Sistemas Alagados Construídos com vegetação e sem vegetação.....	97
Tabela 11. Variação do Nitrogênio Total Kjeldahl, em $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, nos Sistemas Alagados Construídos com vegetação e sem vegetação.....	98
Tabela 12. Variação do Fósforo Total, em $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, nos sistemas alagados construídos com vegetação e sem vegetação.....	100
Tabela 13. Variação do Oxigênio Dissolvido, em $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, nos Sistemas Alagados Construídos com vegetação e sem vegetação.....	101
Tabela 14. Variação da Cor Aparente, em uH, nos Sistemas Alagados Construídos com vegetação e sem vegetação.....	102
Tabela 15. Variação da Cor Verdadeira, em uH, nos Sistemas Alagados Construídos com vegetação e sem vegetação.....	103
Tabela 16. Variação dos Sólidos Sedimentáveis, em $\text{mL}\cdot\text{L}^{-1}$, nos Sistemas Alagados Construídos com vegetação e sem vegetação.....	104
Tabela 17. Variação dos Sólidos Totais, em $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, nos Sistemas Alagados Construídos com vegetação e sem vegetação.....	105
Tabela 18. Variação dos Sólidos Fixos, em $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, nos Sistemas Alagados Construídos com vegetação e sem vegetação.....	106
Tabela 19. Variação dos Sólidos Voláteis, em $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, nos Sistemas Alagados Construídos com vegetação e sem vegetação.....	107
Tabela 20. Número Mais Provável de coliformes totais e termotolerantes em cada etapa do tratamento.....	108
Tabela 21. Variação média da Temperatura Ambiente, Temperatura do Efluente e Umidade Relativa e Irradiância Solar no momento da coleta.....	109

Tabela 22. Variação do pH, Condutividade Elétrica, Turbidez, Cor Aparente e Cor Verdadeira em Sistemas Alagados Construídos.....	113
Tabela 23. Variação do Oxigênio Dissolvido, Demanda Química de Oxigênio, Demanda Bioquímica de Oxigênio, Fósforo Total e Nitrogênio Total Kjeldahl em Sistemas Alagados Construídos.....	117
Tabela 24. Variação dos Sólidos Sedimentáveis, Sólidos Totais, Sólidos Fixos e Sólidos Voláteis em Sistema Alagado Construído.....	122
Tabela 25. Coliformes totais e termotolerantes encontradas no Efluente Bruto, no Biodigestor e nos dois leitos do SAC.....	124

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABR	<i>Anaerobic Baffled Reactor</i>
AF	Área Foliar
Al	Alumínio
ANOVA	Análise de Variância
ANAMMOX	Anaerobic Ammonium Oxidizing Bacteria
APx	Ascorbato peroxidase
BIO	Efluente do Biodigestor
BOA	Bactérias Oxidadoras de Amônia
BON	Bactérias Oxidadoras de Nitrito
C/N	Relação Carbono/Nitrogênio
CA	Cor Aparente
CC	Comprimento do Caule
Cd	Cádmio
CE	Condutividade Elétrica
Co	Cobalto
CO ₂	Gás carbônico
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COVID-19	<i>Coronavirus disease</i>
CP	Monoclorofenóis
CR	Comprimento da Raiz
Cr	Cromo
Cu	Cobre
CV	Cor Verdadeira
CW	<i>Constructed Wetland</i>
CZ	Cinzas
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DC	Diâmetro do Caule
DCPs	Diclorofenóis
DIC	Delineamento Inteiramente Casualizado
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EB	Efluente Bruto
EGSB	<i>Expanded Granular Sludge Bed</i>
EMATER	Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i>
ERO	Espécies Reativas de Oxigênio
FAO	<i>Food and Agriculture Organization of the United Nations</i>
Fe	Ferro
H ₂	Hidrogênio
H ₂ O	Água
H ₂ O ₂	Peróxido de hidrogênio
Hg	Mercúrio
IAF	Índice de Área Foliar
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IDE	<i>Integrated Development Environment</i>
IMZ	Imazalil
IS	Irradiância Solar

K	Potássio
KVIC	<i>Khadiand Village Industries Commission</i>
M	Molar
MDA	Ministério do Desenvolvimento Agrário
MF	Massa Fresca
Mo	Molibdênio
MS	Massa Seca
N	Nitrogênio
N ₂	Nitrogênio gasoso
N ₂ O	Óxido nitroso
Na	Sódio
NaCl	Cloreto de Sódio
NF	Número de Folhas
NH ₃	Amônia Livre
NH ₄ ⁺	Amônia
Ni	Níquel
NO	Óxido nítrico
NO ₂ ⁻	Nitrito
NO ₃ ⁻	Nitrato
N _{org}	Nitrogênio Orgânico
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
NTU	Unidade Nefelométrica de Turbidez
OD	Oxigênio Dissolvido
P	Fósforo
Pb	Chumbo
PCP	Pentaclorofenol
pH	Potencial Hidrogeniônico
PIB	Produto Interno Bruto
P _{tot}	Fósforo Total
PVC	Policloreto de vinila
S	Enxofre
S ₀ /X ₀	Relação Substrato/ Microrganismo
SAC	Sistema Alagado Construído
SAC1	Efluente do primeiro segmento da lagoa
SAC2	Efluente do segundo segmento da lagoa
SBR	<i>Sequencing Batch Reactor</i>
Se	Selênio
SF	Sólidos Fixos
SS	Sólidos Sedimentáveis
SST	Sólidos Suspensos Totais
ST	Sólidos Totais
SV	Sólidos Voláteis
TA	Temperatura Ambiente
TB	Turbidez
TCP	Triclorofenóis
TE	Temperatura do Efluente
TeCPs	Tetraclorofenóis
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket Digestion</i>
UFMG	Universidade Federal de Campina Grande
UFPA	Unidade Familiar de Produção Agrária

uH	unidade Hazen
UM	Umidade
UR	Umidade Relativa
UV	Radiação Ultravioleta
UVB	Radiação Ultravioleta B
WHO	World Health Organization
Zn	Zinco

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO	19
1.1 OBJETIVOS	22
1.1.1 Objetivo geral	22
1.1.2 Objetivos específicos	22
CAPÍTULO 2 - FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	23
2.1 O IMPACTO DO SETOR AGROINDUSTRIAL.....	23
2.2 TRATAMENTO E DESTINAÇÃO FINAL DOS EFLUENTES AGROINDUSTRIAIS	27
2.3 BIODIGESTORES ANAERÓBICOS	31
2.3.1 Modelos de biodigestores	31
2.3.1.1 Modelo indiano.....	31
2.3.1.2 Modelo Chinês.....	32
2.3.2 Processo de formação do biogás.....	33
2.3.3 Fatores que afetam o processo de digestão.....	34
2.3.3.1 Temperatura.....	34
2.3.3.2 Compostos tóxicos orgânicos	35
2.3.3.3 Compostos tóxicos inorgânicos	36
2.3.3.4 Relação Substrato/ Microrganismo (S_0/X_0).....	37
2.3.4 Substratos utilizados em biodigestores.....	38
2.4 SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS (SACs).....	39
2.4.1 Tipos de SACs.....	42
2.4.1.1 Sistemas Alagados Construídos de fluxo superficial	42
2.4.1.2 Sistemas Alagados Construídos de fluxo subsuperficial.....	43
2.4.2 Eficiência dos SACs na remoção de contaminantes.....	45
2.4.2.1 Pesticidas	45
2.4.2.2 Nitrogênio (N)	46
2.4.2.3 Metais pesados.....	47
2.4.2.4 Contaminantes emergentes	48
2.4.2.5 Cianobactérias	49
2.4.3 Mecanismos envolvidos na remoção de contaminantes em SACs.....	51
2.4.4 Espécies vegetais utilizadas em SACs	52
CAPÍTULO 3 - MATERIAL E MÉTODOS	55

3.1. Caracterização da área de estudo.....	55
3.2 Construção, operação e monitoramento de leitos vegetados com <i>Portulaca oleracea</i> L. irrigados com soluções salinas	56
3.3 Construção, operação e monitoramento de um SAC com dois leitos em série em escala de laboratório.....	58
3.4 Construção, operação e monitoramento de dois sistemas híbridos formados por biodigestores em série com SACs, sendo um vegetado e outro sem vegetação.....	59
3.5 Construção, operação e monitoramento de um sistema híbrido formado por um biodigestor em série com um SAC em escala de campo	64
3.5.1 Produção, tratamento e coleta do biogás	70
CAPÍTULO 4 - RESULTADOS E DISCUSSÃO	72
4.1. Efeitos da salinidade sobre a espécie <i>Portulaca oleracea</i> L.	72
4.2 Sistema SAC operando de forma isolada em escala de laboratório.	81
4.3 Sistema Biodigestor + SAC em escala de laboratório, com e sem vegetação.....	90
4.4 Sistema Biodigestor + SAC em escala de campo.....	109
CAPÍTULO 5 - CONCLUSÕES E SUGESTÕES DE TRABALHOS FUTUROS.....	126
REFERÊNCIAS	127
APÊNDICES	149

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

Ao longo dos anos, as agroindústrias têm sido um dos principais contribuintes da economia mundial, em especial, para os países em desenvolvimento, como é o Brasil. Vale destacar que durante o ano de 2020, onde predominou a pandemia do COVID-19, o PIB do agronegócio brasileiro obteve índice recorde de 24,31%, elevando sua participação no PIB nacional para 26,6%, em contraste com os 20,5% do ano anterior (CNA, 2021).

Apesar dos grandes empreendimentos agroindustriais, muitos produtores rurais ainda dependem da agricultura de subsistência para agregar valor à sua produção. Tomando por base o setor de laticínios, ao invés de comercializar o leite *in natura*, os produtores o utilizam como matéria-prima para a fabricação de queijos, iogurtes, requeijão, bebidas lácteas, dentre outros. Com isso, fica nítida a importância deste segmento no desenvolvimento da economia local, induzindo à modernização do setor primário, crescimento dos serviços e sobretudo, contribuindo para minimizar o impacto negativo da emigração dos agricultores para os grandes centros urbanos em busca de emprego e renda.

Esta característica se evidencia na Região Nordeste do Brasil, onde é comum a existência de pequenos produtores rurais enquadrados como agricultores familiares, em especial nos municípios interioranos. Conforme destaca Guilhoto (2007), a agricultura familiar tem desempenhado um importante papel social na mitigação do êxodo rural e na desigualdade social do campo, além de atenuar a problemática da alta densidade demográfica nos principais centros urbanos nacionais.

Contudo, os empreendimentos agroindustriais têm acarretado impactos ambientais negativos, a exemplo da elevada geração de efluentes e seu descarte no meio ambiente sem o devido tratamento (BHATIA; GOYAL, 2014). Em geral, os efluentes agroindustriais são ricos em resíduos orgânicos, como gorduras, proteínas e açúcares, acarretando em altos índices de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). O descarte incorreto destes efluentes no meio ambiente pode ocasionar danos severos às águas superficiais e subterrâneas, causando desequilíbrios nos ecossistemas e podendo ocasionar riscos à saúde humana e animal.

No tocante às agroindústrias de laticínios, Carvalho et al. (2015) afirmam que seus efluentes geralmente são compostos de leite (incluindo o soro) e água de limpeza dos utensílios,

maquinários e instalações. Estes efluentes são caracterizados por alta concentração de material orgânico e inorgânico, como o cloreto de sódio (NaCl) oriundo da salmoura, um subproduto do processo de produção do queijo tipo coalho, que consiste praticamente de sal e água. Seu descarte no meio ambiente poderá ocasionar ou acelerar o processo de desertificação por inviabilizar o desenvolvimento da maioria das espécies vegetais em virtude do estresse salino.

A partir desta premissa, torna-se necessária a adoção de técnicas que visem o tratamento do efluente gerado no processo agroindustrial, tanto da fração orgânica quanto da inorgânica, para posterior lançamento em corpos hídricos receptores ou na sua reutilização. Van Kaick (2002) destaca que para o bom desenvolvimento de um projeto, deve-se estar adaptado às características socioeconômicas e ambientais, fundamentadas em um profundo conhecimento a respeito das pessoas, do ecossistema e dos recursos naturais nativos. Por se tratar de zona rural, fica inviável um sistema de tratamento centralizado ou mesmo um sistema de tratamento descentralizado para efluentes agroindustriais familiares que seja oneroso ao pequeno produtor rural.

Osman (2014) afirma que a digestão anaeróbica é a opção mais adequada para o tratamento de efluentes orgânicos de alta resistência, tanto em virtude da sua eficácia quanto ao tempo de tratamento. A presença de componentes biodegradáveis nos efluentes traz vantagens ao processo anaeróbio em relação a outros métodos de tratamento, tornando-o mais eficaz. Gonzalo et al. (2017) também afirmam que a digestão anaeróbia contribui efetivamente para a redução da DBO e DQO. Neste aspecto, o processo de digestão anaeróbia mediante biodigestores tem se mostrado uma alternativa viável, podendo ser utilizado para estabilizar efluentes industriais em um tempo relativamente curto. Vale salientar que a digestão anaeróbia gera como subproduto o biogás, que pode ser utilizado como insumo energético na própria agroindústria.

Entretanto, a biodigestão do efluente não tem se mostrado eficiente para a remoção de determinados componentes orgânicos e inorgânicos, como o nitrogênio, fósforo e cloreto de sódio. Sendo assim, o processo necessita de mais uma etapa de tratamento. Nesta premissa, outra tecnologia em ascensão é a que utiliza espécies vegetais para remoção de contaminantes em água, conhecida por Sistemas Alagados Construídos (SACs) ou *Constructed Wetland* (CW). Ahn et al. (2017) reforçam que a fitorremediação tem se mostrado o método mais econômico e ambientalmente sustentável que pode ser usado para o saneamento sustentável e para o tratamento de águas residuárias quando comparada as tecnologias convencionais. De acordo com Mendonça et al. (2015), o tratamento de efluentes de laticínios por meio de SACs obteve resultados satisfatórios na redução da DBO e na neutralização do pH.

O termo sistema alagado ou wetlands, em seu ambiente natural, consiste em um complexo ecossistema caracterizado por uma alta umidade, plantas vasculares, algas, serapilheira, insetos, larvas, minhocas e uma vasta gama de microrganismos como bactérias e fungos. Para Ashby (2013), *wetlands* consistem em regiões inundadas ou saturadas por água oriundas de rios, lagos ou do próprio lençol freático.

A presença prolongada de água propicia condições que favorecem o crescimento de plantas especialmente adaptadas e promovem o desenvolvimento de solos característicos de zonas úmidas (EPA, 2017). Para Lee et al. (2009), um SAC é considerado um biorreator complexo mediante uma série de processos físicos, químicos e biológicos com comunidades microbianas, plantas emergentes, solo e sedimentos.

Tanto os digestores anaeróbicos quanto as tecnologias SACs atendem aos critérios essenciais de baixo custo e sustentabilidade, incluindo a simplicidade de construção, operação e manutenção. Sendo assim, o uso de biodigestores associados à fitorremediação, como os SACs, têm se demonstrado eficiente na remoção de certos poluentes presentes na água e seu custo de implantação é relativamente baixo quando comparados aos métodos tradicionais de tratamento, tendo como fator positivo a baixa necessidade de manutenção (ADENIRAN et al., 2016; GONZALO et al., 2017).

A escolha da espécie implantada no SAC é de fundamental importância. Nesta pesquisa foram utilizadas espécies nativas ou de grande abrangência na região e adaptadas às condições adversas, em especial a ambientes halófilos, como é o caso da *Portulaca oleracea* L., popularmente conhecida como Beldroega e da *Eichhornia crassipes* M., conhecida como Baronesa ou Aguapé.

Além do tratamento propriamente dito do efluente agroindustrial, o produtor poderá utilizá-lo na irrigação de determinadas culturas, reduzindo assim, o quantitativo hídrico coletado dos mananciais, corroborando com o uso racional deste recurso tão escasso no semiárido nordestino brasileiro. A depender da espécie cultivada do SAC, também pode ser possível utilizá-las para complementação da ração animal, conforme salientam Kiliç et al. (2008), bem como, utilizar o biogás gerado nos biodigestores como insumo energético na própria comunidade.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo geral

Verificar a eficiência de um sistema composto por um Biodigestor em série com um Sistema Alagado Construído (SAC) cultivados com *Eichhornia crassipes* M. e *Portulaca oleracea* L. para tratamento de efluentes de agroindústrias de laticínios.

1.1.2 Objetivos específicos

- ✓ Verificar o nível de tolerância da espécie *Portulaca oleracea* L. a ambientes halófilos;
- ✓ Avaliar o comportamento da espécie *Portulaca oleracea* L. mediante tratamento secundário em SACs;
- ✓ Avaliar o comportamento da espécie *Portulaca oleracea* L. mediante tratamento terciário em SACs;
- ✓ Verificar a contribuição da cobertura vegetal na remoção da carga poluidora em efluentes de laticínios;
- ✓ Analisar a remoção de NTK e $P_{(tot)}$ via fitorremediação, para enquadramento no despejo em corpos hídricos receptores;
- ✓ Avaliar a capacidade de remoção da fração inorgânica pela espécie *Portulaca oleracea* L.

CAPÍTULO 2

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 O IMPACTO DO SETOR AGROINDUSTRIAL

Ao longo do desenvolvimento da civilização, a humanidade vem desempenhando diversos tipos de interações com a natureza. Cada sociedade enfatizava a natureza de uma forma própria, levando em considerações seus valores e objetivos. No início da civilização, a forma de agricultura adotada não era capaz de alimentar grande quantidade de indivíduos e à medida que precisavam de mais alimentos foram melhorando as formas de cultivo, adotando técnicas que visassem uma maior produção e qualidade da colheita, formando assim, o ecossistema cultivado em detrimento dos ecossistemas naturais originais. Para Mazoyer e Roudart (2008, p. 72), um ecossistema cultivado

[...] é composto por vários subsistemas complementares e proporcionados, por exemplo, as hortas, as terras cultiváveis, os campos de ceifa, as pastagens e as florestas. Cada um desses subsistemas é organizado, cuidado e explorado de uma maneira particular, e contribui, por sua parte, para a satisfação das necessidades dos animais domésticos e dos homens.

As formas de agriculturas observáveis variam no tocante às condições edafoclimáticas da região, bem como dos recursos naturais disponíveis. O ser antrópico sempre fez uso dos recursos naturais existentes ao longo da história. O que acontece atualmente é a intensidade com que estes recursos são utilizados e a forma como retornam ao meio no intuito de satisfazer suas necessidades e gerar lucros, em especial, no período pós-revolução industrial, ou mais especificamente, a partir da segunda revolução agrícola, mediante uso de agricultura de precisão, melhoramento genético, fertilização química, o que possibilita aumentar de forma significativa o quantitativo da colheita.

A partir dessa evolução, surgem as agroindústrias. Para Henson e Cranfield (2009), a agroindústria consiste no subconjunto do setor manufatureiro que processa matérias-primas e produtos primários derivados da agricultura, pesca e silvicultura. Considerando que neste setor estão incluídos fabricantes de alimentos, bebidas e tabaco, têxteis e vestuário, produtos de madeira e móveis, papel, produtos de papel e borracha. De acordo com a FAO (2015), a agroindústria é um ramo que converte matéria-prima de origem agropecuária em produtos

beneficiados, agregando valor a estes, contribuindo para o desenvolvimento econômico da região. Silva et al. (2009) destacam que um fator crucial na competitividade histórica das agroindústrias nos países em desenvolvimento tem sido os custos de mão-de-obra.

Medina et al. (2015) destacam que 98% das propriedades agrícolas no planeta são de base familiar e tem fundamental relevância para a economia, tendo em vista a crescente demanda por insumos alimentares. Grande parte dos investimentos para o segmento da agricultura familiar tem por base fomentar modelos de negócios modernos e competitivos, gerando benefícios e mitigando a escassez econômica em áreas rurais.

O Decreto n. 9.064/2017 estabelece o termo Unidade Familiar de Produção Agrária – UFPA, onde no Art. 2 é caracterizado como um “conjunto de indivíduos composto por família que explore uma combinação de fatores de produção, com a finalidade de atender à própria subsistência e à demanda da sociedade por alimentos e por outros bens e serviços, e que resida no estabelecimento ou em local próximo a ele”.

Altafin (2007, p. 01) cita duas vertentes para conceituação de agricultura familiar:

[...] uma que considera que a moderna agricultura familiar é uma nova categoria, gerada no bojo das transformações experimentadas pelas sociedades capitalistas desenvolvidas. E outra que defende ser a agricultura familiar brasileira um conceito em evolução, com significativas raízes históricas.

Para Buainain et al. (2003), a agricultura familiar é um ambiente significativamente heterogêneo, tanto no tocante a disponibilidade de recursos quanto ao acesso a mercados e na capacidade de geração de renda e acumulação de capital. Conforme Guilhoto (2007), a agricultura familiar desempenha um importante papel social na mitigação do êxodo rural e da desigualdade social do campo e das cidades. Fato este que faz desse setor um forte meio de geração de riqueza e renda, inclusive para incrementar o PIB do País. Além do mais, o produtor rural sentiu necessidade de agregar valor à sua produção, em que, juntamente com seus familiares ou produtores adjacentes, beneficiam os produtos cultivados na comunidade, surgindo assim, agroindústrias familiares.

Conforme o Censo Agropecuário Brasileiro (IBGE, 2017), o Brasil possui 1.527.056 estabelecimentos agropecuários com agroindústrias, sendo destes, 1.311.830 considerados como familiares, o que corresponde a cerca de 90% das agroindústrias brasileiras. Conforme o MDA (2017), 38% da produção agropecuária nacional é proveniente da agricultura familiar, o que equivalem a sete de cada dez postos de trabalho no campo, sendo responsável pela produção de mais de 50% dos alimentos da cesta básica brasileira. Para Trentin e Wesz Junior (2013), o

setor ocupa 80% da mão-de-obra rural e responde por 40% do valor bruto da produção agropecuária nacional, além de obter, em média, três vezes mais renda por hectare cultivado.

As agroindústrias familiares diversificaram a economia local, desenvolvendo pequenos negócios, comércios e serviços. Este processo gerou aumento no nível de conhecimento e informações dos produtores rurais em virtude da interação com demais produtores e entidades públicas, a exemplo da EMATER (EMPAER, na Paraíba) e do Banco do Nordeste. Como visto, o perfil da agricultura familiar no Brasil é bastante diversificado, inclui famílias que vivem e exploram pequenas propriedades, alguns em condições de extrema pobreza, bem como produtores inseridos no agronegócio mais tecnificado, obtendo ganhos expressivos.

Dentro do contexto agroindustrial, ganham destaque as agroindústrias de laticínios. No período de 1997 a 2019, a produção brasileira de leite inspecionado cresceu 133,96%, atingindo seu ápice no ano de 2014, com 27,72 bilhões de litros (IBGE, 2020). Nos anos subsequentes a 2014 houve um leve decréscimo da produção em virtude da elevação do preço do leite, ocasionado pelo aumento de custos dos insumos necessários a alimentação do rebanho, energia elétrica e combustíveis. Contudo, nos anos de 2018 e 2019, a produção de leite vem retomando seu crescimento. Neste contexto, a região Nordeste do Brasil produziu 3,89 bilhões de litros de leite no ano de 2019, equivalente a 11,6% do leite nacional (EMBRAPA, 2019). De acordo com o IBGE (2020), apenas no 1º trimestre de 2020, a aquisição de leite por laticínios foi de 6,3 bilhões de litros. Dos produtos originados da agroindústria de laticínios, destacam-se o leite UTH e o queijo, que correspondem a 24,86 e 24,84% das vendas, respectivamente (EMBRAPA, 2019). Entretanto, deve-se levar em consideração que esses números são os que foram contabilizados de forma oficial, visto que podem aumentar em virtude do número considerável de agroindústrias que operam na informalidade, principalmente as agroindústrias familiares. Para Silva et al. (2009), a coexistência dos setores informal e formal é talvez uma das principais características distintivas do setor agroindustrial nos países em desenvolvimento, a exemplo do Brasil. A migração do setor informal para o formal pode trazer efeitos positivos para todos os envolvidos, dos varejistas e comerciantes de alimentos até o consumidor final.

Esses empreendimentos econômicos não têm ocasionado apenas aspectos positivos, mas também diversas consequências adversas em virtude da geração de resíduos oriundos do seu processo agroindustrial. Obi et al. (2016) definem estes resíduos como subprodutos do cultivo e processamento da produção agrícola, tais como frutas, verduras, carnes, aves e laticínios. Alguns destes subprodutos podem conter materiais com potencialidades para uso em benefício do produtor. Contudo, seu custo operacional, o que envolve coleta, transporte e processamento, torna seu uso economicamente inviável e conseqüentemente descartado. Henson e Cranfield

(2009) ressaltam que é importante reconhecer que os impactos dos processos de agroindustrialização como um todo refletem processos interconectados em todos os níveis da agroindústria, desde a produção até a distribuição.

Os resíduos agrícolas são compostos por resíduos de animais (esterco, carcaças de animais, sangue, etc.), resíduos de processamento de alimentos e resíduos de culturas agrícolas. Também podem estar presentes resíduos tóxicos, a exemplo de pesticidas, inseticidas e herbicidas. Nas agroindústrias de beneficiamento de frutas são utilizados volumes consideráveis de água, incluindo a lavagem. Nesta etapa, pode ocorrer a contaminação por pesticidas, conforme relatam Ponce-Robles et al. (2017) e Campos-Mañas et al. (2019). Nas agroindústrias que trabalham com abate de animais, Drogui et al. (2008) destacam que seus efluentes geralmente são formados por uma quantidade significativa de matéria orgânica, como partículas de gorduras e sangue, além de compostos nitrogenados, fósforo e cloro. Nas agroindústrias de suco de frutas, seus efluentes podem apresentar concentrações de Demanda Química de Oxigênio (DQO) entre 2000 e 5000 mg.L⁻¹.

Outro aspecto ambiental relevante diz respeito ao fato de as agroindústrias poderem ocasionar efeitos críticos na disponibilidade e qualidade da água. Aumentos em sua capacidade produtiva podem implicar em um aumento na demanda por água, especialmente se estiverem associadas à sistemas de produção irrigadas (HENSON; CRANFIELD, 2009). A agricultura no Brasil é responsável por 68% do consumo de água doce (BICUDO et al., 2016). Considera-se água doce quando esta apresenta teores de sais igual ou abaixo de 0,5‰ (ASHBY, 2013; BRASIL, 2005a).

Diante disso, as agroindústrias também são responsáveis pela geração de elevados volumes de efluentes. Estes efluentes não devem ser descartados no meio ambiente sem o devido tratamento sob o risco de ocasionar sérios impactos ambientais negativos. Quando lançado ao solo, o efluente poderá percolar verticalmente até atingir um corpo hídrico subterrâneo, como o lençol freático. O efluente ainda pode escoar horizontalmente até atingir um corpo hídrico superficial, como rios, lagos e represas. Dependendo do volume de efluente lançado, seu potencial poluidor pode superar a capacidade de autodepuração dos corpos hídricos. Ashby (2013) conceitua a autodepuração como um processo natural e progressivo de um determinado corpo hídrico após o lançamento de uma carga poluidora tanto de origem natural quanto antrópica. No processo de autodepuração estão envolvidos fenômenos químicos, físicos e biológicos, corroborando para que o corpo hídrico venha a retornar ao seu estágio inicial, antes da recepção da carga poluente, mantendo assim, o ambiente em equilíbrio.

Carvalho et al. (2015) afirmam que os efluentes de agroindústrias de laticínios geralmente são compostos de leite (ou soro de leite) e água de limpeza dos utensílios, maquinários e instalações. Estes efluentes são caracterizados por alta concentração de material orgânico. Com isso, muitos agricultores familiares creem ser inviável a implantação de sistemas convencionais de tratamentos para estes efluentes em virtude do elevado custo de implantação e manutenção. Corroborando com esta afirmativa, Cardoso et al. (2012) destacam que a etapa de regularização sanitária consiste em um dos principais obstáculos para o produtor familiar formalizar seu empreendimento agroindustrial, o obrigando a operar na informalidade.

Copetti (2010) cita que a falta de gestão dos resíduos oriundos do processo produtivo de uma agroindústria gera um elevado grau de risco de contaminação dos recursos naturais existentes, como mananciais hídricos, solos e ar. Tais fontes de contaminação podem se apresentar de forma pontual ou difusa. Para Libânio (2016), a poluição se manifesta como pontual quando se encontra de forma concentrada no espaço, a exemplo do lançamento de efluentes agroindustriais em um determinado corpo hídrico superficial ou subterrâneo. Já a poluição difusa distribui-se ao longo da extensão do corpo hídrico, com controle e identificação mais complexos. Um exemplo da poluição difusa é o arraste de agrotóxicos por meio da lixiviação pluvial.

2.2 TRATAMENTO E DESTINAÇÃO FINAL DOS EFLUENTES AGROINDUSTRIAIS

Conforme relatado anteriormente, a disposição inadequada dos efluentes oriundos do processo agroindustrial poderá causar diversos efeitos adversos no meio ambiente, como contaminação das águas superficiais e subterrâneas, elevando os níveis de matéria orgânica, eutrofização, desequilíbrio ecológico e o risco a saúde humana e animal. Os resíduos agroindustriais devem ser tratados com as tecnologias mais econômicas e eficientes antes de serem descartados no meio ambiente.

No Brasil, os efluentes para lançamento em corpos hídricos receptores devem se enquadrar na Resolução do Conama n. 430, de 13 de maio de 2011, que estabelece em seu Art. 3º: “os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente nos corpos receptores após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostos nesta Resolução”. A partir desta premissa, torna-se necessária a adoção de técnicas que visem o tratamento do efluente gerado no processo agroindustrial para posterior lançamento no corpo hídrico ou sua reutilização.

A geração de resíduos, além de representar perda de biomassa e nutrientes, eleva o potencial poluidor quando associada à disposição inadequada, podendo afetar negativamente solos e mananciais hídricos, contribuindo significativamente para agravar os problemas relativos à saúde pública. Em contrapartida, custos elevados de tratamento de efluentes, associados ao transporte e disposição final, consistem em empecilhos que têm efeitos diretos sobre o preço do produto final (ROSA et al., 2011).

Na literatura são relatadas várias técnicas de tratamento de efluentes, tais como: absorção (PERRICH, 2018), troca iônica (LU et al., 2011), filtração por membrana (PRONK et al., 2019), coagulação e floculação (LU et al., 2011), osmose reversa (CASTRO-MUÑOZ et al., 2016), oxidação (LEIFELD et al., 2018), tratamento eletroquímico (KARA et al., 2013); (CEC-CONET et al, 2018), precipitação química (SÁNCHEZ-RAMÍREZ et al., 2019), processo aeróbico e anaeróbico (RAJAGOPAL et al., 2013), etc.

Drogui et al. (2008) salientam que os processos de tratamento biológico, aeróbios e anaeróbios, são amplamente utilizados para tratar efluentes agroindustriais com elevadas concentrações de matéria orgânica biodegradável. Já Demirer et al. (2000) afirmam que os sistemas anaeróbicos oferecem uma opção viável para o tratamento seguro de efluentes agroindustriais, com menor necessidade de energia, menor geração de biomassa, adequação a estações sazonais e um produto final útil e economicamente valioso, a exemplo do biogás. Assim, o tratamento anaeróbico é uma opção atraente para os resíduos agroindustriais, produzidos sazonalmente, com alto conteúdo orgânico e possíveis problemas de toxicidade.

Rajeshwari et al. (2000) complementam afirmando que a digestão anaeróbica é a opção mais adequada para o tratamento de efluentes orgânicos de alta resistência. A presença de componentes biodegradáveis nos efluentes traz vantagens ao processo anaeróbio em relação a outros métodos de tratamento, tornando-o mais eficaz. Entende-se como digestão anaeróbica o processo de degradação biológica de compostos orgânicos, na ausência de oxigênio, gerando outros compostos, tais como: metano (50-75%), dióxido de carbono (25-50%), hidrogênio (5-10%) e nitrogênio (1-2%) (MAGHANAKI et al., 2013). No que diz respeito a sua toxicidade, Rajagopal et al. (2013) afirmam que podem existir substâncias orgânicas e inorgânicas que possuem potencial de interferir de forma estimuladora ou inibitória no processo de digestão anaeróbica, como é o caso do nitrogênio amoniacal. Quando as possíveis substâncias inibitórias forem se acumulando gradativamente no meio ambiente, muitos organismos biológicos podem reorganizar seus recursos metabólicos, se adaptando ao meio, mitigando os efeitos metabólicos adversos provocados pelo agente inibidor.

A digestão anaeróbia, por meio de biodigestores, ainda pode gerar o biogás. Demirer et al. (2000) destacam que a digestão anaeróbica de efluentes de queijeiras, mais especificamente o soro de leite, foi capaz de produzir biogás com um teor de metano na ordem de 77%. Rajendran et al. (2012) destacam que o biogás é uma fonte de energia limpa, eficiente e renovável, que pode ser usada como substituto de outros combustíveis para economizar energia nas áreas rurais. Rajagopal et al. (2013) também veem a possibilidade de o biogás diminuir consideravelmente o uso de combustíveis fósseis, contribuindo positivamente para redução dos gases do efeito estufa. Entretanto, o biogás pode apresentar algumas limitações de ordem técnica, como a sua lenta produção a instabilidade do processo da digestão anaeróbica. Para manter a taxa de produção do biogás em níveis adequados pode implicar no aumento do uso de efluente a ser tratado e, conseqüentemente, o uso de estruturas maiores que podem elevar consideravelmente os custos de tratamento.

Drogui et al. (2008) avaliaram o uso da eletrocoagulação para tratamento de efluentes agroindustriais. A eletrocoagulação é uma técnica que consiste na aplicação de uma corrente elétrica para atuar no processo de floculação, sem a necessidade de adição de coagulantes químicos. Na eletrocoagulação, duas chapas metálicas são introduzidas no efluente, disposta em dois pares, ânodos e cátodos. Utilizando os princípios da eletroquímica, o cátodo é oxidado, enquanto a água é reduzida, ocasionando o agrupamento de partículas sólidas, acelerando o processo de decantação (BUTLER et al., 2011). Essa tecnologia apresenta vantagens como: fácil instalação, menor geração de resíduos secundários, remoção de odor e menor tempo de retenção hidráulica. A eletrocoagulação tem sido empregada com sucesso no tratamento de diversos tipos de efluentes em escala industrial. Drogui et al. (2008) atestam uma eficiência de remoção na ordem de 85% na DQO para efluentes de agroindústria de abate de animais, além de produzir um lodo 27% menos úmido e não tóxico.

Kara et al. (2013) propuseram o tratamento de efluentes de uma agroindústria de produção de vinho mediante o método da eletrocoagulação. Segundo os autores, a geração de efluentes na destilaria de vinho ocorre na proporção de dois litros de resíduos para um litro de vinho e vinte litros de efluentes para cada litro de etanol produzido. O pH dessas águas residuais esteve na faixa de 3,5 e 5,4 devido à presença de ácidos orgânicos, como ácido láctico, ácido tartárico, ácido succínico, ácido acético e ácido málico (MELAMANE et al., 2007). Kara et al. (2013) utilizaram dois eletrodos, um de Fe e outro de Al, e observaram que no eletrodo de Fe ocorreu uma taxa de redução de 46,6, 80,3 e 92,3% de DQO, cor e turbidez, respectivamente. Já o eletrodo de Al atingiu uma taxa de remoção na ordem de 48,5% para DQO, 97,2% para cor e 98,6% para turbidez.

Teh et al. (2014) realizam o tratamento do efluente oriundo o processo de moagem para extração do óleo de Palma (*Elaeis guineensis* J.), utilizando o sulfato de alumínio octadecahidratado ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$) e o amido de arroz não modificado. O estudo demonstrou a eficácia do amido de arroz não modificado quando utilizado como coagulante primário, auxiliando no decréscimo dos níveis de sólidos totais e DQO na ordem de 86,65 e 49,23%, respectivamente. O uso do amido de arroz não modificado também contribuiu para uma economia de 33,8% do uso do sulfato de alumínio, quando aplicado de forma exclusiva. Já Parthasarathy et al. (2016) utilizaram um coagulante a base de quitosana associado a outros compostos como sulfato ferroso (FeSO_4), peróxido de hidrogênio (H_2O_2) e reagente de Fenton ($\text{H}_2\text{O}_2 + \text{Fe}^{2+}$) para redução da DQO e sólidos suspensos totais em efluentes na produção do óleo de palma mediante digestão anaeróbica. A quitosana, usada de forma isolada, se mostrou eficiente para remoção da DQO. Já a quitosana com adição de sulfato ferroso favoreceu a remoção dos sólidos suspensos totais, contudo, foi ineficiente para reduzir a concentração orgânica do efluente. Já a adição do peróxido de hidrogênio à quitosana proporcionou bom resultado, tanto na DQO quanto nos sólidos suspensos totais, sendo o mais indicado pelos autores.

A quitosana também foi usada por Lüring et al. (2017) como coagulante no intuito de remover cianobactérias. As florações de cianobactérias geralmente ocorrem em ambientes eutrofizados, com elevadas concentrações orgânicas. Em algumas regiões são aplicados algicidas para mitigar a proliferação das cianobactérias. Entretanto, este tipo de produto induz a lise celular, provocando a liberação de cianotoxinas nas águas, podendo causar efeitos deletérios na saúde humana e animal. Lüring et al. (2017) observaram dificuldades de coagulação mediante o uso da quitosana quando o pH se encontrava elevado, bem como a alta alcalinidade. Entretanto, Yuan et al. (2016) obtiveram resultados positivos ao associar a quitosana com cinzas volantes de carvão mineral, obtendo uma melhora na taxa de precipitação na concentração 12:1.

Os processos de tratamento fisioquímicos de efluentes podem ser afetados em virtude da sua concentração salina. Concentrações elevadas de sais, em especial o NaCl, acarretará a inibição do metabolismo microbológico. Lefebvre e Moletta (2006) destacam que o uso do sal é comum na indústria alimentícia, tendo por finalidade aguçar o sabor dos alimentos e para conservá-los. Os setores agroindustriais que requerem uma maior quantidade de sal são as de conservas de carne, legumes em conserva, laticínios e indústrias de processamento de peixes. É notório que o sal reduz a atividade da água e, portanto, constitui um agente microbológico de estabilidade.

Algumas técnicas são utilizadas para remover ou diminuir das concentrações de sais nos efluentes, como evaporação, coagulação-floculação, troca iônica e filtração por membranas.

No processo de evaporação, a energia solar é a mais utilizada por ser de baixo custo. Essa técnica tem por intuito concentrar os sais e conseqüentemente diminuir o volume do efluente gerado (LEFEBVRE; MOLETTA, 2006). Conforme Lu et al. (2011), os sais podem ser parcialmente removidos pela técnica de coagulação-floculação, onde parte dos íons salinos ficam junto ao precipitado. Esta técnica por si mesma não é adequada para uma eficiente remoção salina, sendo necessária a adoção de pós-tratamento. Lu et al. (2011) aliaram a técnica de coagulação-floculação com o uso de um *Anaerobic Baffled Reactor* (ABR) e um *Sequencing Batch Reactor* (SBR), atingindo uma taxa de remoção de 90% na DQO.

A técnica da troca iônica é mais comum na diminuição das concentrações de sais em água. Bahadori e Smith (2016) conceituam troca iônica como um processo químico no qual são trocados íons de duas moléculas diferentes. Através desse método é possível remover cátions como cálcio, magnésio, rádio, bário e estrôncio e ânions como fluoreto, nitrato, arseniato, selenato, cromato, perclorato e complexos aniônicos de urânio (CLIFFORD et al., 2011). Rengaraj et al. (2001) avaliaram a taxa de remoção do cromo mediante troca iônica com duas resinas denominadas IRN77 e SKN1, ambas pertencentes ao grupo funcional dos ácidos sulfônicos. Os níveis de adsorção observados mostraram que o cromo possuiu grande afinidade por estas resinas, atingindo 95% de remoção em condições ideais. Jorgensen e Weatherley (2003) utilizaram a técnica da troca iônica para remover amônio de efluentes. Esta substância apresenta elevada toxicidade em peixes, comprometendo a ictiofauna do corpo hídrico, observando que a resina Dowex 50w-x8, na forma de sódio com soluções de íon amônio, obteve melhor desempenho.

2.3 BIODIGESTORES ANAERÓBICOS

2.3.1 Modelos de biodigestores

Dentre os modelos de biodigestores existentes, merecem destaque o indiano (KVIC Model) e o chinês. O biodigestor Khadiand Village Industries Commission (KVIC) é usado em toda Índia desde 1962.

2.3.1.1 Modelo indiano

O modelo Indiano de biodigestor apresenta um formato de poço e possui uma campânula atuando como gasômetro que controla a pressão do gás, permitindo a regulação da emissão do

mesmo, destacada na Figura 1. Neste comportamento, o gás que foi gerado fica retido, permitindo sua distribuição (DEGANUTTI et al., 2002).

O modelo indiano apresenta certas vantagens em relação aos demais, em virtude da facilidade de adaptação a uma vasta gama de solos, onde suas medidas podem ser alteradas com facilidade, características ideais para solos com pouca profundidade, a exemplo do semiárido nordestino brasileiro.

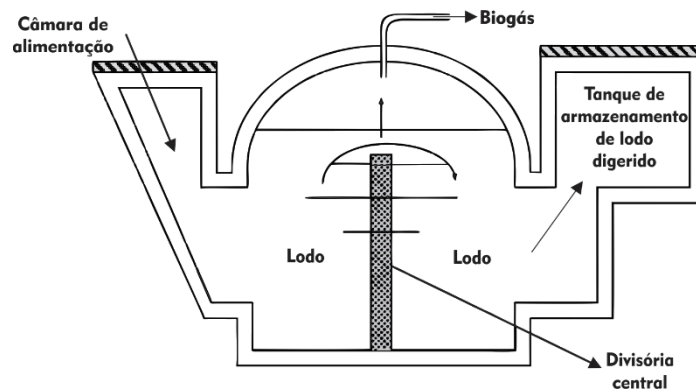


Figura 1. Biodigestor Modelo Indiano. Fonte: Rajendran et al. (2012).

2.3.1.2 Modelo Chinês

O biodigestor modelo chinês, apresentado na Figura 2, também conhecido como *fixed-dome digesters*, como o próprio nome sugere, é o modelo mais usado na China para a produção de biogás. O biodigestor possui uma tubulação de entrada onde é alimentado com o efluente e o substrato até atingir o nível inferior da câmara de expansão.

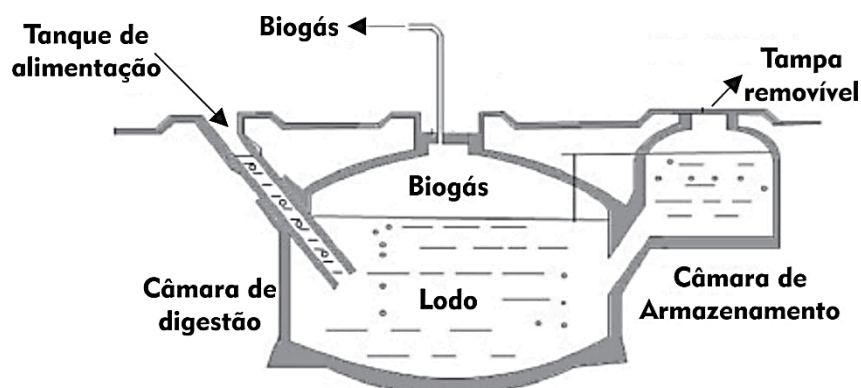


Figura 2. Biodigestor Modelo Chinês. Fonte: Abbasi et al. (2012).

No decorrer da digestão é produzido o biogás, onde será acumulado na parte superior do digestor, denominado de compartimento de armazenamento. A diferença no nível entre o

lodo dentro do digester e a câmara de expansão cria uma pressão de gás. Este gás coletado requer espaço e pressiona uma parte do substrato em uma câmara de expansão. O lodo flui de volta para o digester imediatamente após a liberação do gás.

Este tipo de biodigestor geralmente é construído abaixo do nível do solo. Seu tamanho irá depender da localização, do quantitativo de efluente recebido e da quantidade do substrato disponível (RAJENDRAN et al., 2012). Geralmente, este modelo opera em alta pressão, variando conforme a produção e consumo do biogás.

Cheng et al. (2014) destacam algumas vantagens do biodigestor modelo chinês, como o baixo custo inicial aliado a uma vida útil longa, ser compacto, exigindo menos espaço físico, pois boa parte se encontra aterrado. Também possui baixa exigência de manutenção, só necessitando a esgota periódica do lodo gerado no processo.

2.3.2 Processo de formação do biogás

Basicamente, a digestão anaeróbica é caracterizada pela reação em que o biogás é produzido a partir de materiais biodegradáveis sob condições anóxicas. A composição do biogás produzido depende do substrato utilizado e das condições de digestão. O biogás é composto principalmente de metano e dióxido de carbono, com pequenas quantidades de outros gases, incluindo nitrogênio, hidrogênio, sulfato de hidrogênio, amônia e vapor de água. A formação do biogás ocorre através da atividade de vários microrganismos em quatro etapas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, descrito na Figura 3.

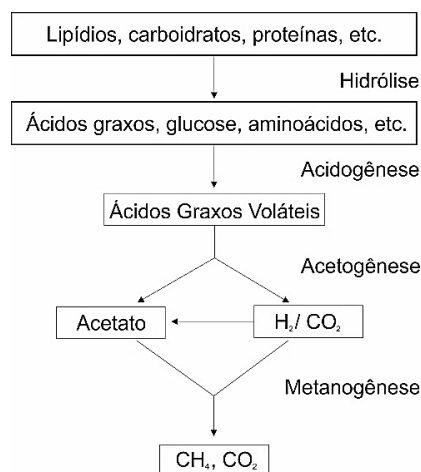


Figura 3. Etapas da digestão anaeróbica de substratos orgânicos. Fonte: Zhang et al. (2014).

Na hidrólise, os componentes orgânicos granulares, como os lipídios, carboidratos e proteínas são degradados por meio de enzimas liberadas pelas bactérias fermentativas, transformando em compostos menores e substratos orgânicos volúveis, como ácidos graxos, glucose e aminoácidos. Em geral, a hidrólise é considerada um fator decisivo no processo de biodigestão em meio anaeróbio, porque a enzima hidrolítica deve ser adsorvida à superfície de substratos sólidos (ZHANG et al., 2014).

Na acidogênese são degradados compostos como açúcares, aminoácidos e ácidos graxos, formando ácidos graxos voláteis. Vale salientar que a quantidade de hidrogênio presente no processo de digestão influencia diretamente na formação dos ácidos graxos voláteis. Quando a concentração de hidrogênio é muito alta, interfere negativamente na eficiência da acidogênese causando excesso de ácidos orgânicos (HAO et al., 2017).

Na acetogênese ocorre a transformação dos compostos produzidos durante a acidogênese, gerando acetato, hidrogênio (H_2) e gás carbônico (CO_2) (OHKUMA et al., 2015). Já a metanogênese é realizada por um grupo de microrganismos denominados metanogênicos. Dois grupos de organismos metanogênicos estão envolvidos na produção de metano, os metanógenos acetoclásticos (que convertem o acetato em metano e dióxido de carbono) e os metanógenos utilizadores de hidrogênio (que usam o H_2 como doador de elétrons e o CO_2 como receptor de elétrons para produzir metano). Como produto final, surge o metano (CH_4) e o gás carbônico (CO_2) (ZANETTE, 2009).

2.3.3 Fatores que afetam o processo de digestão

2.3.3.1 Temperatura

A temperatura é um parâmetro crítico para a digestão anaeróbica, uma vez que influencia nas reações e conseqüentemente na produção de CH_4 (CHAE et al., 2008). Conforme Sakar et al. (2009), não obstante a digestão anaeróbica possa ocorrer sob condições psicrófilas (15-25 °C), mesofílicas (35-40 °C) e termofílicas (50-60 °C), as temperaturas de 35-37 °C são as ideais para a produção de CH_4 a partir de esterco animal.

No entanto, para Kim et al. (2012) é pertinente levar em consideração a faixa de temperatura termofílica, pois levará à taxa de reação mais rápida, maior produção de gás e maior taxa de destruição de agentes patogênicos e sementes de ervas daninhas do que a faixa de temperatura mesofílica. No entanto, o processo termófilo é mais sensível às mudanças ambientais quando comparado ao processo mesofílico.

Arikan et al. (2015) destacam que os biodigestores requerem controle dos níveis de energia para manter a temperatura em valores próximos a 35 °C. Contudo, biodigestores alimentados por esterco animal operam satisfatoriamente em 28 °C tanto quanto os operados a 35 °C, mesmo com um tempo de retenção relativamente curto (17 dias). Arikan et al. (2015) ainda salientam que, se operados a 22 °C, sua capacidade reduz em torno de 30% quando comparados aos operados a 35 °C. Dhaked et al. (2010) salientam que as variações de temperatura durante a operação dos biodigestores estão comumente associadas a questões microbiológicas em ecossistemas anaeróbios.

Tamkin et al. (2015) afirmam que há dois grupos de microrganismos responsáveis pelo processo final da digestão anaeróbia, as bactérias acetogênicas e as metanogênicas. As bactérias acetogênicas produzem ácidos que realizam a quebra dos compostos orgânicos (proteínas, celulose, lignina e lipídeos) (CHEN et al., 2014). As metanogênicas convertem esses ácidos em CH₄ e CO₂. Estes dois grupos possuem faixas de tolerância de pH e temperatura distintas, onde as bactérias acetogênicas toleram ambientes com baixas temperaturas e pH quando comparadas às metanogênicas.

2.3.3.2 Compostos tóxicos orgânicos

Um composto pode ser considerado inibitório para o processo de digestão em biodigestores quando causa uma alteração desfavorável na flora microbiológica, inibindo seu desenvolvimento e atividade metabólica. Os metanogênicos são considerados mais sensíveis aos inibidores do que os demais grupos microbiológicos envolvidos na cadeia alimentar anaeróbia (WANG et al., 2015). Puyol et al. (2012) abordam a influência dos clorofenóis, inibindo o processo de metanogênese. Os clorofenóis são compostos químicos formados pela adição de cloro ao fenol, e incluem os monoclorofenóis (CPs), diclorofenóis (DCPs), triclorofenóis (TCP), tetraclorofenóis (TeCPs) e pentaclorofenol (PCP). Os clorofenóis são amplamente utilizados em pesticidas, herbicidas, antissépticos e fungicidas, além de conservantes para madeira, cola, tinta, fibras vegetais e couro. Estes compostos são altamente persistentes em ambientes aquáticos e terrestres, sendo prejudiciais aos seres humanos devido à sua capacidade carcinogênica (CHEN et al., 2014).

Outro composto descrito na literatura que pode influenciar negativamente a eficiência dos biodigestores diz respeito aos hidrocarbonetos alifáticos halogenados. Consistem em produtos químicos orgânicos em que um ou mais átomos de hidrogênio foram substituídos por um halogênio. Os alifáticos halogenados são utilizados na indústria como solventes, intermediários

químicos, fumigantes e inseticidas, encontrados nas indústrias química, pintura, verniz, têxtil, borracha, plásticos, tintas, indústrias farmacêuticas e de limpeza a seco (CHEN et al., 2014). Os hidrocarbonetos alifáticos halogenados, em especial os inseticidas clorados, devido à sua baixa biodisponibilidade, são recalcitrantes e persistem no ambiente, embora alguns possam ser degradados sob certas condições (CAPPELLETTI et al., 2012).

Também merecem destaque os antibióticos. Os antibióticos possuem mecanismos de inibição específicos para certas bactérias que os tornam úteis para tratamento hospitalar. Contudo, estes compostos podem ser carregados para a rede coletora de esgotos, matando ou inibindo o desenvolvimento dos microrganismos (CAREY et al., 2016). Wang et al. (2016) verificaram que a presença do antibiótico oxytetracycline, nas concentrações de 60, 100, e 140 mg/kg (peso seco de esterco suíno) reduziu o nível de produção do biogás em 9,9%, 10,4% e 14,1%, respectivamente. Da mesma forma, ainda há muitos compostos tóxicos orgânicos capazes de reduzir a eficiência dos biodigestores, como os ácidos graxos de cadeia longa (CHO et al., 2013), ácidos voláteis (FRANKE-WHITTLE et al., 2014), compostos aromáticos (SUN et al., 2016), cianeto (GLANPRACHA; ANNACHHATRE, 2016), surfactantes (CAROSIA et al., 2014), dentre outros.

2.3.3.3 Compostos tóxicos inorgânicos

Além dos compostos orgânicos, certos compostos inorgânicos possuem a capacidade de afetar negativamente a eficiência de biodigestores, tais como a amônia e metais pesados. Para Chen et al. (2014), a amônia é um nutriente essencial para o crescimento dos microrganismos envolvidos no processo de digestão anaeróbia, porém apresenta efeito inibidor quando presente em certas concentrações. A digestão anaeróbia a partir de esterco bovino libera altos índices de amônia, onde eleva o pH do meio, formando níveis mais elevados de amônia livre, que é amplamente conhecido por inibir o metabolismo de microrganismos metanogênicos, afetando negativamente a produção de metano (JIN et al., 2012). Zhou e Qiu (2006) demonstraram que as concentrações de nitrogênio amoniacal a 2,48 e 2,89 g.L⁻¹ podem inibir em 50% a atividade metanogênica específica em reatores UASB (*upflow anaerobic sludge blanket*) e EGSB (*expanded granular sludge bed*), respectivamente. Para Chen et al. (2014), a amônia livre é mais tóxica para metanogênicos do que a amônia ionizada (NH₄⁺) em virtude de se difundir com maior rapidez pela membrana celular, causando desequilíbrio de prótons e/ou deficiência de potássio (K⁺), enquanto que o NH₄⁺ pode apenas inibir a enzima sintetizadora de metano.

Sialve et al. (2009) citam que o sódio pode inibir a digestão anaeróbia. Os íons de sódio são requeridos pela microflora anaeróbia para o seu metabolismo na faixa de 0,002 a 0,004 M. Porém, acima de 0,14 M, tornam-se fortemente inibitórios. No entanto, provou-se viável utilizar microrganismos adaptados ao sal capazes de suportar teores salinos mais elevados. A seleção de microrganismos tolerantes ao sal envolve uma adaptação do lodo presente no biodigestor a altas concentrações de sal (CHEN et al., 2008).

Outra categoria que merece destaque dentro do grupo dos compostos tóxicos inorgânicos são os metais pesados. Estes compostos estão frequentemente presentes em efluentes industriais e domésticos em concentrações significativas. Os mais frequentemente encontrados são: cobre (Cu), zinco (Zn), chumbo (Pb), mercúrio (Hg), cromo (Cr), cádmio (Cd), ferro (Fe), níquel (Ni), cobalto (Co) e molibdênio (Mo) (CHEN et al., 2014). Altas (2009) afirma que o tipo e concentração de metais pesados possuem estreita influência sobre a produção de metano. Contudo, há possibilidade do sistema se recuperar após algum tempo. A relação de sensibilidade nos processos de acidogênese e metanogênese por metais pesados ocorre da seguinte forma: $Cu > Zn > Cr > Cd > Ni > Pb$ e $Cd > Cu > Cr > Zn > Pb > Ni$, respectivamente (CHEN et al., 2007).

2.3.3.4 Relação Substrato/ Microrganismo (S_0/X_0)

A relação S_0/X_0 reflete o nível inicial de energia do sistema (NASR et al., 2011). A estrutura e concentração do substrato influencia, direta e indiretamente, o processo de digestão em biodigestores, em especial, inibindo a metanogênese. Contudo, Chen et al. (2014) destacam que a concentração inicial do substrato utilizado no biodigestor nem sempre foi levada em consideração. A concentração inicial de biomassa é importante, pois define a relação inicial do substrato com o microrganismo (S_0/X_0). Esta relação determina se, em um determinado sistema de lote, a célula irá se multiplicar ou crescer sem dividir. No contexto do bio-hidrogênio, a concentração elevada de sólidos em suspensão é problemática, pois pode exigir maior tempo para hidrolisar carboidratos (NASR et al., 2011).

Wang et al. (2012), avaliando a co-digestão de três substratos orgânicos (laticínios, esterco de aves e palha de trigo) concluíram que o potencial máximo da produção de metano se deu com a relação de C/N 27,2, com pH estável e baixas concentrações de amônio-N total e NH_3 livre.

2.3.4 Substratos utilizados em biodigestores

Os substratos utilizados nos biodigestores são considerados como fatores limitantes para a eficiência do sistema. Lopes et al. (2017) afirmam que um bom substrato deve ser isento de patógenos, pH adequado, textura média, rico em nutrientes essenciais e agregados estáveis. Diversos estudos têm avaliado a eficiência do uso de resíduos alimentares como substratos em biodigestores (LASTELLA et al., 2002; ZARKADAS, et al., 2015; DENNEHY, et al., 2017). Anualmente, milhões de toneladas de resíduos alimentares são descartados em todo o mundo. Esses resíduos orgânicos geralmente são tratados em aterros sanitários. No entanto, este método de disposição poderá provocar a poluição secundária das águas subterrâneas e do solo.

Do ponto de vista químico, esses resíduos apresentam taxas de C/N elevadas e são caracterizados por um alto teor de umidade (> 80%). Vale salientar que tais resíduos, após a desidratação ou a adição de orgânicos estruturais, podem ser compostados aerobiamente, mas a digestão anaeróbica, sem qualquer pré-tratamento e com recuperação de energia, aparenta ser o método mais eficiente para o tratamento de resíduos alimentares (LASTELLA et al., 2002).

Lastella et al. (2002) afirmam que os resíduos alimentares, quando misturados ao lodo existente no biodigestor, traz efeitos benéficos ao processo de digestão anaeróbia, melhorando a produção do biogás e minimizando o potencial poluidor do lodo ao final do processo. Para Zarkadas et al. (2015), a adição de 25% de resíduos alimentares em biodigestores termófilos que tratam esterco bovino pode ser considerada segura e resulta em uma melhoria da produção específica de metano em 86%, a produção de metano volumétrico em 430% e a redução de sólidos voláteis em 35,2% em comparação à digestão individual do esterco bovino.

Zhang et al. (2014) enfatizam que os resíduos alimentares são efetivamente digeridos em condições mesófilas e termófilas. Um sistema tampão pode ser formado por ácidos graxos voláteis e amônia, resultando em maior rendimento de metano e maior estabilidade do sistema. A concentração de lipídios é geralmente maior do que a concentração limite, resultando em inibição da digestão anaeróbia. No entanto, os lipídios são bio-recursos de alto potencial para a produção de metano.

A co-digestão de resíduos alimentares com outros substratos, como o esterco bovino, poderia aumentar a biodegradação de ácidos graxos de cadeia longa, bem como o rendimento de metano. Além disso, a co-digestão também pode melhorar a capacidade do sistema tampão e resultar em maior carga orgânica aceitável em comparação com a digestão única. Lin et al. (2011) constataram que a co-digestão de resíduos de podas e resíduos alimentares obteve maior

eficiência na proporção de 1:1. Sob estas condições, a produção de metano, sólidos voláteis e remoção de DQO solúvel foi da ordem de 0,49 m³ CH₄/kg, 74,9% e 96,1%, respectivamente.

Outro substrato encontrado na literatura científica são as microalgas. A determinação da composição das microalgas é um meio de mensurar o potencial de digestão do processo. A composição mineral das microalgas atende aos requisitos nutricionais da microflora anaeróbia. Além do carbono, nitrogênio e fósforo, que são componentes principais na composição de microalgas, também são encontrados oligonutrientes como ferro, cobalto, zinco e são conhecidos por estimular a metanogênese (SIALVE et al., 2009). A biomassa de microalgas tem várias vantagens em relação às demais, pois são capazes de duplicar sua biomassa dentro de 24 horas e a área necessária para cultivar microalgas pode ser não fértil, o que diminui a concorrência de terras para culturas alimentares humanas (ZAMALLOA et al., 2011).

De Schamphelaire e Verstraete (2009) destacam o aspecto positivo do uso de microalgas pelo fato de que o biogás possui um alto teor de energia (> 60% de CH₄). Além disso, este biogás não contém enxofre, o que evita a corrosão dos equipamentos utilizados (SIALVE et al., 2009). Contudo, os substratos mais utilizados são os esterco de animais e aves. Esterco como o bovino e o suíno são utilizados em biodigestores para a produção de biogás. Entretanto, a digestão do esterco suíno como único substrato demonstrou ser infrutífera, principalmente devido ao alto teor de amônia neste resíduo (HANSEN et al., 1998).

Estes tipos de substratos são geralmente utilizados como co-digestores, maximizando a eficiência dos biodigestores. Macias-Corral et al. (2008) avaliaram o desempenho do uso resíduos orgânicos urbanos com esterco bovino, no qual o biogás produzido chegou a atingir um teor de CH₄ maior que 72%.

2.4 SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS (SACs)

Uma tecnologia em ascensão é a que utiliza espécies vegetais para remoção de nutrientes em água, conhecida por Sistemas Alagados Construídos (SACs). O Sistema Alagado Construído ou *Constructed Wetland* em inglês consiste em uma área alagada construída artificialmente no intuito de controlar o potencial poluidor de diversas cargas poluentes visando o gerenciamento de resíduos. A taxa de fluxo, o tempo de retenção e outros fatores são controlados para aprimorar a remoção de DQO, DBO, SS e N, por exemplo. Normalmente, uma barreira à prova d'água é colocada abaixo do substrato para evitar a percolação vertical do efluente e entrar em contato com o lençol freático.

Plantas como taboa (*Typha domingensis*), juncos (*Eleocharis* sp) e baronesas (*Eichhornia crassipes*) fornecem uma cobertura densa e um substrato oxigenador para bactérias na zona radicular (BAHADORI; SMITH, 2016). Os SACs também são conhecidos por *Constructed Wetland* (KAICK, 2002); leitos cultivados (SILVA; ROSTON, 2010); Jardins filtrantes (LEONEL et al., 2013), etc.

Shrestha (2001) define a tecnologia SAC como um sistema de tratamento biológico projetado para reproduzir os processos naturais que ocorrem em ecossistemas de áreas húmidas. Em outras palavras, consiste em um complexo ecossistema onde os componentes físico-químicos e biológicos se interagem, resultando em um filtro mecânico e biogeoquímico capaz de remover uma considerável parcela de poluentes (MAINE et al., 2007).

Grande parte dos SACs são sistemas multifuncionais que apresentam diversas funções ecossistêmicas, desde funções provisórias, de regulação e habitat, até serviços recreativos e socioeconômicos. Contudo, é possível direcionar a função do ecossistema de um SAC nas especificidades desejadas. Nas áreas urbanas e para fins recreativos ou educacionais, a forma e o layout de um SAC devem variar de acordo com a paisagem e satisfazer certos requisitos estéticos (TOURNEBIZE et al., 2017).

Os SACs se baseiam nas zonas húmidas ou *wetlands* que ocorrem naturalmente. Smith e Scott (2005) definem essas áreas como zonas que apresentam inundações permanentes, sazonais ou intermitentes por água doce ou salina. Normalmente, possuem profundidades entre 0,1 e 0,6 m e uma cobertura substancial de plantas aquáticas, denominadas macrófitas. Em seu contexto natural, Brix (1994) realça que as macrófitas nas zonas úmidas podem suportar uma fauna diversificada, incluindo aves, répteis, etc. Isso pode ser importante para a recuperação de zonas úmidas naturais que foram comprometidas pela atividade antrópica, tornando a ser o habitat natural de diversas espécies.

Witkovski e Vidal (2009) afirmam que esta tecnologia tem se mostrado atrativa para pequenas comunidades rurais, por ser de baixo custo e eficiente, além de apresentar um excelente potencial para ser implementada em solos de baixa permeabilidade. Sendo assim, os SACs oferecem uma alternativa aos sistemas de tratamentos convencionais por não requerer grandes espaços e menor requisito de operação e manutenção, sendo indicado especialmente para pequenas comunidades urbanas ou rurais.

Brix (1994) acentua que as macrófitas presentes nos SACs têm a capacidade de absorver nutrientes com seus sistemas radiculares. Como as macrófitas são muito produtivas, quantidades consideráveis de nutrientes podem ser transferidas à biomassa. No entanto, a quantidade

ainda pode ser insignificante em comparação com o carregamento orgânico recebido pelas águas residuais, indicando um pré-tratamento antes de ser inserida no SAC.

Outro ponto de fundamental importância diz respeito à escolha da espécie a ser utilizada no SAC. Grieve e Suarez (1997), Kiliç et al. (2008) e Alam et al. (2015) destacam a capacidade da espécie Beldroega (*Portulaca oleracea* L.) em se desenvolver em ambientes moderadamente halófilos. De acordo com Mendonça et al. (2015), o tratamento de efluentes de laticínios por meio de SACs, obteve resultados satisfatórios na redução da DBO e na regulação da faixa de pH a níveis próximos a neutralidade.

Kiliç et al. (2008) ainda salientam sobre os aspectos nutricionais da espécie *Portulaca oleracea* L., que possui alto valor nutritivo e propriedades antioxidantes, podendo ser utilizada tanto na alimentação humana quanto animal, além da indústria farmacêutica. Segundo Grieve e Suarez (1997), suas sementes contêm 21% de proteínas e 20% de óleo e seus maiores constituintes são os ácidos linoleico (46%) e linolênico (31%). Kiliç et al. (2008) também destacam que a Beldroega não apresentou sintomas visuais de toxicidade por selênio (Se). Esta espécie é comumente encontrada na região semiárida brasileira.

Peng et al. (2014) destacam que a *Portulaca oleracea* L. também possui propriedades fitoterápicas. O extrato aquoso etanólico produzido a partir da espécie desenvolveu atividade antibacteriana para *Escherichia coli*, *Staphylococcus aureus*, *Streptococcus agalactiae* e *Streptococcus dysgalactiae* que podem provocar mastites em vacas. Abdel-Razek et al. (2019) afirmaram que as folhas de *Portulaca oleracea* L. possuem níveis expressivos de compostos bioativos que aumentaram a resposta antioxidante e imunitária da tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*), bem como, proporciona proteção contra septicemia por *Aeromonas hydrophila*.

Wang et al. (2021) investigaram o efeito da inserção da *Portulaca oleracea* L. na alimentação de frangos de corte no intuito de melhorar sua microbiota intestinal. A adição de 2% e 3% na ração pode aumentar significativamente o ganho de peso corporal e levar a uma redução na taxa de conversão alimentar, além aumentar a concentração de bactérias benéficas no trato gastrointestinal dos frangos, associadas ao ganho de peso, como as Lactobacillaceae. Além de aumentar a flora bacteriana benéfica, o uso da *Portulaca oleracea* L. também inibiu bactérias nocivas, como a *Escherichia coli*. Wang et al. (2021) reforçam que o ganho de peso corporal das aves pode depender intimamente do seu efeito modulador na microbiota intestinal

2.4.1 Tipos de SACs

Ahn et al. (2017) citam que o design dos SACs poderá afetar a eficiência de remoção de certos poluentes. Reinoso et al. (2008) investigaram a eficiência dos SACs na remoção de patógenos em efluentes, revelando que o modelo de fluxo subsuperficial se mostrou mais eficiente na remoção de colifagos e cistos de protozoários quando comparados aos de fluxo superficial. Os colifagos também são utilizados como indicador de contaminação de origem fecal (SILVA et al., 2015).

Conforme já adiantado, os SACs podem operar de forma superficial e subsuperficial. Este último ainda pode ser de fluxo horizontal ou vertical (BRASIL, 2005b) e que são geralmente mais eficazes do que os sistemas de superfície em termos de remoção de contaminantes por m² de área superficial do sistema. Também é utilizado o SAC que combina o fluxo horizontal com o vertical, denominado de SAC híbrido. Tais combinações, muitas vezes, otimizam a remoção de nitrogênio e orgânicos devido à presença de fases aeróbicas, anaeróbicas e anóxicas (SAEED; SUN, 2012).

2.4.1.1 Sistemas Alagados Construídos de fluxo superficial

Também conhecida como SAC de lâmina livre, consiste no sistema que mais apresenta semelhança com os processos que ocorrem na natureza, onde a superfície do SAC é exposta à atmosfera, mostrado na Figura 4. São lagos com pouca profundidade e cobertos por uma ou mais espécies vegetais. Neste sistema, as águas residuárias fluem pelas folhas e caules das plantas, que ficam parcialmente submersas (DREIFUS, 2012).

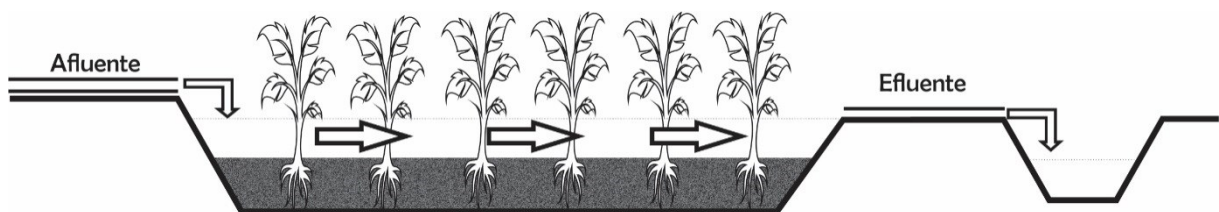


Figura 4. Esquema de um Sistema Alagado Construído do tipo superficial. Fonte: Andrade (2021).

Conforme Kadlec e Knight (1996), a profundidade da água em um SAC pode variar entre 0,2 e 0,6 m, possuindo uma elevada densidade de espécies vegetais. O solo pode ser permeável, permitindo a infiltração de água. Neste sistema, as águas residuárias passam sobre o meio de suporte, entre as plantas e através de quaisquer detritos superficiais. A luz solar

consegue atingir o fundo o substrato o que desencadeará o crescimento de algas e consequentemente, a intensificação do processo fotossintético (LEE et al., 2009). Estes sistemas possuem baixo custo de implantação e manutenção, mas possuem menor eficiência quando comparados a outros sistemas.

2.4.1.2 Sistemas Alagados Construídos de fluxo subsuperficial

Neste sistema, o fluxo das águas residuais é mantido abaixo do nível do leito, ilustrado na Figura 5, evitando a geração de maus odores, proliferação de vetores e o contato direto dos efluentes aos homens e animais (DREIFUS, 2012). É formado por um ou mais leitos, envoltos por uma membrana impermeabilizante (usada para evitar vazamentos e possíveis contaminações do solo e mananciais subterrâneos). O substrato utilizado é tipicamente composto de fragmentos de rocha de 10-15 mm de diâmetro.

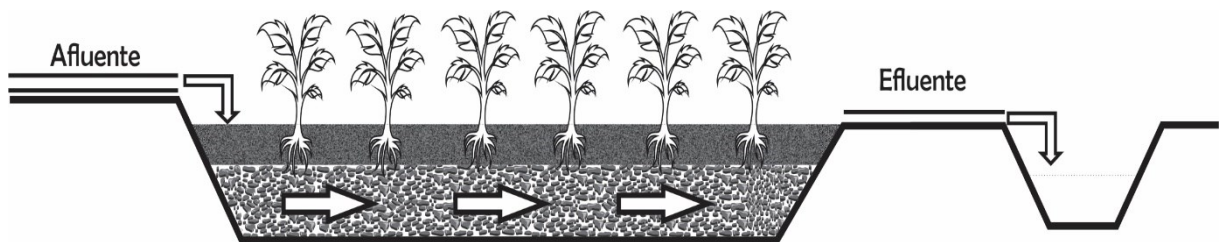


Figura 5. Esquema de um Sistema Alagado Construído do tipo subsuperficial. Fonte: Andrade (2021)

Este sistema ainda pode ser de fluxo horizontal, Figura 6, ou vertical, Figura 7, conforme direção do fluxo das águas residuais. A combinação dos fluxos horizontal e vertical (sistema híbrido), tem sido utilizada para otimizar o desempenho do tratamento, especialmente para o nitrogênio (LEE et al., 2009).

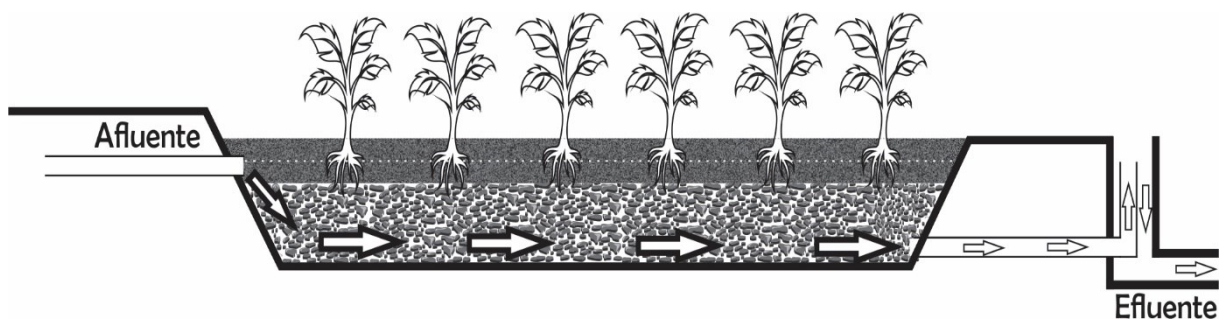


Figura 6. Esquema de um Sistema Alagado Construído do tipo subsuperficial de fluxo horizontal. Fonte: Andrade (2021)

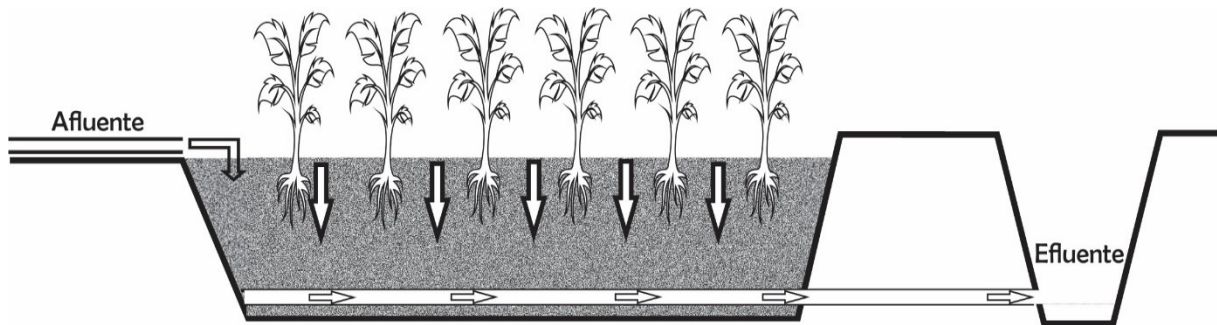


Figura 7. Esquema de um Sistema Alagado Construído do tipo subsuperficial de fluxo vertical. Fonte: Andrade (2021).

Vymazal (2005) cita que a remoção de produtos orgânicos (DBO_5 e DQO) e sólidos em suspensão pelos SACs de fluxo subsuperficial é bastante elevada, contudo, a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) geralmente é baixa e não excede 50% para efluentes domésticos, quando os sistemas são dimensionados em cerca de 5 m^2 por habitante.

Nos SACs de fluxo subsuperficial horizontal, as águas residuais são dispostas na porção inicial, escoando lentamente por entre o substrato e a zona radicular das plantas em uma área levemente inclinada até atingir a área de saída, com controle de nível, onde é coletada. Durante a passagem, as águas residuais fazem contato com uma rede de zonas aeróbicas e anaeróbicas (VYMAZAL, 2005).

Já nos SACs de fluxo subsuperficial vertical, as águas residuais são lançadas diretamente na superfície, inundando o leito. Este efluente lixivia verticalmente o meio até atingir a membrana impermeável onde é coletado por um sistema de drenagem. Este processo acarreta o arraste de parte do oxigênio atmosférico para o substrato filtrante, o que auxilia no processo de degradação da amônia (DREIFUS, 2012).

Em comparação com o sistema de fluxo horizontal, o vertical demanda uma área relativamente menor, possuindo maior capacidade de transferência de oxigênio e processos hidráulicos mais simples, embora o entupimento dos poros possa ocasionar problemas (GAO et al., 2015).

Os SACs de fluxo horizontal e vertical podem ser combinados e organizadas para otimização do processo de tratamento das águas residuais, em especial, para reduções dos níveis de nitrogênio e fósforo. O sistema de fluxo horizontal, quando operado de forma independente, não é capaz de eliminar de forma eficiente compostos nitrogenados devido a limitada capacidade de transferência de oxigênio. Por outro lado, o sistema de fluxo vertical oferece boas condições para a nitrificação, mas não é eficiente no processo de desnitrificação (VYMAZAL, 2009).

2.4.2 Eficiência dos SACs na remoção de contaminantes

2.4.2.1 Pesticidas

Diferentes tipos de poluentes podem ser removidos através da utilização dos SACs, dentre eles, resíduos de defensivos utilizados na agricultura, que acabam sendo lixiviados pela água e que pode atingir um corpo hídrico superficial ou subterrâneo. O crescente uso de pesticidas na agricultura moderna pode contribuir para a poluição não pontual em rios e riachos. Os pesticidas podem ser aplicados via pulverização, incorporação ao solo e por fumigação, onde parte destes podem ser carregados para locais indesejados. Apenas uma parcela dos pesticidas aplicados é absorvida pelo alvo desejado (plantas, insetos, ervas daninhas). As perdas de pesticidas no ar geralmente variam entre 20 e 30% do princípio ativo aplicado devido ao fenômeno de deriva e cerca de 50-60% por volatilização, podendo, às vezes, atingir até 90% (GREGOIRE et al., 2009).

Vymazal e Březinová et al. (2015) utilizaram os SACs para avaliar a eficiência na remoção de pesticidas, salientando que podem remover os pesticidas por processo físico (sedimentação, floculação, absorção, co-precipitação, precipitação), químico (oxidação, redução, troca de cátions, hidrólise, fotólise), biológico (absorção e metabolismo de plantas) ou processos bioquímicos (degradação microbiana). A extensão destes processos irá depender das condições locais, portanto, é inviável afirmar os processos mais importantes. Vymazal e Březinová et al. (2014) constataram que os SACs foram eficientes na remoção de grupos organoclorados, estrobilurínico/estroboscópico, organofosfato e piretróide, enquanto as mais baixas foram observadas nos grupos triazinona, ácido ariloxialcanóico e ureia.

Tournebize et al. (2017) avaliaram que os SACs dispõem de um verdadeiro potencial para reduzir o fluxo de contaminantes agrícolas, como nitrato e pesticidas. A biodegradação de pesticidas geralmente é maior em ambientes aeróbicos do que em ambientes anaeróbios. Hijosa-Valsero et al. (2010) enfatizam que os processos microbiológicos de degradação de pesticidas indicam dominarem em SACs.

Lv et al. (2014) atingiram resultados satisfatórios no tocante a remoção de imazalil (IMZ) em água por meio de SAC. A eficiência de remoção de IMZ foi na ordem de 54%, 96%, 46%, 95% e 67% quando cultivadas com as *Typha latifolia*, *Phragmites australis*, *Iris pseudacorus*, *Berula erecta* e *Juncus effuses*, respectivamente.

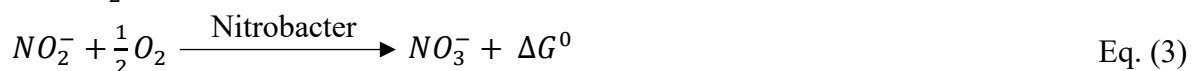
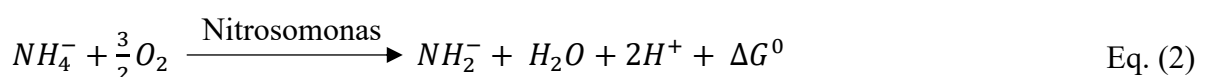
2.4.2.2 Nitrogênio (N)

O nitrogênio consiste em um dos principais contaminantes em águas residuárias que pode intensificar o fenômeno da eutrofização em corpos hídricos, fazendo decair os níveis de Oxigênio Dissolvido (OD). Dependendo da forma em que o nitrogênio estiver presente pode causar toxicidade em organismos aquáticos. Nas águas residuárias, o N pode se apresentar tanto de forma orgânica quanto inorgânica. O N_{org} geralmente está presente em aminoácidos, ureia, ácidos úricos, purina e pirimidinas. A forma inorgânica do N se apresenta na forma de amônia (NH_4^+), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), óxido nitroso (N_2O), óxido nítrico (NO), nitrogênio gasoso (N_2) e amônia livre (NH_3) (SAEED; SUN, 2012).

A remoção de nitrogênio é obtida através de processos físico-químicos e biológicos. A remoção biológica tradicional de nitrogênio das águas residuais é composta por uma combinação de nitrificação aeróbica e desnitrificação anaeróbia (LEE et al., 2009). O N_{org} é transformado em N-amoniacal no processo denominado de amonificação, descrito na Equação 1.



Mayo e Mutamba (2004) afirmam que os processos de decomposição nos SACs convertam uma parte significativa do nitrogênio orgânico para a amônia. A nitrificação biológica oxida a amônia a nitrato e é realizada por bactérias nitrificadoras como *Nitrosomonas*, *Nitrospira*, *Nitrosococcus* e *Nitrobacter*. O processo de nitrificação compreende a nitritação (Eq. 2) e a nitratação (Eq. 3). Na nitritação, as Bactérias Oxidadoras de Amônia (BOA) oxidam a amônia a nitrito, gerando hidroxilamina como produto intermediário. No processo de nitratação, as Bactérias Oxidadoras de Nitrito (BON) oxidam o nitrito a nitrato (VIVAN, 2012).



Silva Filho (2009) afirma que a remoção de nitrogênio total em condições anaeróbicas poder ser atribuída ao processo de assimilação dos compostos amonificados para síntese celular,

rotas metabólicas alternativas e armazenamento devido a estresse metabólico, não sendo observado o processo de nitrificação.

O processo de eliminação do nitrato é a desnitrificação, que consiste em um processo de redução, onde o nitrato é utilizado como receptor de elétrons, tornando-se um gás (N_2), tendo como intermediários o óxido nítrico (NO) e o óxido nitroso (N_2O) (VIVAN, 2012). Em torno das raízes das plantas (rizosfera) é formada uma camada anaeróbica fina após a transferência de oxigênio pelas plantas durante a fotossíntese por processos de aerênquima. A desnitrificação, portanto, ocorre preferencialmente na camada de contato sedimento-água. Nos SACs, a camada superficial de sedimentos (aproximadamente 0-5 mm) é anóxica ou mesmo anaeróbica, enquanto as condições são aeróbicas na parte superior da coluna de água (TOURNEBIZE et al., 2017).

Kadlec (2005) apud Tournebize et al. (2017) afirmam que a eliminação de nitrato aumenta com a temperatura em virtude da atividade desnitrificante dos microrganismos ser consideravelmente afetada por baixas temperaturas. Portanto, a variabilidade sazonal é geralmente observada com maiores valores de eficiência durante as estações com maiores temperaturas e mais úmidas. Matamoros et al. (2008) observaram diferença na remoção de amônio (15%) entre a primavera e o verão.

A presença de macrófitas nos SACs é essencial em termos de melhoria nos desempenhos de remoção de nitrogênio em virtude de proporcionar um ambiente favorável para o crescimento de microrganismos na rizosfera, otimizando a nitrificação (SAEED; SUN, 2012). Confirmando este fato, Yang et al. (2018) obtiveram reduções de N acima de 99% em SACs cultivadas separadamente com *Iris pseudoacorus*, *Cyperus alternifolius*, *Iris siberian*, *Canna glauca* e *Miscanthus sinensis* cv. 'Gracillimus'.

2.4.2.3 Metais pesados

Os metais pesados estão presentes em praticamente todos os tipos de águas residuais, que vão desde níveis muito baixos até concentrações elevadas e tóxicas. Nas águas residuais domésticas, as concentrações são geralmente baixas. Pelo contrário, os metais pesados podem ser poluentes primários em efluentes industriais, mineradores e aterros sanitários. Muitos elementos traços são persistentes e acumulam-se em cursos de água naturais após a descarga de águas residuais, levando a potencial toxicidade na recepção de ecossistemas e, eventualmente, de humanos (LESAGE, 2006).

Diante disso, Khan et al. (2009) avaliaram a eficiência dos SACs na remoção de metais pesados em efluentes industriais, onde obtiveram resultados satisfatórios, apresentando desempenho de remoção na ordem de $Cd > Cr > Fe > Pb > Cu > Ni$, enfatizando que a tecnologia é econômica e que pode ser utilizada para o tratamento das águas residuais com essas substâncias. Os metais pesados nas águas são potencialmente perigosos para a saúde pública. Em altas concentrações dissolvidas na água potável podem danificar os nervos, fígado, ossos, bloquear grupos funcionais de enzimas vitais e são possíveis carcinógenos humanos (YADAV et al., 2012). Khan et al. (2009) não observaram relação significativa entre as espécies de plantas utilizadas e a eficiência de remoção em um cultivo consorciado de macrófitas em todos os segmentos de SACs.

Kröpfelová et al. (2009), utilizando SAC de fluxo horizontal, obtiveram reduções na ordem de 90% de alumínio e 57% de arsênio. Médias elevadas de reduções também foram observadas em: zinco (78%), urânio (72%), antimônio (72%), cobre (67%), chumbo (63%), molibdênio (56%), cromo (55%), bário (54%), ferro (53%) e gálio (51%). Yadav et al. (2012) justificam o uso de SAC na remoção de metais pesados de águas residuais industriais pelo fato dos processos físico-químicas convencionais, como adsorção, oxidação e redução e precipitação química, entre outras, geralmente não serem econômicas em uma escala maior.

2.4.2.4 Contaminantes emergentes

Matamoros et al. (2008) avaliaram o comportamento de SAC de fluxo superficial como pós tratamento de resíduos oriundos de um sistema tradicional de tratamento de efluentes urbanos onde verificaram que houve reduções na ordem de 90% para contaminantes emergentes predominantes (oriundos especialmente de produtos farmacêuticos e de higiene pessoal) e pesticidas, exceto para compostos recalcitrantes, como a carbamazepina e ácido clofíbrico. Os pesticidas e os medicamentos veterinários se comportam de forma diferente devido à sua alta variabilidade de influência, levando a uma ampla gama de eficiência de remoção (0-90%).

Matsui et al. (2011) destacam que a espécie *Portulaca oleracea* L. chegou a remover aproximadamente 50 μ M de bisfenol A ($(CH_3)_2 C(C_6H_4OH)_2$) operando em sistema hidropônico em 24 horas. As raízes da referida espécie ainda foram capazes de remover de forma significativa outros contaminantes emergentes, tais como octilfenol, nonilfenol e o hormônio feminino 17 β -estradiol.

Matamoros et al. (2008) enfatizam que um alto tempo de retenção hidráulica promove reações de biodegradação e fotodegradação que influem na remoção de contaminantes

emergentes. Além disso, as tendências sazonais e espaciais mostram uma alta dependência da temperatura (biodegradação) e da irradiação solar (fotodegradação) para os compostos moderadamente removidos.

Matamoros et al. (2007), utilizando SAC de fluxo vertical não saturado (aeróbico), obtiveram uma eficiência de remoção na ordem de 99% para o antibiótico ibuprofeno e 89% na remoção de naproxeno. Zhang et al. (2016) avaliaram as espécies *Typha latifolia*, *Phragmites australis*, *Iris pseudacorus* e *Juncus effuses*. Durante os 24 dias de experimento, o antibiótico ibuprofeno foi praticamente removido por todas as espécies avaliadas. Já para o iohexol, sua remoção variou entre 13 e 80%. *Typha latifolia* e *Phragmites australis* foram as espécies mais eficientes para a remoção de ibuprofeno e iohexol, respectivamente. Zhang et al. (2012) ainda afirmaram que os SACs também foram eficientes na redução dos níveis de diclofenaco, cetoprofeno, cafeína e ácido clofibrico em efluentes urbanos.

2.4.2.5 Cianobactérias

A intensificação do processo de eutrofização em corpos hídricos pode resultar, além do esgotamento do oxigênio dissolvido na água, em florescências visíveis de cianobactérias ou algas cianofíceas. Ambientes eutrofizados apresentam condições adequadas para a proliferação de cianobactérias devido as condições nutricionais, temperatura e luz favoráveis. Com isso, as águas superficiais (tanto de água doce quanto marinhas) podem abrigar um crescimento maior de cianobactérias. Verspagen et al. (2014) enfatizam que a mudança climática global e o aumento da concentração de dióxido de carbono têm sido considerados como fatores importantes que desencadeiam o desenvolvimento extensivo de florações de cianobactérias.

Contudo, a presença de uma camada de cianobactérias na superfície de corpos hídricos tende a limitar a disponibilidade de luz para os demais fitoplanctons fotossintéticos, o que afeta negativamente a produtividade primária geral do ecossistema. A alta turbidez induzida pelo intenso crescimento de cianobactérias também suprimem as macrófitas aquáticas que servem de habitats para muitos peixes e invertebrados (SINHA et al., 2018).

As macrófitas aquáticas podem ajudar a redistribuir nutrientes presentes nos efluentes ou em corpos hídricos, favorecendo a biorremediação em ambientes eutrofizados (ZHANG et al., 2013), bem como absorver e acumular microcistinas. As microcistinas são cianobactérias capazes de produzir toxinas, que em determinadas concentrações podem ser letais para certos organismos, inclusive o homem (JIANG et al., 2011). É provável que os problemas associados às cianobactérias aumentem em áreas com densidade populacional elevada e que não há um

sistema de tratamento eficiente dos efluentes domésticos ou industriais aliado às práticas agrícolas ineficientes, ocasionando perda de nutrientes para os corpos hídricos mediante a lixiviação destes.

Heisler et al. (2008) destacam que existem numerosos casos de proliferação de cianobactérias relacionados ao aumento de nutrientes em água doce, a exemplo do fósforo. Algumas espécies de cianobactérias possuem adaptações fisiológicas que permitem explorar diferentes nutrientes. Outro grupo de espécies apresentam regimes de determinado nutriente específico, incluindo sua concentração e forma. Para Liu et al. (2011), o nitrogênio e o fósforo são fortes fatores de risco, uma vez que estão correlacionados com a frequência e a intensidade das florações de cianobactérias. Com o aumento da carga antrópica de nutrientes, o fitoplâncton torna-se saturado em P e N, ou seja, sua taxa de crescimento e biomassa são insensíveis a mudanças em suas concentrações (ZHANG et al., 2017).

Paerl et al. (2001) afirmam que as cianobactérias podem liberar compostos tóxicos em corpos hídricos, que podem afetar negativamente a saúde animal, incluindo o ser humano. Em ambientes de água doce, os principais gêneros de cianobactérias produtoras de toxinas são: *Microcystis*, *Anabaena*, *Planktothrix*, *Lyngbya* e *Cylindrospermopsis*. Certas espécies de *Anabaena*, *Microcystis*, *Nodularia* e *Planktothrix* sintetizam peptídeos hepatotóxicos, enquanto que algumas espécies de *Aphanizomenon* e *Anabaena* produzem alcaloides neurotóxicos. A microcistina consiste no grupo mais comum de hepatotoxinas. Florações de cianobactérias produtoras de microcistina são frequentemente relatadas em corpos d'água associadas às atividades antropogênicas (LEWITUS et al., 2008).

Matthijs et al. (2012) afirmam que as cianobactérias liberam toxinas após a morte ou a lise celular e, quando descarregadas na coluna de água, podem persistir por semanas ou meses. Essas cianotoxinas são responsáveis pela mortalidade em massa de peixes e podem afetar seriamente a vida selvagem, o gado e os seres humanos (SINHA et al., 2018).

Lee et al. (2017) enfatizam que a ingestão de cianotoxinas pode causar problemas graves de saúde animal e humana, incluindo febre, vômitos, fraqueza, danos ao fígado, rins, coração, cérebro, pele, comprometimento neurológico e até mesmo a morte. A ingestão de água contaminada, inalação e contato dérmico são as principais vias de exposição às cianotoxinas, que podem se acumular em tecidos animais ou vegetais. Park et al. (2018) salientam que determinados protozoários, como ciliados e zooplânctons podem se alimentar de cianobactérias, apesar da necessidade de pesquisas mais apuradas para comprovar a eficiência de mitigação de florações de cianobactérias. Van Wichelen et al. (2010) demonstraram que protozoários (além do

zooplâncton) podem afetar fortemente a biomassa e a estrutura genética das florescências de microcistinas.

Zhong et al. (2011), Sindilariu et al. (2009), Kuang et al. (2000) acreditam que os SACs sejam capazes de controlar a proliferação de cianobactérias sob três aspectos: são eficientes na remoção de nutrientes, impedido o acúmulo excessivo de nutrientes nos leitos vegetados; possibilidade de remoção do fitoplâncton diretamente por filtração, podendo ser útil para a remoção de florações de cianobactérias; e sendo capaz de causar mistura pela descarga de água tratada, o que possivelmente reduziria o crescimento e a formação de florações superficiais de cianobactérias.

2.4.3 Mecanismos envolvidos na remoção de contaminantes em SACs

Os contaminantes presentes nos efluentes são removidos por processos unitários físicos, químicos e biológicos. Os processos unitários físicos consistem em: peneiramento, mistura, floculação, sedimentação, flotação, filtração e adsorção. Este último, envolve a remoção de compostos específicos usando a força de atração entre os corpos. Nos processos unitários químicos estão envolvidos a precipitação, transferência de gases, adsorção e desinfecção. Nos processos unitários biológicos ocorrem a remoção de substâncias orgânicas biodegradáveis, coloidais ou dissolvidas. Essas substâncias são convertidas em gases que são dissipados na natureza ou acumulados em tecido celular biológico. O tratamento biológico é bastante utilizado para remover nitrogênio e fósforo dos efluentes urbanos e/ou industriais (METCALF; EDDY, 2016).

Os contaminantes são removidos por uma ampla gama de processos. Este sistema é projetado para simular os processos que ocorrem em áreas úmidas naturais, mas em um ambiente controlado (GARCIA et al., 2010). Os SACs de fluxo subsuperficial se distinguem de outros processos de tratamento de águas residuais pela coexistência simultânea de áreas com diferentes status redox nas escalas macro e micro. Essa propriedade intrínseca permite que diferentes processos físico-químicos e bioquímicos ocorram ao mesmo tempo (ÁVILA et al., 2013).

A distribuição heterogênea das condições redox em SAC de fluxo subsuperficial é causada por vários fatores, incluindo a rizosfera das macrófitas, o nível hídrico do sistema e dos índices de evapotranspiração. Os ciclos biogeoquímicos de elementos como C, N e S podem ser quase fechados devido às diferentes condições redox presentes (GARCIA et al., 2010).

A matéria orgânica inclui componentes dissolvidos e particulados. A fração particulada é retida principalmente por processos puramente físicos, como filtração e sedimentação, onde sofrem hidrólise, gerando compostos orgânicos dissolvidos que podem ser degradados por

diferentes vias que ocorrem simultaneamente em um determinado SAC. Os SACs de fluxo sub-superficial recebem matéria orgânica de duas fontes distintas: a matéria orgânica contida nas próprias águas residuais, que pode ser referida como carga externa; e a matéria orgânica da produção primária no próprio sistema, que constitui carga interna (GARCIA et al., 2010).

Um ponto decisivo para eficiência do sistema é a escolha da espécie a ser usada. Nos SACs são predominantes o uso de macrófitas, onde desempenham um papel importante para a dinâmica dos nutrientes, além da elevada produção de biomassa que beneficiam os processos bioquímicos e microbiológicos, responsáveis pela degradação da matéria orgânica, mineralização dos nutrientes e redução dos compostos patogênicos. Além do mais, a vegetação pode aumentar o tempo de vida útil do sistema (MATOS et al., 2015).

Conforme Garcia et al. (2010), as espécies vegetais podem consistir na maior fonte interna de matéria orgânica no sistema, onde as raízes, rizomas, lixiviados e exsudatos liberam matéria orgânica diretamente no meio granular. À medida que as plantas crescem, morrem e se decompõem, a matéria orgânica dissolvida pode se incorporar ao efluente em tratamento. A decomposição bacteriana converte matéria orgânica particulada em substâncias húmicas que aumentam o reservatório de matéria orgânica dissolvida.

2.4.4 Espécies vegetais utilizadas em SACs

Em geral, as espécies utilizadas nos SACs são adaptadas morfológicamente para conseguirem se desenvolver em ambiente saturado por água em virtude de grandes espaços aéreos internos para o transporte de oxigênio às raízes e rizomas. O extenso sistema lacunal interno, que normalmente contém constrições em intervalos para manter a integridade estrutural e restringir a invasão da água em tecidos danificados, pode ocupar até 60% do volume total de tecido, dependendo da espécie adotada. O movimento interno de oxigênio pela planta atende não apenas às demandas respiratórias dos tecidos submersos, mas também fornece oxigênio à rizosfera por transferência das raízes. Essa transferência de oxigênio das raízes cria condições oxidadas no substrato anóxico e estimula a decomposição aeróbica da matéria orgânica e o crescimento de bactérias nitrificantes (BRIX, 1994).

Para Williams (1964) apud Saeed e Sun (2012), as espécies macrófitas usadas em SAC podem ser divididas em:

- Macrófitas emergentes: plantas enraizadas no solo submerso, onde uma parte da planta fica submersa e parte fora da água. Ex.: *Acorus calamus*, *Carex rostrata*, *Phragmites australis*, *Scirpus lacustris*, e *Typha latifolia*;
- Macrófitas de folhas flutuantes: plantas enraizadas no solo submerso, com profundidade de 0,5 a 3,0 m. Possuem folhas flutuantes ou ligeiramente aéreas. Ex.: *Nymphaea odorata* e *Nuphar lutea*;
- Macrófitas submersas: plantas totalmente submersas na água, crescem bem em altas concentrações de oxigênio e podem ser usadas para polimentos em águas oriundas do tratamento secundário. Ex.: *Myriophyllum spicatum*, *Ceratophyllum demersum* e *Rhodophyceae*;
- Macrófitas flutuantes livres: são plantas que flutuam livremente na superfície das águas, não enraizadas em substratos. São capazes de remover nitrogênio e fósforo, incorporando-os na biomassa vegetal por desnitrificação e também removendo os sólidos em suspensão. Ex.: *Lemna minor*, *Spirodela polyrhiza* e *Eichhornia crassipes*.

Nos SACs de fluxo subsuperficial, a dinâmica do fluxo hídrico ocorre mediante os canais criados pelas raízes vivas e mortas, além da própria porosidade do solo. À medida que as raízes e os rizomas crescem, eles modificam e desprendem partículas de solo. Além disso, quando as raízes e os rizomas morrem e se deterioram, podem deixar para trás poros e canais tubulares (macroporos) que aumentam e estabilizam a condutividade hidráulica do solo (BRIX, 1994).

Gao et al. (2015) avaliaram a espécie *Iris sibirica* em SAC de fluxo subsuperficial vertical para remoção de cádmio (Cd). Considerado um elemento traço, o Cd é altamente tóxico para a maioria dos organismos e pode contaminar a cadeia alimentar (HE et al., 2005). A espécie *Iris sibirica* apresentou bons índices de tolerância a estresse de Cd, podendo ser utilizada para absorção deste elemento. A maior concentração de Cd se deu na região radicular, obtendo uma retenção média na ordem de 91,8% (GAO et al., 2015).

Wang et al. (2016) analisaram o efeito das espécies *Typha orientalis*, *Scirpus validus*, *Canna indica* e *Iris tectorum* na remoção de altas concentrações de nitrogênio amoniacal (N-NH₃) em SAC subsuperficial de fluxo horizontal. Em ambientes aquáticos, a amônia tem a capacidade de reduzir drasticamente os níveis de Oxigênio Dissolvido (OD), ocasionando efeito deletério em boa parte da biota existente. Nas espécies avaliadas, o crescimento de *C. indica* e *T. orientalis* foi afetado em níveis superiores a 200 mg L⁻¹ de N-NH₃. Já o crescimento de *S.*

validus e *I. tectorum* foi suprimido em níveis acima de 100 mg.L⁻¹. Em suma, *C. indica* e *T. orientalis* foram indicadas como espécies tolerantes ao N-NH₃ para uso em SAC.

Wang et al. (2017) avaliaram a eficiência da macrófita aquática *Vallisneria natans*, em combinação com a ozonização, na remoção de contaminantes de efluentes oriundos de pocilgas. Este tipo de efluente possui elevada carga orgânica e compostos inorgânicos. Esse tratamento apresentou resultados satisfatórios na remoção de nitrogênio total e fósforo total. Contudo, altas concentrações de ozônio causam efeito deletério no desenvolvimento da espécie *V. natans*.

Bonanno e Giudice (2010) avaliaram a espécie *Phragmites australis* como indicador de contaminantes, bem como, a bioacumulação de metais pesados. As concentrações de metais pesados absorvidas possuem estreita relação com as partes da planta, onde as raízes apresentam maior capacidade de bioacumulação em relação as demais partes. Outro ponto importante diz respeito a baixa mobilidade dos metais pesados da raiz para outras partes da planta. Contudo, as demais partes da *Phragmites australis* refletiram os efeitos cumulativos da contaminação ambiental, sendo indicado como bioindicadores e potencialmente úteis na detecção de mudanças nas condições ambientais em decorrência de metais pesados.

Wu et al. (2011) utilizaram a espécie *Salix babylonica* em SAC de fluxo subsuperficial vertical para remoção de poluentes em efluentes domésticos, sendo eficiente na remoção de DBO₅, sólidos totais suspensos, nitrogênio amoniacal (NH₄-N) e fósforo total (P_{tot}) na ordem de 96%, 97%, 88,4% e 87,8%, respectivamente. Lv et al. (2014), fazendo uso das espécies *Phragmites australis* e *Berula erecta* em SAC, conseguiram remover 96% e 95%, respectivamente, do pesticida imazalil (IMZ), indicando rapidez e alta habilidade na fitorremediação deste composto químico.

Yang et al. (2018) utilizaram 13 espécies no intuito de remover nitrogênio e fósforo em ambientes eutrofizados. No nitrogênio, obtiveram reduções que variaram entre 98% e 99%, na seguinte ordem: *M. sinensis* cv. 'Gracillimus' > *Cyperus alternifolius* > *Iris pseudoacorus* > *Iris siberian* > *C. glauca* > *Cortaderia selloana* > *Scirpus tabernaemontani* = *Lythrum salicaria* L. > *Nymphaea tetragona* = *Arundo donax* var. *versicolor* > *Iris pseudacorus* > *Pontederia cordata* > *M. sinensis* cv. 'Variegatus' > *L. salicaria* cv. *white flower*. Já para o fósforo, as reduções variaram entre 25% e 77% na ordem: *Iris siberian* > *Iris pseudoacorus* > *Scirpus tabernaemontani* > *C. glauca* = *M. sinensis* cv. 'Gracillimus' > *Cyperus alternifolius* > *Arundo donax* var. *versicolor* > *Lythrum salicaria* L. > *Pontederia cordata* > *L. salicaria* cv. *white flower* > *Nymphaea tetragona* > *Cortaderia selloana* > *M. sinensis* cv. 'Variegatus'

CAPÍTULO 3

MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Caracterização da área de estudo

O projeto foi desenvolvido no período de setembro de 2018 a dezembro de 2021, no município de Pombal, Figura 8, nas dependências da Universidade Federal de Campina Grande – UFCG.

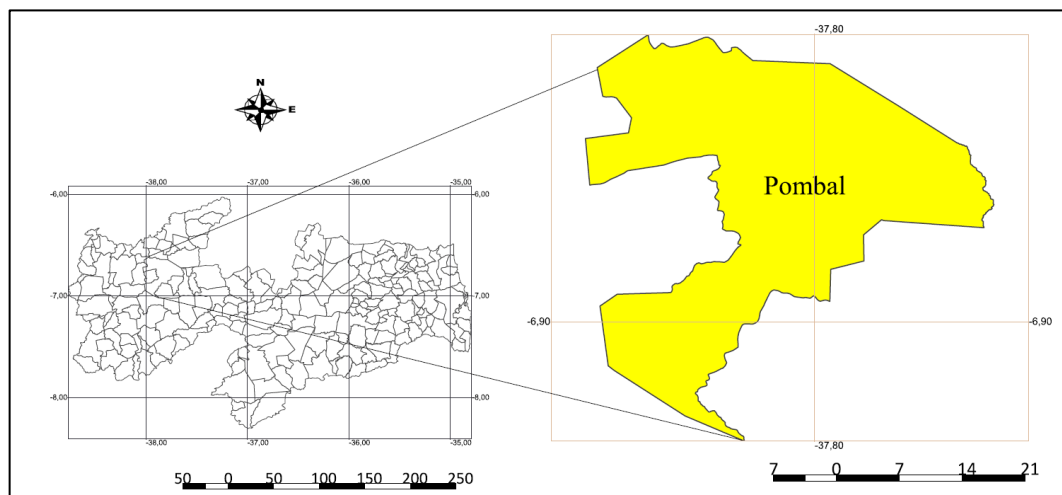


Figura 8. Localização do município de Pombal – PB. Fonte: Andrade (2021).

O município de Pombal está inserido na unidade geoambiental da Depressão Sertaneja, que representa a paisagem típica do semiárido nordestino, caracterizada por uma superfície de pediplanação bastante monótona, relevo predominantemente suave-ondulado, cortada por vales estreitos, com vertentes dissecadas. Elevações residuais, cristas e/ou outeiros pontuam a linha do horizonte. Esses relevos isolados testemunham os ciclos intensos de erosão que atingiram grande parte do sertão nordestino (BELTRÃO, 2005).

O clima é o Aw', segundo a classificação de Köppen, semiárido, com chuvas de verão e outono e a precipitação pluviométrica média anual de 800 mm, com variabilidade intra-anual, sendo os meses de fevereiro, março e abril com os maiores índices pluviométricos, concentrando 60 a 80% do total anual. Possui temperaturas médias mensais variando de 23,4 a 27,9 °C, com máximas de 35,7 °C em dezembro e mínimas de 19,3 °C em julho e agosto (MOURA, 2007).

O estudo foi composto das seguintes etapas: 1) Construção, operação e monitoramento de leitos vegetados com *Portulaca oleracea* L. irrigados com soluções salinas; 2) Construção, operação e monitoramento de um SAC com dois leitos em série em escala de laboratório; 3) Construção, operação e monitoramento de dois sistemas híbridos formados por biodigestores em série com SACs, sendo um vegetado e outro sem vegetação e; 4) Construção, operação e monitoramento de um sistema híbrido formado por um biodigestor em série com um SAC em escala de campo. Todos os insumos utilizados foram de fácil acesso, inclusive, aproveitando recursos disponíveis nas propriedades rurais onde os empreendimentos agroindustriais estão inseridos.

3.2 Construção, operação e monitoramento de leitos vegetados com *Portulaca oleracea* L. irrigados com soluções salinas

Foram construídos dezoito leitos cultivados, sendo seis para os tratamentos com três repetições cada, confeccionados em recipientes de polietileno com dimensões de 30 cm de comprimento, 39 cm de largura e 13 cm de altura, Figura 9. O substrato utilizado consistiu de uma camada com 4 cm de esterco bovino e solo na proporção de 1:1, seguida de outra camada com 5 cm de brita 0, adquirida comercialmente. Para evitar a mistura de águas pluviais nos leitos cultivados foi construída uma cobertura transparente impermeável sobre os tratamentos.



Figura 9. Tratamento de estresse salino na espécie *Portulaca oleracea* L. Fonte: Andrade (2021).

Os tratamentos T1, T2, T3, T4, T5 e T6 foram irrigados com soluções salinas com concentrações de: 0; 1; 3,2; 5,4; 7,8 e 10,4 g.L⁻¹ de cloreto de sódio (NaCl), respectivamente, e Condutividade Elétrica de 0; 1,78; 4,78; 7,96; 10,88 e 16,8 dS.m⁻¹, respectivamente. As soluções salinas foram obtidas mediante a diluição de quantidades de NaCl em água destilada e,

posteriormente, determinada a Condutividade Elétrica em condutivímetro digital modelo TEC-4MP. Para irrigação do T1, que serviu como controle, ao invés do uso da água destilada foi utilizada a água do sistema de abastecimento do município, com baixa Condutividade Elétrica, 0,0018 dS.m⁻¹.

Os tratamentos iniciaram aos 21 dias após do plantio via sementes. Os tratamentos receberam 150 ml da solução salina durante o período de 30 dias. Após este período, foram analisados os parâmetros: Comprimento da Raiz (CR); Comprimento do Caule (CC); Diâmetro do Caule (DC); Número de Folhas (NF); Massa Fresca (MF); Massa Seca (MS); Umidade (UM), Cinzas (CZ) e Área Foliar (AF). Os parâmetros CR, CC e DC foram mensurados por meio de um paquímetro manual. O NF se deu mediante contagem manual. A MF e MS foram obtidas utilizando o método gravimétrico, fazendo uso de uma balança de precisão. Após pesagem da MF, as amostras foram acondicionadas em estufa de circulação a 65 °C por um período de 24 horas. Depois de arrefecidas à temperatura ambiente em dessecador, foram submetidas a pesagem até obtenção do peso constante. A umidade foi definida pela diferença entre a MF e MS e convertida em porcentagem, mediante equação 1.

$$\%umidade = \frac{m_f - m_s}{m_f} \times 100 \quad (1)$$

Onde: m_f = massa fresca das plantas e m_s = massa seca das plantas.

Para obtenção das cinzas, após a pesagem da massa seca, as amostras foram levadas à mufla por um período de duas horas a uma temperatura de 550 °C para sua total calcinação. Após o resfriamento das amostras em dessecador, essas foram pesadas até obter o peso constante. O cálculo da porcentagem do teor de cinzas foi determinado pela equação 2.

$$\%cinzas = \frac{m_c}{m_f} \times 100 \quad (2)$$

Onde: m_c: massa das cinzas após calcinação; m_f: massa fresca das plantas.

Para a AF, foi adotado o método planimétrico onde as folhas foram dispostas sobre papel milimetrado e os pontos que determinavam seus contornos foram plotados. Foi adotado Delimitamento Inteiramente Casualizado (DIC) para condução dos testes. Os dados foram analisados por meio de análise de variância (ANOVA, fator único) e subsequente teste de Tukey, no software Sisvar 5.7, para determinar quais variáveis foram significativamente diferentes ao nível de 5% de probabilidade (p < 0,05). Na sequência, foi realizada a regressão com linha de

tendência linear, com exceção da MS que utilizou a linha de tendência polinomial quadrática, por meio do software Microsoft Excel 2019 MSO®

3.3 Construção, operação e monitoramento de um SAC com dois leitos em série em escala de laboratório.

Nesta etapa, foram construídos dois leitos em série a partir de recipientes retangulares de PVC com dimensões de 62 cm de comprimento, 38 cm de largura, 15 cm de altura e capacidade de 20 litros cada, sendo o primeiro de fluxo ascendente e o segundo de fluxo descendente, Figuras 10A e 10B, preenchidos com uma camada de 8 cm de brita comercial n. 0 e uma camada de 6 cm de solo e esterco bovino na proporção de 1:1. Em cada leito foi adicionado, no centro, pontos para verificação do nível hídrico, Figura 10C. O efluente sedimentado de uma agroindústria de laticínios local foi coletado para alimentação dos SACs, armazenado em um recipiente de PVC com capacidade de 250 litros para controle do fluxo hídrico, Figura 10D.



Figura 10. A. Recipiente de PVC usado no SAC. B. Inserção da brita comercial n. 0. C. Inserção do substrato e dos pontos de verificação do nível hídrico. D. Controle da vazão hídrica no SAC. Fonte: Andrade (2021).

Este efluente se caracterizou por apresentar uma elevada carga orgânica em virtude da presença de leite, soro, aparas de queijos, além da salmoura (soro + NaCl), com elevadas concentrações de sais (ANDRADE et al., 2016). Foi utilizada a espécie *Portulaca oleracea* L. nos dois leitos cultivados (SAC1 e SAC2). A referida espécie foi cultivada em sementeira e transplantada para os leitos com 21 dias após a germinação. A espécie se desenvolveu por mais 21 dias antes do início do tratamento. Para a nutrição da espécie durante este período foi utilizado o esterco bovino na composição do substrato. O tempo de retenção hidráulica nos leitos foi de dois dias.

Para avaliar o desempenho do tratamento era realizada uma coleta semanal, pela manhã, do efluente bruto (EB), do efluente do primeiro leito (SAC1) e do segundo leito (SAC2), neste último, o efluente final tratado. Foram realizadas análises físico-químicas e microbiológicas no Laboratório de Análise de Água da Universidade Federal de Campina Grande para obtenção das variáveis: Temperatura Ambiente (TA); Oxigênio Dissolvido (OD); pH; Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO); Sólidos Totais (ST), Sólidos Fixos (SF), Sólidos Voláteis (SV), Sólidos Sedimentáveis (SS); Turbidez (TB), Cor Aparente (CA), Cor Verdadeira (CV), Condutividade Elétrica (CE), Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), Fósforo Total (P_{tot}) e contagem da população de coliformes totais e termotolerantes. Os parâmetros OD e TA foram mensurados *in loco*. As análises seguiram os procedimentos descritos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017).

Os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA, fator único). Para a determinação de onde ocorreram as diferenças significativas foi utilizado o teste de Tukey a 5% de probabilidade, fazendo uso do software Sisvar 5.7.

3.4 Construção, operação e monitoramento de dois sistemas híbridos formados por biodigestores em série com SACs, sendo um vegetado e outro sem vegetação

O sistema híbrido para o tratamento de efluentes de agroindústrias de laticínios foi composto por um biodigestor em série com um SAC. Foram construídos dois sistemas híbridos, sendo um vegetado e outro sem cobertura vegetal, em escala de laboratório. O biodigestor foi confeccionado a partir de duas bombonas de 25 litros, produzidas em polietileno de alta densidade, adquiridas comercialmente, e seccionadas latitudinalmente no intuito de unificar a secção inferior de ambas a fim de tornar um único recipiente, ilustrado na Figura 11.

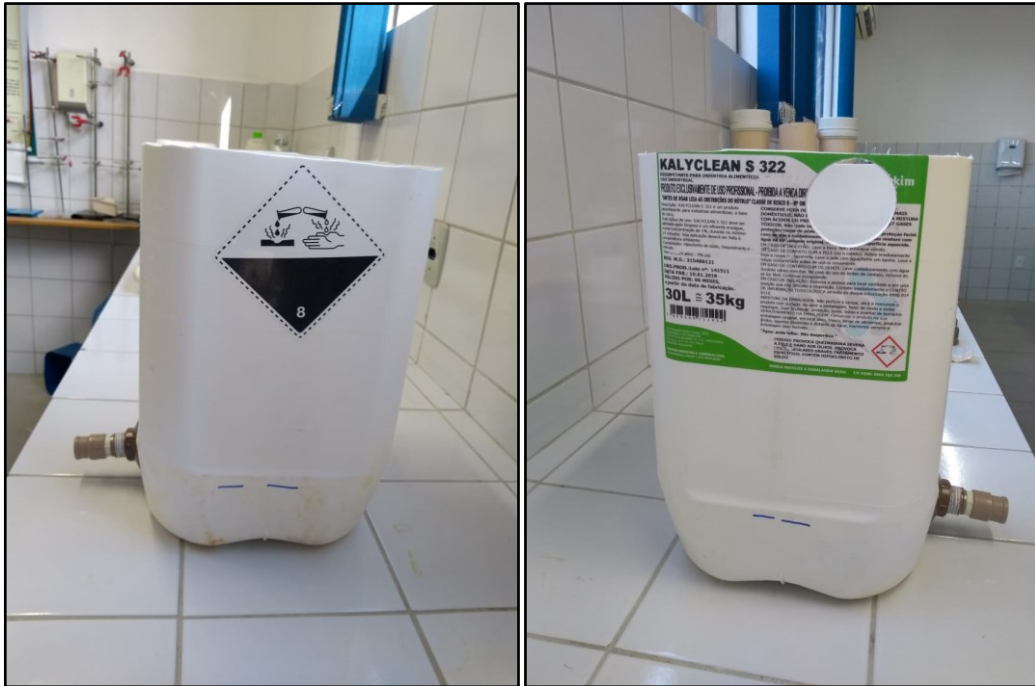


Figura 11. Secção latitudinal das bombonas plásticas para confecção do biodigestor. Fonte: Andrade (2021).

No interior do biodigestor foram construídas duas tubulações, uma para a entrada do efluente e outra para a saída do lodo. As tubulações foram feitas com cano de PVC, tê e cap para esgoto de 40 mm de diâmetro, além de flanges de 40 mm para água, Figuras 12A e 13A. O cap usado na tubulação de entrada do efluente foi perfurado para não criar pressão e prejudicar o enchimento do biodigestor, Figura 12B.



Figura 12. A. Tubulações para entrada do efluente e saída do lodo. B. Destaque para orifícios utilizados para circulação do ar. Fonte: Andrade (2021).

Na saída do lodo foi utilizado um cap para vedação, porém, sem fazer uso de cola, pois foi preciso sua remoção para esgotar o lodo. Com relação ao lodo, a tubulação se estendeu até a parte externa, a partir de um tê, dois joelhos de 40 mm, Figura 13B, e vedado com um cap de 100 mm, um flange de 35 mm e um cap de 40 mm, Figura 13C. Essa estrutura serviu para abastecimento do esterco bovino antes do início do tratamento.

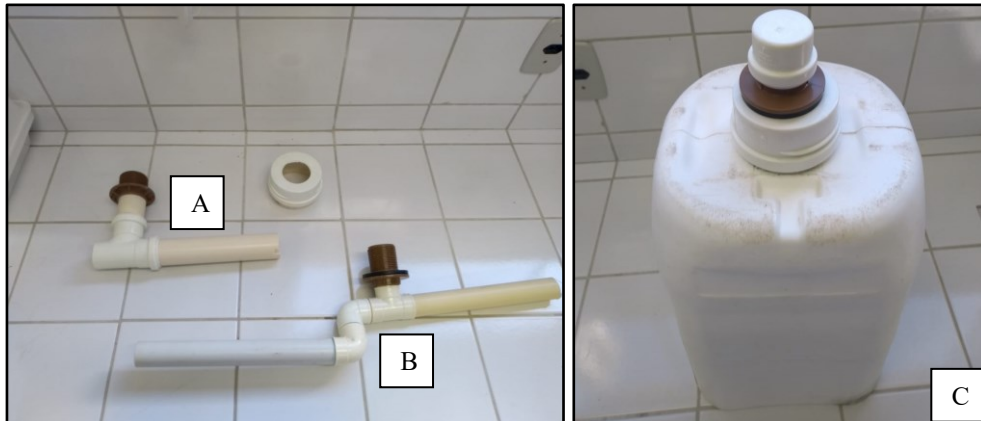


Figura 13. A. Estrutura para a entrada do efluente. B. Estrutura interna para abastecimento do esterco bovino de saída de lodo. C. Estrutura externa para abastecimento do esterco bovino e vedação. Fonte: Andrade (2021).

Um fundo falso foi criado no biodigestor para acumulação do lodo gerado a partir da degradação microbiana da matéria orgânica e decantação de partículas mais densas, Figura 14A. Para otimizar o recrudescimento microbiológico, além do esterco bovino, foi introduzido fragmentos de eletrodutos flexíveis corrugados, de aproximadamente 8 cm de comprimento e 25 mm de diâmetro, Figura 14B.

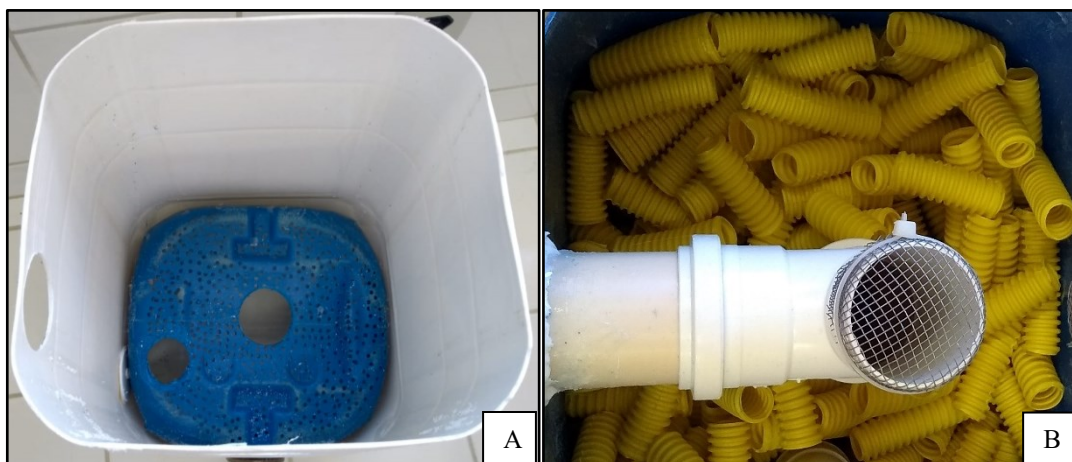


Figura 14. A. Fundo falso para disposição do lodo. B. Eletrodutos para otimizar o desenvolvimento microbiológico. Fonte: Andrade (2021).

Ambos os sistemas, vegetado e não vegetado, possuíram dois leitos em sequência, em escala de laboratório, sendo o primeiro de fluxo ascendente e o segundo de fluxo descendente, com dimensões de 62 cm de comprimento, 38 cm de largura, 15 cm de altura e com capacidade de 20 litros cada segmento, preenchido com uma camada 8 cm de brita comercial n. 0 e outra camada de 6 cm de solo. A diferença com relação a etapa 2 foi a supressão do esterco bovino no substrato, utilizado para o desenvolvimento da espécie *Portulaca oleracea* L. Em cada leito também foi adicionado, no centro, pontos para verificação do nível hídrico.

No SAC com cobertura vegetal foi utilizada a espécie *Eichhornia crassipes* M. no primeiro leito, Figura 15A, e *Portulaca oleracea* L. no segundo leito, Figura 15B. A espécie *Eichhornia crassipes* M., por ser aquática, foi coletada no rio Piancó, zona rural do município de Pombal-PB. A espécie *Portulaca oleracea* L. foi cultivada em sementeira e transplantada aos 21 dias após a germinação.



Figura 15. A. Primeiro leito do SAC com *Eichhornia crassipes* M. B. Segundo leito do SAC com *Portulaca oleracea* L. Fonte: Andrade (2021).

O tratamento iniciou aos 20 dias após o transplante, tempo necessário para o desenvolvimento do sistema radicular. Também foram transplantados exemplares encontrados nas dependências do Campus onde a pesquisa foi desenvolvida. Como o experimento ocorreu durante o período de chuvas na região em estudo, foi utilizada uma cobertura plástica transparente e impermeável para evitar que o efluente se misturasse com as águas pluviais, Figuras 16A e 16B. O fluxo hídrico foi controlado fazendo uso de um reservatório com capacidade de 250 litros, Figuras 16C e 16D.

O efluente coletado na agroindústria foi destinado a um biodigestor de resíduos sólidos orgânicos em cada sistema, Figura 16C e 16D, sendo adotado o tempo de retenção hidráulica de 10 dias. Para favorecimento do recrudescimento microbiológico foi inserido 100 ml de

esterco bovino diluído na proporção de 1:1. O tempo de retenção do efluente nos leitos foi de 48 horas.



Figura 16. Vista frontal dos SACs. B. Vista lateral dos SACs. C. Biodigestor do SAC com vegetação. D. Biodigestor do SAC sem vegetação. Fonte: Andrade (2021).

Para avaliar o desempenho dos biodigestores e do SAC vegetado e não vegetado foi realizada uma coleta semanal, pela manhã, do efluente bruto (EB), do efluente do biodigestor (BIO), do efluente do primeiro leito (SAC1) e do segundo leito (SAC2). Foram realizadas análises físico-químicas e microbiológicas no Laboratório de Análise de Água da Universidade Federal de Campina Grande para obtenção das variáveis: Temperatura Ambiente (TA); Temperatura do Efluente (TE); Umidade Relativa (UR); Irradiância Solar (IS); Oxigênio Dissolvido (OD); Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO); Sólidos Totais (ST), Sólidos Fixos (SF), Sólidos Voláteis (SV), Sólidos Sedimentáveis (SS); Turbidez (TB), Cor Aparente (CA), Cor Verdadeira (CV), Condutividade Elétrica (CE), pH, Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), Fósforo Total (P_{tot}) e contagem da população de coliformes totais e termotolerantes. Os parâmetros OD, TA, TE, UR, IS e SS foram mensurados *in loco*. Foram utilizados os procedimentos descritos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017).

Os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA, fator duplo). Para a determinação de onde ocorreram as diferenças significativas foi utilizado o teste de Tukey a 5%, fazendo uso do software Sisvar 5.7. Também foi aplicado o fator de interação entre os tratamentos (SAC Vegetado e Não Vegetado) e os Pontos (EB, BIO, SAC1 e SAC2).

3.5 Construção, operação e monitoramento de um sistema híbrido formado por um biodigestor em série com um SAC em escala de campo

Foi confeccionado um sistema híbrido de tratamento de efluentes composto por um biodigestor em série com um SAC, em escala real, com dimensões destacadas na Figura 17. Foram determinados quatro pontos de coleta: efluente bruto (EB), efluente do biodigestor (BIO), efluente do primeiro leito (SAC1) e efluente do segundo leito (SAC2).

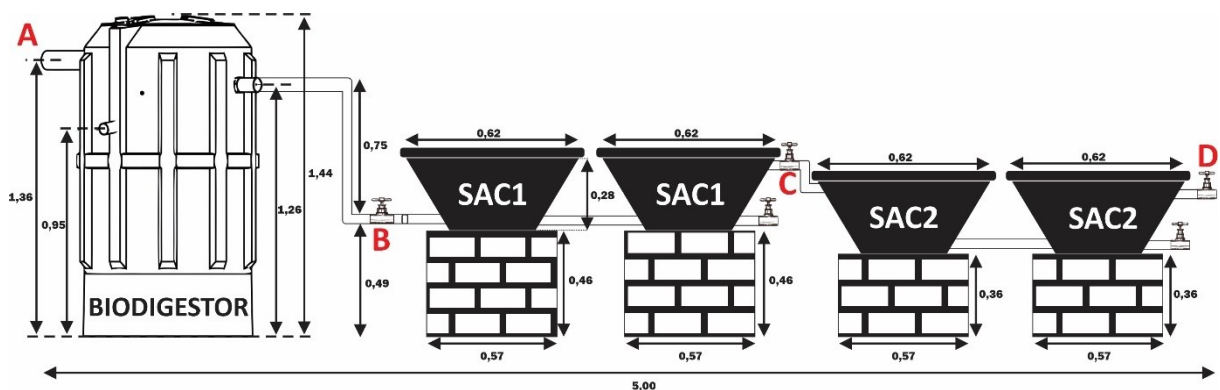


Figura 17. Representação esquemática do sistema Biodigestor em série com um Sistema Alagado Construído. A. Local de coleta do Efluente Bruto; B. Local de coleta do efluente do Biodigestor; C. Local de coleta do efluente do SAC1; D. Local de coleta do efluente do SAC2. Fonte: Andrade (2021).

O efluente sedimentado foi coletado em uma agroindústria de laticínios local, mais especificamente de produção de queijos, e destinado para o biodigestor com capacidade de 600 L de volume, adaptado do modelo chinês, adquirido comercialmente. O biodigestor possuiu 1,44 m de altura e 0,95 m de diâmetro. A altura em relação a entrada de efluente foi de 1,36 m e saída 1,26 m. A altura da saída de lodo foi de 0,95 m. Por fim, a circunferência da tampa foi de 0,6 m, detalhadas na Figura 18.

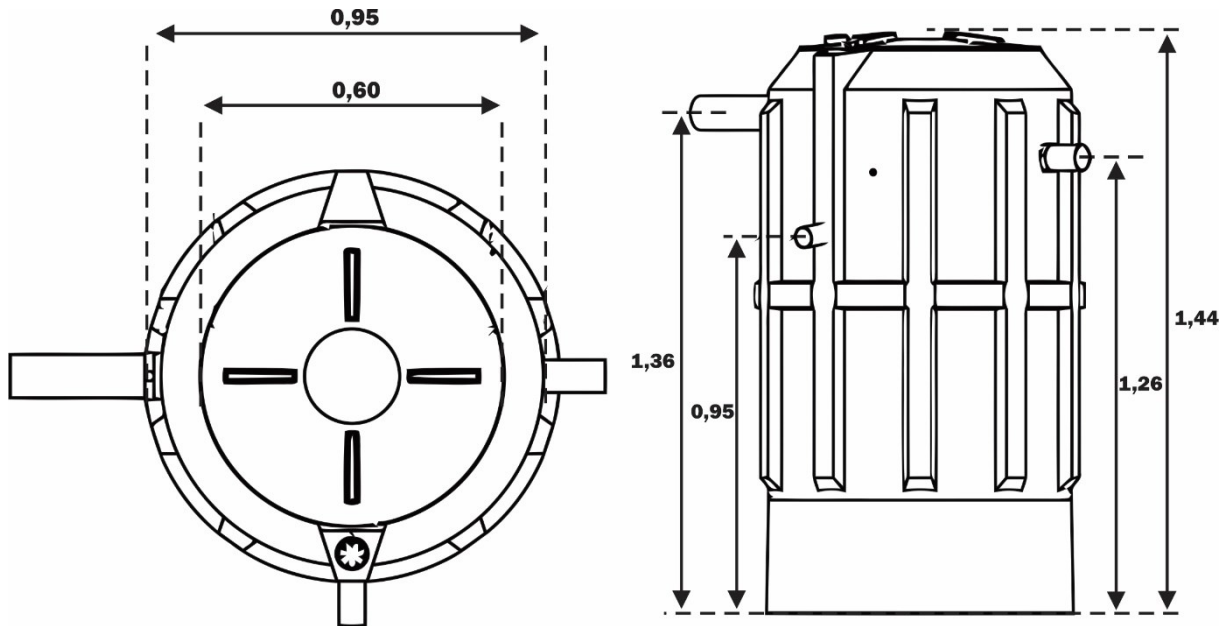


Figura 18. Biodigestor Modelo Chinês (adaptado), adquirido comercialmente. Fonte. Fortlev (2021).

No interior do biodigestor continha fragmentos de eletrodutos flexíveis corrugados, de aproximadamente 0,08 m de comprimento e 25 mm de diâmetro, Figura 19, no intuito de aumentar a área superficial para geração de biofilmes, otimizando a flora microbiana.



Figura 19. Eletrodutos para otimizar o desenvolvimento microbiológico. Fonte: Andrade (2021).

Para transferência do efluente sedimentado para o biodigestor foi utilizado um reservatório de PVC com capacidade de 100 litros e realizado o bombeamento com uma motobomba, modelo SB 1000 da fabricante Sarlobetter[®], com vazão máxima de 1000 L.h⁻¹, Figuras 20A e 20B. Foi utilizado 200 ml esterco bovino diluído na proporção de 1:1 que facilitou sua inserção no biodigestor. O esterco serviu para auxiliar no desenvolvimento da microbiota interna. Quanto ao tempo de retenção hidráulica, foi adotado o período de trinta dias no biodigestor e três dias em cada leito vegetado.

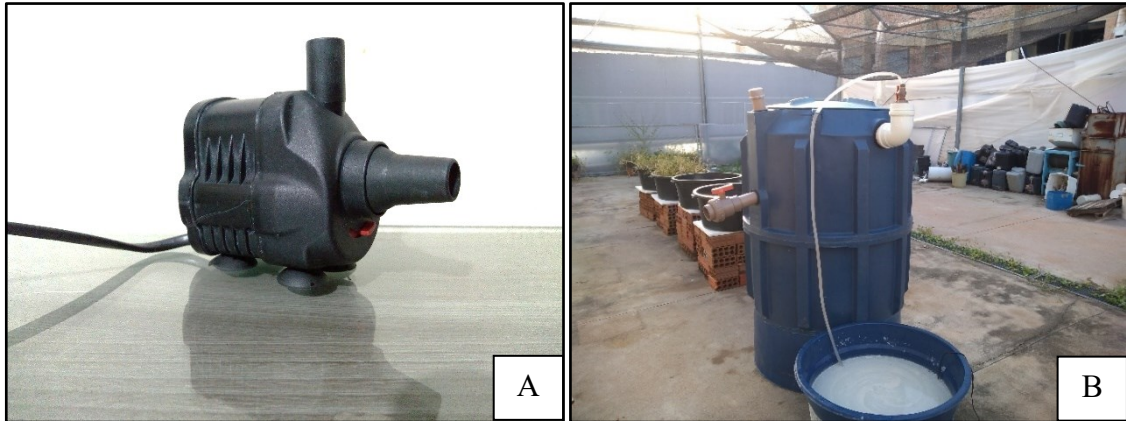


Figura 20. A. Motobomba submersa SB1000 Sarlobetter®. B. Bombeamento do efluente para o biodigestor.
Fonte: Andrade (2021).

Após o período de retenção hidráulica no biodigestor, o efluente seguiu para os SACs, compostos por dois leitos em série, sendo o primeiro de fluxo ascendente e o segundo de fluxo descendente, mostrado na representação esquemática da Figura 17. Os leitos foram confeccionados com quatro recipientes de polipropileno circulares medindo 0,6 m de raio e 0,3 m de profundidade. Cada leito foi composto por dois destes recipientes, interligado com flanges e cano de PVC de 25 mm, Figuras 21A e 21B.

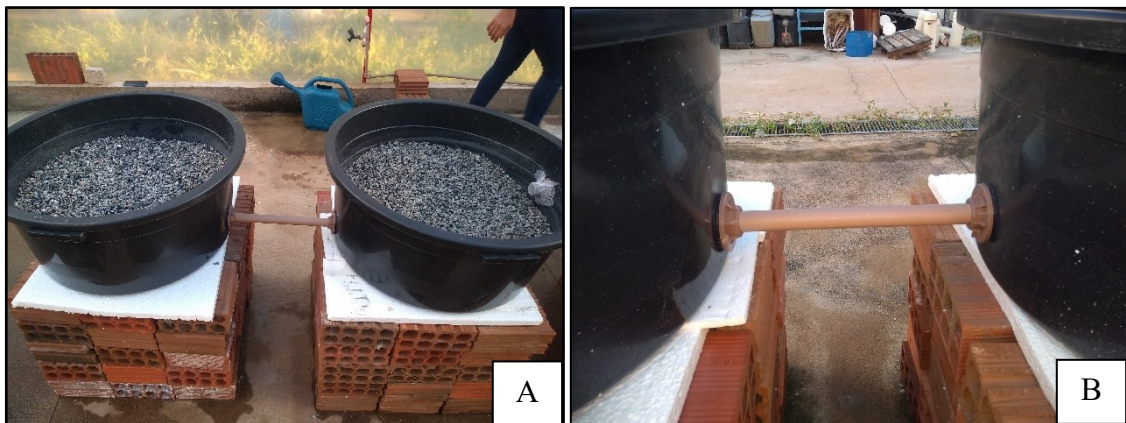


Figura 21. A. Dois recipientes plásticos formando um leito do SAC. B. Interligação dos dois recipientes com conexões de 25 mm. Fonte: Andrade (2021).

O primeiro leito do SAC foi cultivado com a espécie *Eichhornia crassipes* M., sendo utilizado como substrato uma camada de 0,5 m de brita comercial nº 0, no intuito de aumentar a área superficial para favorecimento da microbiota local, Figuras 21A e 22. A espécie foi coletada no rio Piancó, localizado no município de Pombal-PB, e transportada para o local do experimento em recipientes com água. O primeiro leito foi acondicionado em uma coluna feita de tijolos a uma altura de 0,46 m do pavimento.



Figura 22. Primeiro leito do SAC, cultivado com *Eichhornia crassipes* M. Fonte: Andrade (2021).

O segundo leito foi cultivado com a espécie *Portulaca oleracea* L., Figura 23. Foi utilizado como meio de suporte uma camada de 0,2 m de brita n. 0, adquirida comercialmente, e 0,08 m de solo, obtendo o cuidado para não ocorrer compactação desnecessária. O segundo leito foi construído com um declive de 0,1 m em relação ao primeiro. A espécie *Portulaca oleracea* L. foi cultivada em sementeira e transplantada aos 21 dias após a germinação. Também foram transplantados exemplares encontrados nas dependências do Campus onde a pesquisa foi desenvolvida. O tratamento iniciou 30 dias após o transplântio para o desenvolvimento do sistema radicular.



Figura 23. Segundo leito do SAC, cultivado com *Portulaca oleracea* L. Fonte: Andrade (2021).

No segundo leito do SAC foi instalado um tubo de PVC com 40 mm de diâmetro e disposto verticalmente 0,1 m acima da superfície, que serviu para verificação do nível hídrico existente. O sistema possuiu registros de controle de vazão, Figura 24A, haja vista, o fluxo ser

controlado manualmente e por meio gravitacional. Foram adicionados registros para o esvaziamento dos leitos, Figura 24B, sendo útil para remoção do lodo ou limpeza do sistema.

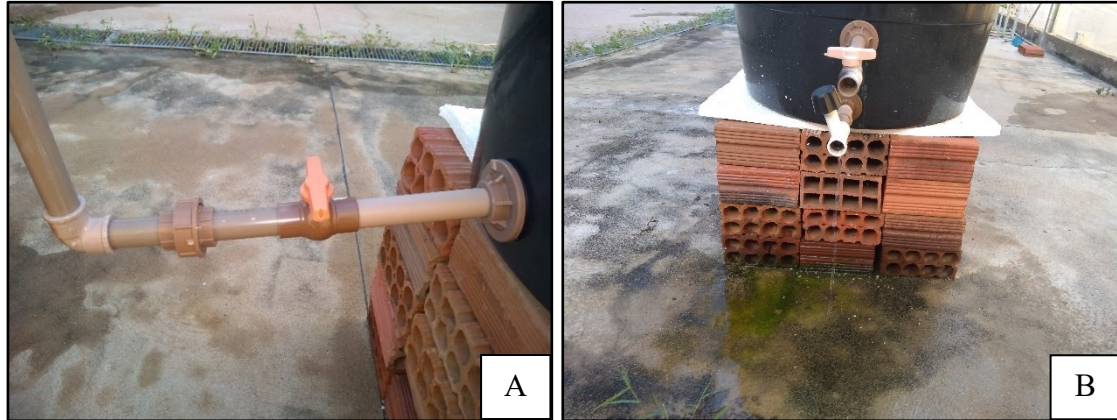


Figura 24. A. Registro para controle do efluente oriundo do biodigestor. B. Registro para coleta do efluente tratado (superior) e para esgotar o leito (inferior). Fonte: Andrade (2021).

Para avaliar o desempenho do biodigestor e do SAC foi realizada uma coleta semanal, pela manhã, do efluente bruto (EB), do efluente do biodigestor (BIO), do efluente do primeiro leito (SAC1) e do segundo leito (SAC2), neste último, o efluente final tratado. Foram realizadas análises físico-químicas e microbiológicas no Laboratório de Análise de Água da Universidade Federal de Campina Grande para obtenção das variáveis: Temperatura Ambiente (TA); Temperatura do Efluente (TE); Umidade Relativa (UR); Irradiância Solar (IS); Oxigênio Dissolvido (OD); Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO); Sólidos Totais (ST), Sólidos Fixos (SF), Sólidos Voláteis (SV), Sólidos Sedimentáveis (SS); Turbidez (TB), Cor Aparente (CA), Cor Verdadeira (CV), Condutividade Elétrica (CE), pH, Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), Fósforo Total (P_{tot}) e contagem da população de coliformes totais e termotolerantes. Os parâmetros OD, TA, TE, UR, IS e SS foram mensurados *in loco*. Foram utilizados os procedimentos descritos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017).

Os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA, fator único). Para a determinação de onde ocorreram as diferenças significativas foi utilizado o teste de Tukey a 5%, fazendo uso do software Sisvar 5.7.

Para obtenção das variáveis TA, TE, UR e IS que incidiram sobre o sistema, o processo foi automatizado mediante o uso do microcontrolador desenvolvido pela Arduino[®]. Para interligar os sensores e a placa foi utilizada uma *proto-board* 400 pontos, Figura 25A. O equipamento foi instalado junto aos SACs. Devido ao período de chuvas na região em estudo, foi providenciada uma cobertura plástica impermeável a fim de evitar possíveis curtos na placa e nos

sensores, Figura 25B. A alimentação da placa ocorreu com uma fonte de 12V, ligada diretamente na rede elétrica do Campus.

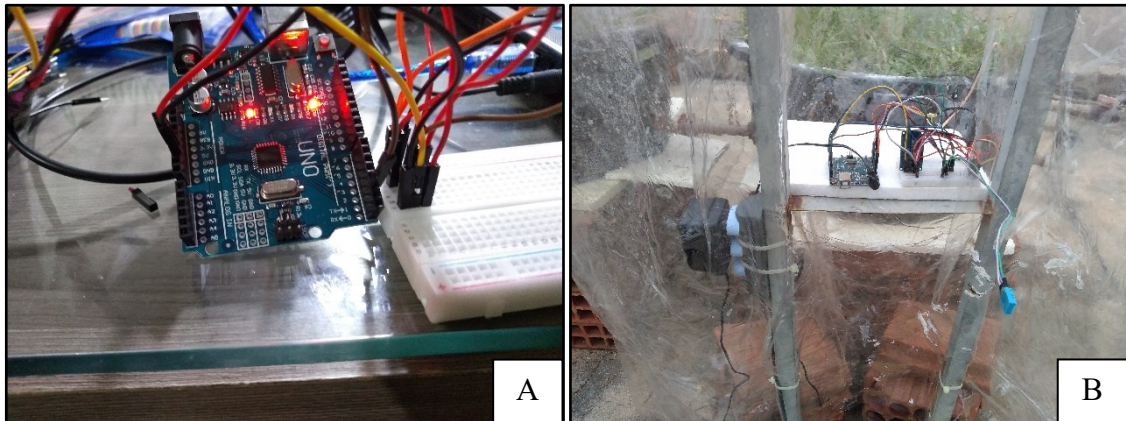


Figura 25. A. Arduino sendo configurado com os códigos sketch. B. Estrutura confeccionada para instalação do equipamento em campo. Fonte: Andrade (2021).

O Arduino[®] consiste em uma placa integrada ao IDE (*Integrated Development Environment*), sendo capaz de ser programado via computador e realizar o *upload* das linhas de comando para o hardware. O código programado é chamado de *sketch*. A linguagem de programação utilizada no IDE do Arduino[®] é a chamada C++, semelhante a linguagem utilizada nos dispositivos Android[®] e sistemas operacionais de computadores atuais (BANZI; SHILOH, 2011). Para medição da temperatura do efluente foi utilizado o sensor de temperatura DS18B20 à prova d'água, sendo indicado para utilização em ambientes alagados. Para obtenção da Irradiância Solar foi utilizado o sensor Grove – UV, baseado no sensor GUVA-S12D, Figura 26A, que possui uma ampla faixa espectral de 200 – 400 nm. Para obtenção da Temperatura Ambiente e Umidade Relativa foi utilizado o sensor DHT11, Figura 26 B, que permite fazer leituras de temperaturas entre 0 e 50 graus Celsius e umidade entre 20 e 90%.

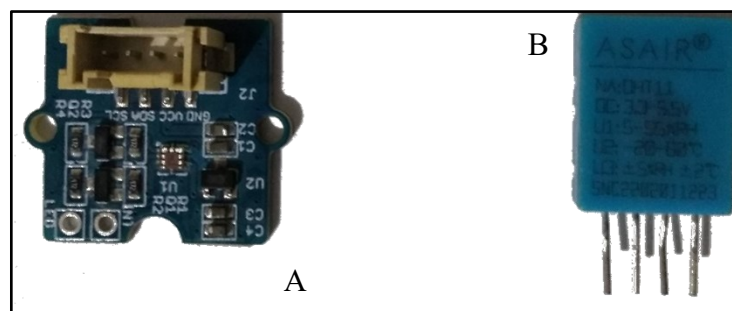


Figura 26. A. Sensor GUVVA-S12D para Irradiância Solar. B. Sensor DHT11 para Temperatura e Umidade Relativa. Fonte: Andrade (2021).

O Arduino[®] foi programado para coletar dados a cada 30 minutos e gravá-los em um cartão de memória Micro SD mediante uso do módulo Leitor Micro SD Card, Figura 27. O código-fonte utilizado na programação do Arduino[®] pode ser observado no Apêndice 1.



Figura 27. Módulo Leitor Micro SD Card para Arduino. Fonte: Andrade (2021).

3.5.1 Produção, tratamento e coleta do biogás

Foi confeccionada uma estrutura para a coleta dos gases oriundos do processo fermentativo do efluente e esterco bovino. As conexões para coleta do biogás do biodigestor foram confeccionadas com mangueiras de PVC, conectadas com adaptadores próprios para gás, devidamente vedados com fita veda rosca e fixas às braçadeiras do tipo pressão, com rosqueamento. Para a conexão com o recipiente foi utilizado um flange de 25 mm com adaptador para mangueira.

Para a obtenção de um gás com maior poder calorífico se faz necessário a remoção de impurezas e de outros gases indesejáveis mediante o processo de filtragem. Na primeira etapa, foi confeccionado um mecanismo conhecido por borbulhador, Figura 28A, constituído a partir de um recipiente plástico de 20 L, com um tubo de entrada que libera o gás no fundo do recipiente, o obrigando a passar por uma mistura de água e hidróxido de sódio, na proporção de 10:1, respectivamente, para remoção do gás carbônico que fica retido na água.

A segunda etapa consistiu na redução da umidade presente no gás mediante um filtro de sílica-gel, confeccionado com um tubo de PVC 40 mm com 30 cm de comprimento e vedados com cap em suas extremidades, Figura 28B, onde foram conectadas as mangueiras com os devidos adaptadores. A terceira etapa teve por intuito a redução do gás sulfídrico, mediante um filtro confeccionado com um tubo de PVC 40 mm com 30 cm de comprimento, preenchido com palha de aço, com extremidades vedadas com cap e interligadas às conexões com a mangueira,

Figura 28C. Em todos os filtros foram inseridos registros para controle da vazão e para facilitar o desacoplamento para eventuais manutenções (GARCIA, 2019).

Para armazenamento do biogás foi utilizada uma câmara de ar, modelo usado em pneu de moto, testada previamente contra vazamentos, Figura 28D. Como a câmara de ar possui apenas um orifício para entrada e saída de gás, foi utilizado um adaptador do tipo T com registros, permitindo o direcionamento do fluxo gasoso, Figura 28E. De acordo com Garcia (2019), essa situação permite que o volume de gás possa ser envasado em um botijão metálico apropriado, com auxílio de um compressor de refrigerador.

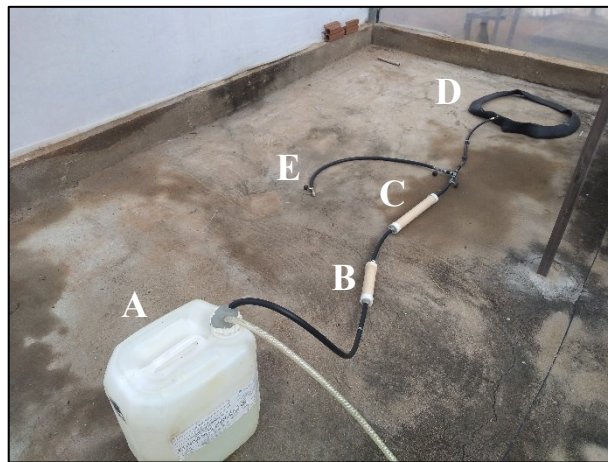


Figura 28. Processo de purificação do biogás. A. Borbulhador; B. Compartimento com sílica-gel; C. Compartimento com palha de aço; D. Câmara de ar; E. Destinação para o compressor. Fonte: Andrade (2021).

CAPÍTULO 4

RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Efeitos da salinidade sobre a espécie *Portulaca oleracea* L.

Os resultados da análise morfológica da espécie *Portulaca oleracea* L. se encontram descritos na Tabela 1.

Tabela 1. Resultados das análises morfológicas da espécie *Portulaca oleracea* L. submetida a diferentes níveis de salinidade.

Tratamentos	PARÂMETROS								
	CR (cm)	CC (cm)	DC (cm)	NF (Und)	MF (g)	MS (g)	UM (%)	CZ (%)	AF (mm ²)
T1	31,23 a	39,00 a	0,31 a	492,00 a	13,78 a	3,27 c	76,27 a	6,67 e	110,1 a
σ	(± 1,258)	(± 0,5)	(± 0,01)	(± 10,0)	(± 0,196)	(± 0,105)	(± 0,957)	(± 0,105)	(± 4,2)
T2	25,13 b	38,67 ab	0,32 a	502,67 a	10,71 b	3,41 bc	68,23 b	9,79 d	90,30 b
σ	(± 0,929)	(± 0,503)	(± 0,015)	(± 3,512)	(± 0,295)	(± 0,187)	(± 0,873)	(± 0,315)	(± 0,2)
T3	23,33 bc	37,73 b	0,32 a	490,33 a	9,29 c	3,71 abc	59,98 c	10,43 cd	67,13 c
σ	(± 1,106)	(± 0,569)	(± 0,015)	(± 4,509)	(± 0,352)	(± 0,109)	(± 1,885)	(± 0,335)	(± 1,756)
T4	22,43 cd	35,97 c	0,31 a	369,67 b	8,28 d	3,90 ab	52,85 d	11,57 c	54,77 d
σ	(± 0,153)	(± 0,473)	(± 0,006)	(± 18,502)	(± 0,234)	(± 0,072)	(± 1,536)	(± 0,28)	(± 0,961)
T5	20,60 de	34,07 d	0,31 a	370,00 b	7,49 d	3,81 ab	49,21 d	13,08 b	47,33 e
σ	(± 0,2)	(± 0,153)	(± 0,01)	(± 9,539)	(± 0,432)	(± 0,314)	(± 1,467)	(± 0,16)	(± 2,312)
T6	19,90 e	28,07 e	0,31 a	308,33 c	6,53 e	4,03 a	38,34 e	19,99 a	44,23 e
σ	(± 0,2)	(± 0,153)	(± 0,01)	(± 6,658)	(± 0,357)	(± 0,224)	(± 2,652)	(± 0,91)	(± 0,416)
CV (%)	3,34	1,20	3,70	2,39	3,44	5,08	2,91	3,84	3,09
P	0,0000*	0,0000*	0,8563 ^{NS}	0,0000*	0,0000*	0,0022*	0,0000*	0,0000*	0,0000*

T1 – 0,0 g.L⁻¹ NaCl; T2 – 1,0 g.L⁻¹ NaCl; T3 – 3,2 g.L⁻¹ NaCl; T4 – 5,4 g.L⁻¹ NaCl; T5 – 7,8 g.L⁻¹ NaCl; T6 – 10,4 g.L⁻¹ NaCl; CR – Comprimento da Raiz; CC – Comprimento do Caule; DC – Diâmetro do Caule; NF – Número de folhas; MF – Massa Fresca; MS – Massa Seca; UM – Umidade; CZ – Cinzas; AF – Área Foliar. CV – Coeficiente de Variação; σ - Desvio Padrão; * significativo a 5% de probabilidade; NS – não significativo. Médias seguidas por letras iguais nas colunas não diferem entre si (Tukey, p > 0,05).

No tocante ao Comprimento da Raiz, foi possível observar que houve maior desenvolvimento em ambientes com níveis menos elevados de concentração salina, como no controle (T1), demonstrado na Figura 29. Os dados obtidos corroboram com Kafi e Rahimi (2011), Franco et al. (2011) e Xing et al. (2019), onde o comprimento das raízes foi prejudicado em concentrações acima de 7 e 8,8 g.L⁻¹ de NaCl, respectivamente. Zaman et al. (2019) chegaram a observar um maior crescimento das raízes na concentração de 5,8 g.L⁻¹ de NaCl.

Dehghan et al. (2018) constataram uma redução de 75% da massa seca da raiz em *Portulaca oleracea* L. Nesta pesquisa, constatou-se uma redução de 36,7% no comprimento da raiz na maior concentração em relação ao controle (T1). Rewald et al. (2013) relataram que geralmente as raízes são as primeiras estruturas comprometidas pela salinidade por estarem em

contato direto com a solução salina no solo. Bekmirzaev et al. (2021) também relataram reduções significativas no comprimento da raiz de *Portulaca oleracea* L. em concentrações acima de $11,7 \text{ g.L}^{-1}$ de NaCl.

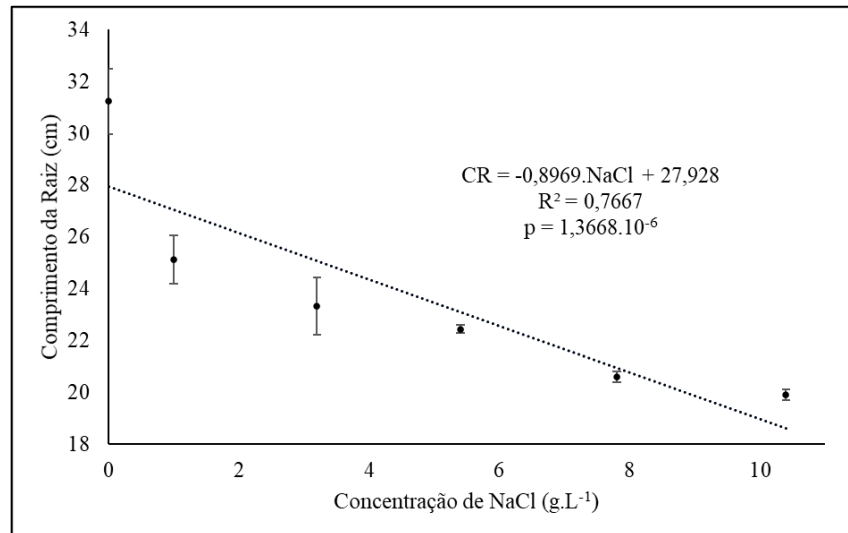


Figura 29. Comprimento da Raiz de *Portulaca oleracea* L. em diferentes concentrações de NaCl. Fonte: Andrade (2021).

Chang et al. (2012) e Samet e Çikili (2019) afirmam que níveis de antioxidantes como o ascorbato peroxidase (APx) tendem a aumentar em condições halófilas, atenuando os efeitos deletérios às plantas contra as chamadas espécies reativas do oxigênio (ERO). O APx é uma enzima que atua de forma antioxidante, catalisando o peróxido de hidrogênio (H_2O_2) em água, convertendo-o para ascorbato. Para que isso ocorra, o ascorbato atua como doador de elétrons. Elevadas concentrações de H_2O_2 podem acarretar danos a membrana celular e ao DNA da planta (SCANDALIOS et al., 2000). Auriol et al. (2007) e Dalal e Gupta (2007) destacam que o APx atua de forma positiva para oxidação de contaminantes emergentes, tais como hormônios sintéticos e compostos fenólicos.

Nas maiores concentrações salinas, as raízes se apresentaram frágeis, ocasionando injúrias no momento da sua retirada, Figura 30, fato também observado por Chang et al. (2012) em concentrações $11,7 \text{ g.L}^{-1}$ de NaCl, chegando a cessar o desenvolvimento da espécie. Bekmirzaev et al. (2021) destacam que altas concentrações de sais no solo dificultam a capacidade das raízes em extrair água e altas concentrações de sais na biomassa das plantas podem ser tóxicas, resultando na inibição de muitos processos fisiológicos e bioquímicos, como a captação e assimilação de nutrientes.

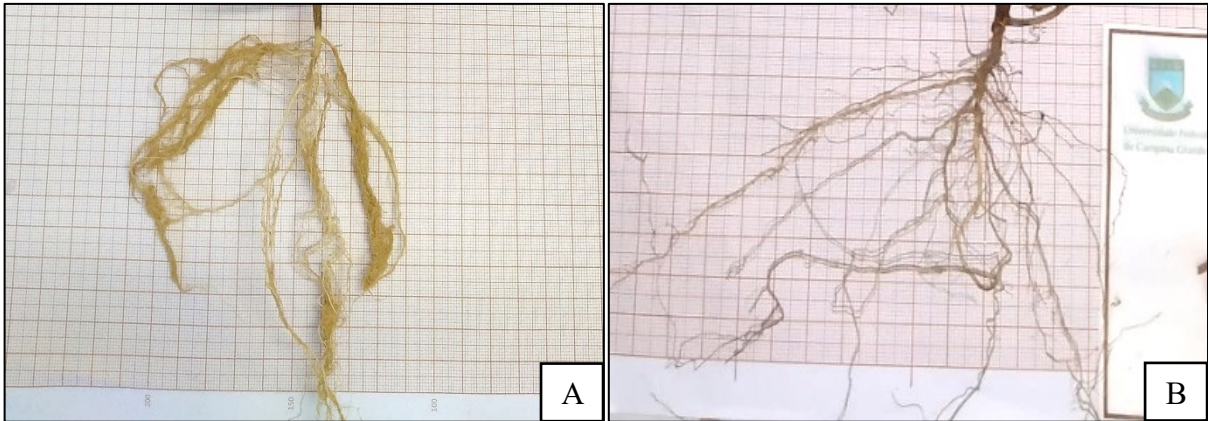


Figura 30. A. Aspecto visual da raiz de *Portulaca oleracea* L. sem estresse salino; B. Aspecto visual da raiz de *Portulaca oleracea* L. com $10,4 \text{ g.L}^{-1}$ de NaCl. Fonte: Andrade (2021).

Já com relação ao Comprimento do Caule, também foi possível observar que houve efeito deletério à medida que foi se elevando a concentração de NaCl, observado na Figura 31, sendo provocada, provavelmente, pela desidratação, fazendo com que o crescimento do caule seja retardado. Bekmirzaev et al. (2021) relataram reduções significativas no peso do caule de *Portulaca oleracea* L. em concentrações acima de $11,7 \text{ g.L}^{-1}$ de NaCl. Entretanto, Kong et al. (2014) relatam pouca influência no comprimento do caule em espécies submetidas ao estresse salino, podendo até atenuar os efeitos da deficiência de cálcio por um determinado tempo.

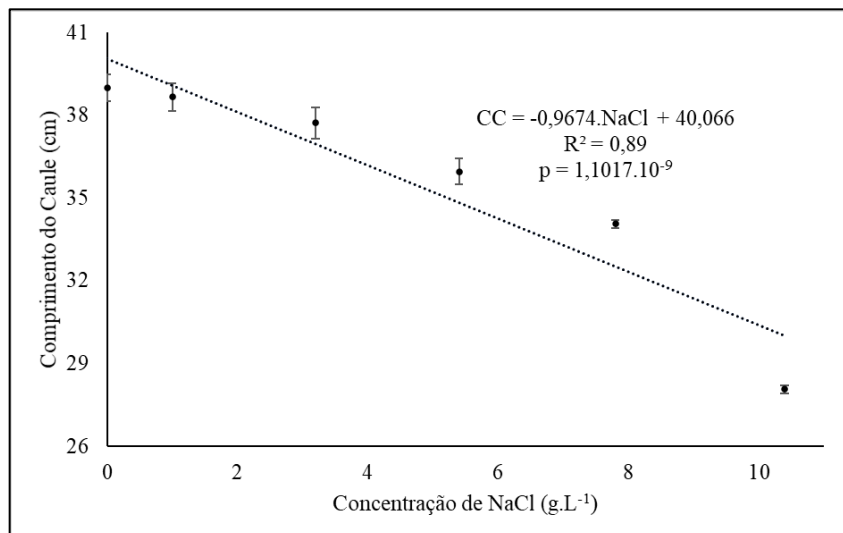


Figura 31. Comprimento do Caule de *Portulaca oleracea* L. em concentrações de NaCl. Fonte: Andrade (2021).

Em concentrações mais elevadas, como no tratamento T6, foi possível observar um amarelecimento e perda da plasticidade, Figura 32. Zaman et al. (2019) relatam que o estresse salino pode prejudicar o crescimento da espécie *Portulaca oleracea* L. em concentrações próximas a 12 g.L^{-1} de NaCl. Já Franco et al. (2011) relataram prejuízos ao comprimento do caule em concentrações acima de $3,2 \text{ g.L}^{-1}$ de NaCl em espécies cultivadas em estufa.



Figura 32. A. Características do caule da *Portulaca oleracea* L. sem estresse salino. B. Características do caule da *Portulaca oleracea* L. com $10,4 \text{ g.L}^{-1}$ de NaCl. Fonte: Andrade (2021).

Quanto ao Diâmetro do Caule, não foi possível constatar variações consideráveis entre os teores de NaCl em que a espécie foi submetida, Figura 33. Neste viés, Zaman et al. (2019) observaram decréscimo em teores acima de 12 g.L^{-1} de NaCl. Xing et al. (2019) não constatarem variações significativas do diâmetro do caule entre as concentrações de 6 a 12 g.L^{-1} de NaCl, mas constatarem uma mudança significativa entre o tratamento controle e a concentração de 3 g.L^{-1} de NaCl.

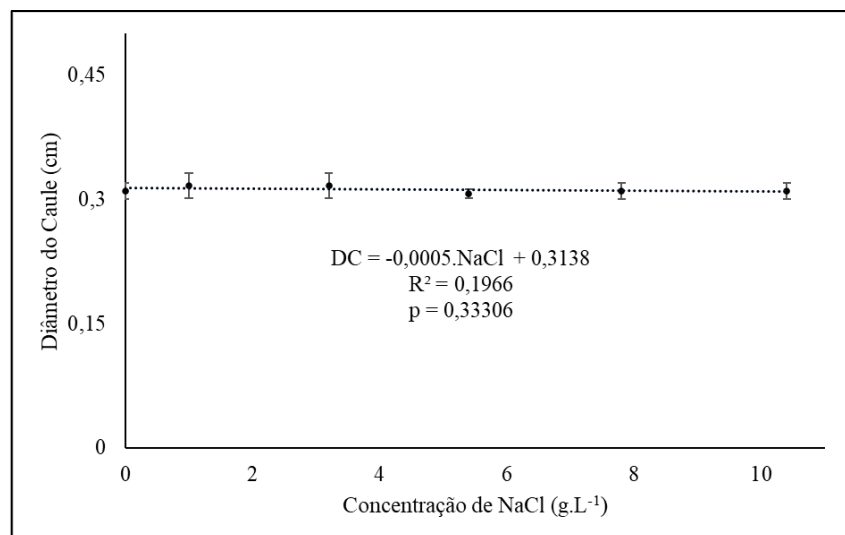


Figura 33. Diâmetro do Caule de *Portulaca oleracea* L. em concentrações de NaCl. Fonte: Andrade (2021).

Tank e Saraf (2010) afirmam que a salinidade, em determinados níveis, pode afetar adversamente o crescimento da planta, seja por meio da inibição osmótica da absorção de água pelas raízes ou por efeitos iônicos específicos. A salinidade aumenta a absorção de Na^+ , o que

eventualmente resulta em diminuição na absorção de Ca^{2+} e K^+ . Para Zaman et al. (2019), o aumento do nível de insaturação de ácido graxo pelo acúmulo do ω -3 pode ser a razão importante para alguns genótipos *Portulaca oleracea* L. serem tolerantes ao estresse salino.

O quantitativo foliar manteve-se sem variações significativas nos tratamentos T1, T2 e T3. T3 = $3,2 \text{ g.L}^{-1}$ de NaCl. Resultados semelhantes foram observados por Franco et al. (2011), onde até o tratamento com $3,2 \text{ g.L}^{-1}$ de NaCl não houve variação considerável em relação ao tratamento controle. A partir do tratamento T4 já houve diferenciação com relação ao controle. O T6 obteve os resultados menos satisfatórios, onde suas folhas começaram a apresentar coloração amarelada e posteriormente murcharam e caíram, o que levou a diminuição do quantitativo de folhas, observadas nas Figuras 34 e 35.



Figura 34. Características das folhas da espécie *Portulaca oleracea* L. submetidas a concentração salina com $10,4 \text{ g.L}^{-1}$ de NaCl. Fonte: Andrade (2021).

O estresse salino pode ter provocado redução nos níveis de clorofila, inibindo o processo fotossintético com a redução do quantitativo foliar, prejudicando o processo de nutrição da planta e, conseqüentemente, comprometendo seu desenvolvimento, conforme relatam Ahmad et al. (2013); Khan et al. (2014) e Acostamotos et al. (2017).

Zaman et al. (2019) também observaram a diminuição significativa do quantitativo foliar, principalmente em teores acima de 12 g.L^{-1} de NaCl, onde o estresse salino, as alterações metabólicas correspondentes e o ajuste osmótico induziram a senescência foliar e a decomposição da clorofila. Lopes et al. (2019) destacam que o estresse salino pode estar associado a problemas morfológicos, fisiológicos e alteração bioquímica quando em níveis críticos, interferindo com a absorção e transporte de água e nutrientes para a planta.

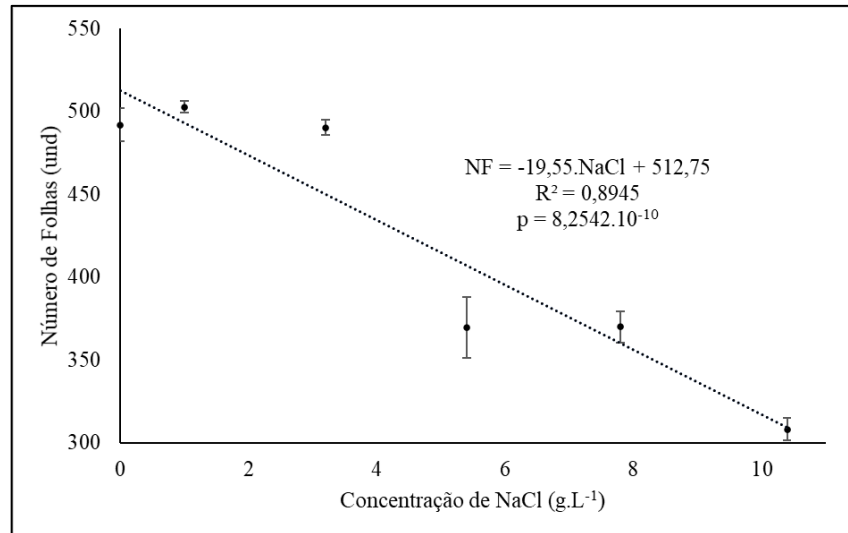


Figura 35. Número de Folhas de *Portulaca oleracea* L. em concentrações de NaCl. Fonte: Andrade (2021).

Sdouga et al. (2019) relataram uma variação importante em função da concentração de NaCl, com perda de 70% do teor de proteínas foliares na concentração de 8,77 g.L⁻¹, comprometendo sua resistência e se desprendendo da planta. Dehghan et al. (2018) também correlacionaram teores de sais mais elevados com o decréscimo dos níveis de proteína foliar. Xing et al. (2019) mostraram que a salinidade, em concentrações mais elevadas, afetou significativamente as concentrações de Na⁺, K⁺, Mg²⁺ e Ca²⁺ nas raízes, caule e folhas em *Portulaca oleracea* L.

A Massa Fresca da planta também sofreu efeito adverso à medida que a concentração de NaCl se elevava, com os menores níveis no tratamento T6, observado nas Figura 36 e 37B. A redução da Massa Fresca no tratamento T6 se apresentou 52,6% inferior ao controle (T1). Bekmirzaev et al. (2021) relataram reduções na massa fresca de *Portulaca oleracea* L. em aproximadamente 33,6% quando submetidas a concentrações acima de 11,7 g.L⁻¹ de NaCl.

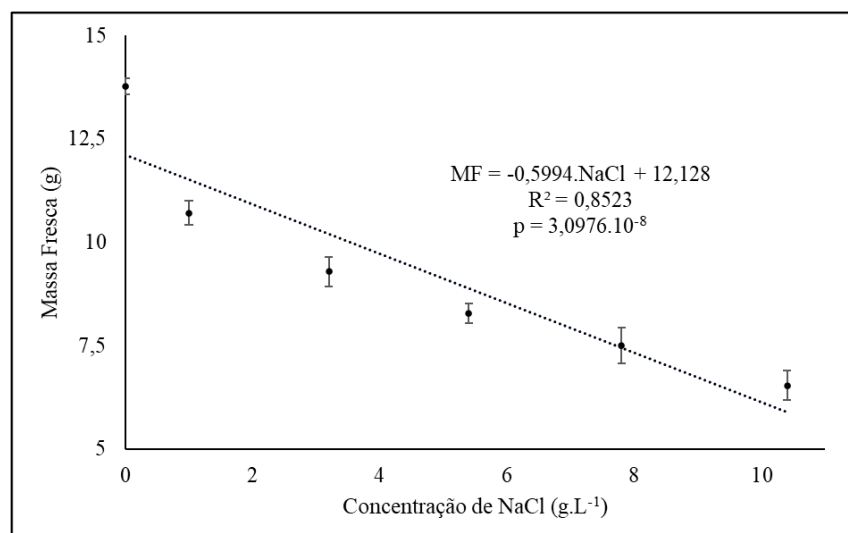


Figura 36. Massa Fresca de *Portulaca oleracea* L. em concentrações de NaCl. Fonte: Andrade (2021).

Algumas plantas do tratamento T4 também não atingiram um desenvolvimento satisfatório, Figura 37A. Resultado que corrobora com Yazici et al. (2007) e Franco et al. (2011), na qual houve uma redução de 61,7% e 82,3 % da massa fresca a uma concentração de 8,2 g.L⁻¹ e 12 g.L⁻¹ de NaCl, respectivamente, quando comparado ao tratamento com menor teor salino. Kafi e Rahimi (2011) salientam que concentrações mais elevadas de sais poderão ocasionar perda de biomassa em espécies de *Portulaca oleracea* L. No entanto, nesta pesquisa, a redução foi observada apenas no tocante a Massa Fresca.



Figura 37. A. Características da *Portulaca oleracea* L. submetida a 5,4 g.L⁻¹ de NaCl. B. Características da *Portulaca oleracea* L. submetida a 5,4 g.L⁻¹ de NaCl. Fonte: Andrade (2021).

Com relação a Massa Seca da planta, foi possível observar um incremento à medida que a concentração de NaCl se elevava, Figura 38. Contudo, não houve diferença considerável entre os tratamentos T3 a T6. O tratamento T6 obteve um índice 23,2% maior em relação ao tratamento controle, diferindo de Yazici et al. (2007), que obtiveram uma redução de 34% em relação ao tratamento controle.

Xing et al. (2019) observaram que não houveram diferenças significativas na massa fresca e na massa seca até a uma concentração de 5,8 g.L⁻¹ de NaCl. Franco et al. (2011) observaram uma redução de 69,4% a uma concentração acima de 12 g.L⁻¹ de NaCl. Entretanto, Franco et al. (2011) também relatam que não houve diferenciação entre os tratamentos com concentrações salinas de 3,2 a 12 g.L⁻¹ de NaCl, indicando uma constância da massa seca à medida que a concentração salina aumenta.

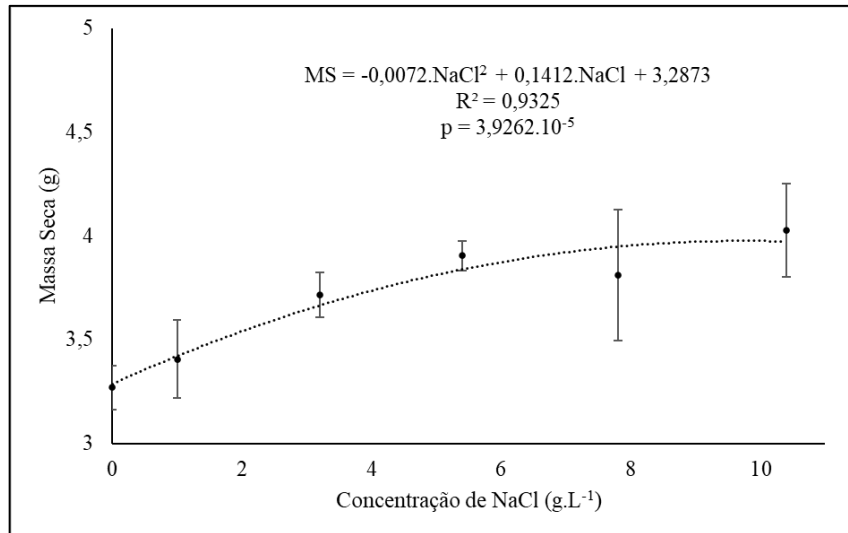


Figura 38. Massa Seca de *Portulaca oleracea* L. em concentrações de NaCl. Fonte: Andrade (2021).

A Umidade da planta manteve níveis mais elevados no tratamento controle, diferindo estatisticamente dos demais, Figura 39. O tratamento T6 obteve uma redução da umidade na ordem de 49,7% em relação ao controle (T1). Apenas os T4 e T5 não diferiram estaticamente pelo teste Tukey a 5% de probabilidade. Ashraf et al. (2018) e Numan et al. (2018) salientam que o estresse salino poderá afetar negativamente a absorção de água, justificando a falta de plasticidade observada nesta pesquisa em teores mais elevados de sais. Já Teixeira e Carvalho (2009) não observaram decréscimo considerável no nível de umidade quando submetida ao estresse salino de até 15 g.L⁻¹ de NaCl.

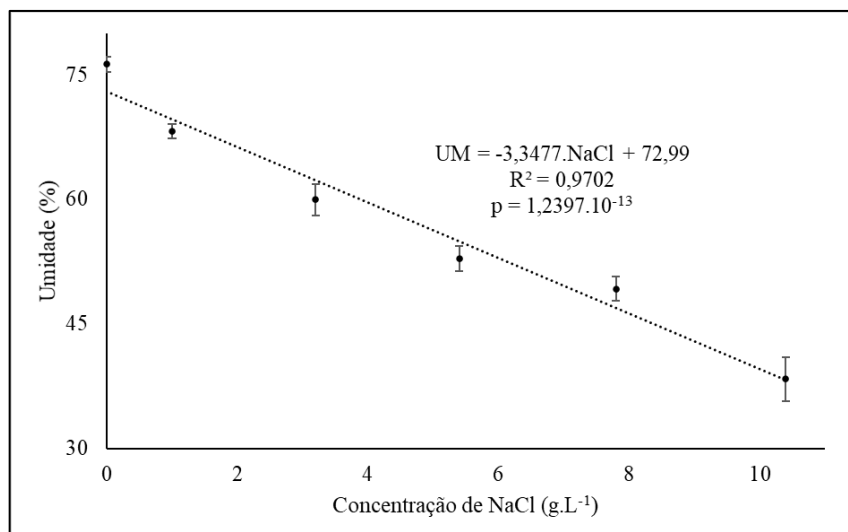


Figura 39. Teor de umidade de *Portulaca oleracea* L. em concentrações de NaCl. Fonte: Andrade (2021).

No tocante às cinzas, foi possível observar que, ao incrementar-se a quantidade de sais disponibilizada a planta, os teores da fração inorgânica tendem a elevar-se, Figura 40, sendo

que, o tratamento T6, de maior concentração salina, diferiu estatisticamente dos demais, onde houve um acréscimo de 119,7% em relação ao tratamento controle, corroborando com Khan et al. (2000); Khan et al. (2005) e Eisa et al. (2017). Resultados também próximos aos de Teixeira e Carvalho (2009) que obtiveram um acréscimo de cerca de 100% em relação ao tratamento controle. Kamar et al (2008) salientam que em condições hipossalinas pode ser obtido um teor de cinzas de 7,37%.

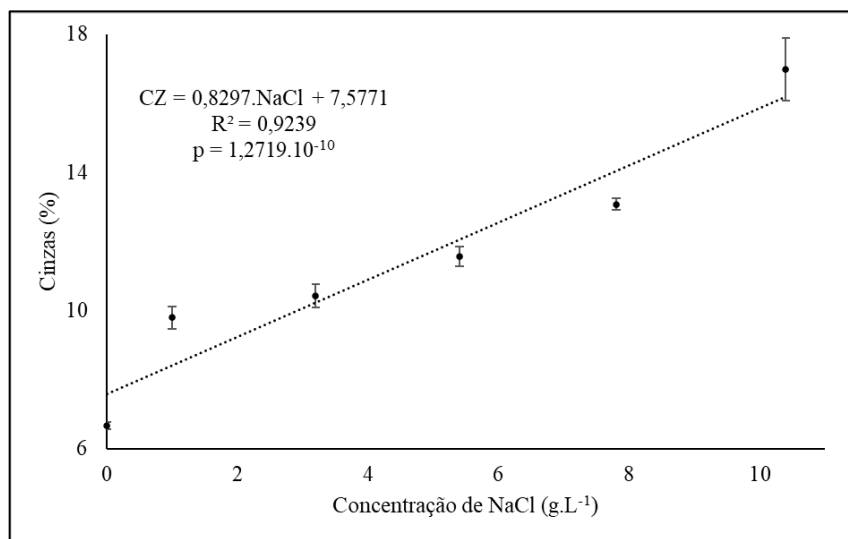


Figura 40. Teor de Cinzas de *Portulaca oleracea* L. em concentrações de NaCl. Fonte: Andrade (2021).

A Área Foliar foi comprometida com o aumento da concentração salina aplicada, Figura 41. O tratamento controle diferiu dos demais, sendo os mais prejudicados os tratamentos T5 e T6, com 7,8 e 10,4 g.L⁻¹ de NaCl, respectivamente, Figura 42.

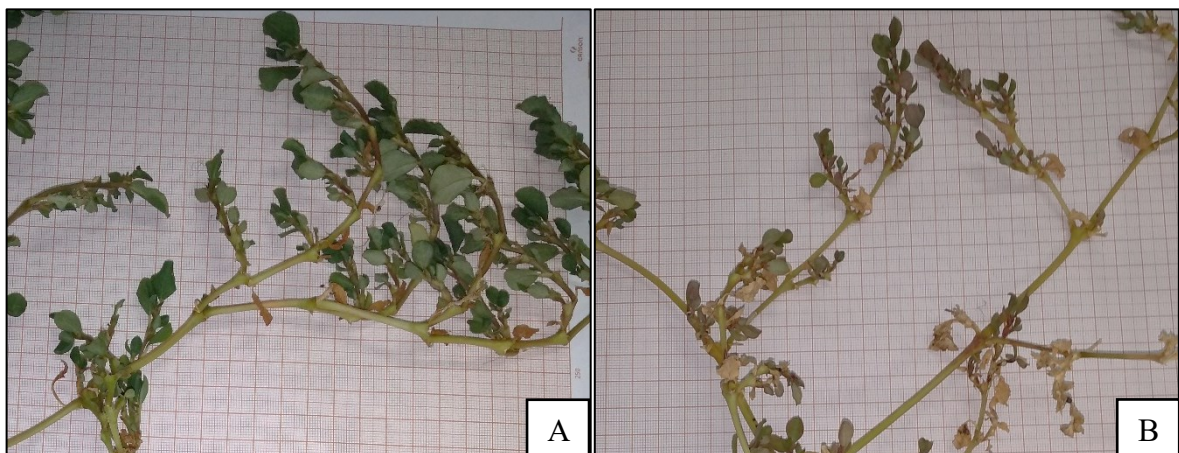


Figura 41. A. Características das folhas da *Portulaca oleracea* L. sem estresse salino. B. Características do das folhas da *Portulaca oleracea* L. com 10,4 g.L⁻¹ de NaCl. Fonte: Andrade (2021).

O tratamento T5 decaiu 57% e o T6, 59,8% em relação ao tratamento controle (T1). Lacerda et al. (2015) e Alam et al. (2016) também observaram efeitos adversos nas folhas em concentrações mais acentuadas de sais, como folhas jovens retorcidas e necrose em folhas mais antigas.

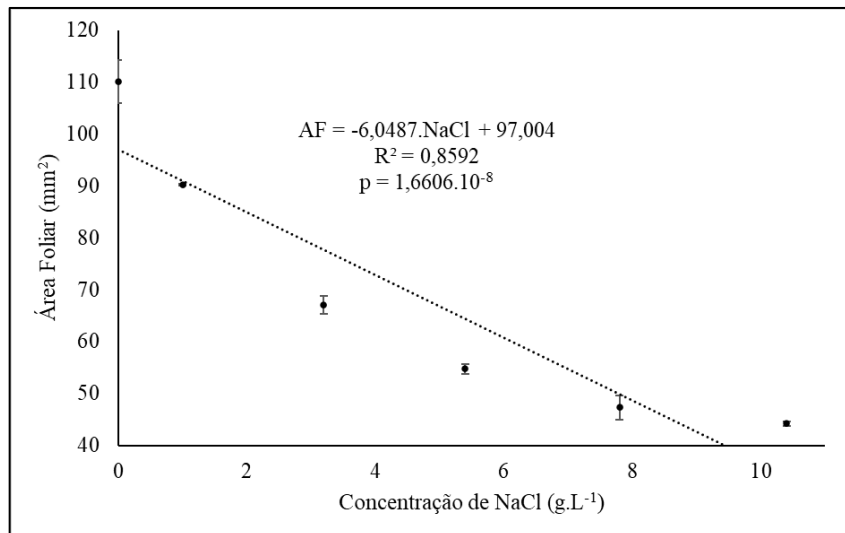


Figura 42. Área Foliar de *Portulaca oleracea* L. em concentrações de NaCl. Fonte: Andrade (2021).

Franco et al. (2011) observaram decréscimo do referido parâmetro em concentrações superiores a 6,0 g.L⁻¹ de NaCl. Teixeira e Carvalho (2009) destacam que o teor médio de água da espécie avaliada diminui gradativamente à medida que o nível de salinidade aumenta, provocando desidratação da folha e, conseqüentemente, comprometendo suas dimensões.

4.2 Sistema SAC operando de forma isolada em escala de laboratório.

Os resultados da análise estatística dos tratamentos estão descritos na Tabela 2. A temperatura interna no SAC não se alterou significativamente no decorrer das etapas de tratamento. Esta etapa da pesquisa ocorreu durante o verão e início do outono, dezembro de 2019 a fevereiro de 2020, onde a temperatura ambiente variou entre 25° e 42° C.

Em SACs, em virtude do quantitativo de espécies vegetais, a temperatura da água é atenuada pelo sombreamento (REEDER, 2011). Se a intenção for o descarte do efluente tratado em corpos hídricos receptores, a Resolução Conama n. 430/2011 estabelece que a temperatura deve se apresentar abaixo de 40 °C, não podendo ultrapassar a diferença de 3 °C no limite da zona de mistura.

Tabela 2. Resultados estatísticos do tratamento do efluente de laticínios no Sistema Alagado Construído usando a espécie *Portulaca oleracea* L.

Etapa de tratamento	PARÂMETROS							
	T (°C)	pH	CE (μS.m ⁻¹)	SS (mL.L ⁻¹)	OD (mg.L ⁻¹)	TB (NTU)	CA (uH)	CVd (uH)
BRT	28,3 a	5,17 b	843,20 c	2,25 a	5,10 a	700 a	4370 a	390 b
σ	(± 1,002)	(± 0,09)	(± 3,704)	(± 0,25)	(± 0,5)	(± 59,0)	(± 110,0)	(± 91,0)
SAC1	27,5 a	6,46 a	1758,7 b	0,10 b	4,65 ab	127 b	1770 b	663 a
σ	(± 2,026)	(± 0,066)	(± 127,5)	(± 0,0)	(± 0,05)	(± 13,503)	(± 350,0)	(± 57,0)
SAC2	27,6 a	6,47 a	2218,0 a	0,10 b	4,10 b	62 b	860 c	673 a
σ	(± 1,947)	(± 0,160)	(± 9,0)	(± 0,0)	(± 0,1)	(± 8,1)	(± 90,0)	(± 82,501)
CV (%)	3,07	2,02	4,47	17,67	5,96	12,35	10,84	15,61
P	0,229 ^{NS}	0,0003 *	0,0001*	0,0001*	0,0281*	0,0001*	0,0298*	0,0002*

Etapa de tratamento	PARÂMETROS						
	P (mg.L ⁻¹)	DQO (mg.L ⁻¹)	DBO (mg.L ⁻¹)	NTK (mg.L ⁻¹)	ST (g.L ⁻¹)	SV (g.L ⁻¹)	SF (g.L ⁻¹)
BRT	6,64 ab	1828,0 a	38,25 a	21,28 c	2,38 a	1,90 a	0,48 b
σ	(± 0,02)	(± 55,336)	(± 3,75)	(± 1,68)	(± 0,24)	(± 0,21)	(± 0,03)
SAC1	6,36 b	1703,8 a	43,65 a	68,88 a	1,68 b	1,04 b	0,64 b
σ	(± 0,215)	(± 81,90)	(± 2,85)	(± 0,56)	(± 0,11)	(± 0,03)	(± 0,08)
SAC2	6,91 a	615,27 b	43,80 a	63,00 b	1,70 b	0,82 b	0,88 a
σ	(± 0,015)	(± 263,15)	(± 1,80)	(± 3,08)	(± 0,03)	(± 0,031)	(± 0,025)
CV (%)	1,82	11,86	8,09	3,35	8,97	10,80	8,97
P	0,0127*	0,0015*	0,1883 ^{NS}	0,0000*	0,0123*	0,0013*	0,0032*

BRT – Efluente Bruto; BIO – Efluente do Biodigestor; SAC1 – Efluente do primeiro leito; SAC2 – Efluente do segundo leito; T – Temperatura; pH – Potencial Hidrogeniônico; CE – Condutividade Elétrica; SS – Sólidos Sedimentáveis; OD – Oxigênio Dissolvido; TB – Turbidez; CA – Cor Aparente; CVd – Cor Verdadeira; P – Fósforo Total; DQO – Demanda Química de Oxigênio; DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio; NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl; ST – Sólidos Totais; SV – Sólidos Voláteis; SF – Sólidos Fixos; CV – Coeficiente de Variação; σ – Desvio Padrão; *significativo a 5% de probabilidade; NS – não significativo. Médias seguidas por letras iguais nas colunas não diferem entre si (Tukey, $p < 0,05$).

A temperatura atua diretamente no metabolismo dos microrganismos. Temperaturas muito baixas podem retardar o metabolismo, o que implica em um maior tempo de retenção hidráulica, comprometendo a eficiência do processo de tratamento. Temperaturas mais elevadas poderão ocasionar a morte de determinados microrganismos, impactando negativamente o tratamento. Van de Moortel et al. (2010) enfatizam que os Sistemas Alagados Construídos são diretamente afetados pela radiação solar e pela temperatura do ar, impactando a atividade das plantas e os processos microbianos.

Tao et al. (2012) afirmam que temperaturas acima de 30 °C interferem nos processos de nitratação e nitrificação. Kyriacou et al. (2019) explicam que a alta incidência solar, e consequente elevação da temperatura, promove uma alta atividade de nitrato redutase, provocando a sua diminuição na planta, em especial nas folhas.

Orsini e De Pascale (2007), Franco et al. (2011), Khan et al. (2018) e Colla et al. (2018) também enfatizam a relevância da intensidade luminosa no processo de acumulação do nitrato na biomassa vegetal. No que diz respeito ao desenvolvimento da espécie, Dehkordi et al. (2015)

salientam que a germinação é beneficiada em temperaturas em torno de 25 °C, porém, tendem a diminuir em concentrações salinas e grau de estresse hídrico elevados.

Em muitos momentos desta pesquisa, a temperatura ambiente excedeu os 40 °C. Jin et al. (2016) destacam que as plantas respondem ao calor mediante uma adaptação progressiva no seu estado fisiológico e metabólico. O calor também pode intensificar a produção de Espécies Reativas de Oxigênio (ERO), causando estresse oxidativo e danos à estrutura morfológica da planta (CHANG et al., 2008, TANVEER et al., 2013, SAMET; ÇIKILI, 2019, SONG et al., 2020).

Jin et al. (2016) destacam que se houver a combinação de altas temperaturas com escassez hídrica pode-se induzir a planta a respostas antagônicas e sinérgicas. Para atenuar o calor, as folhas das plantas tendem a abrir seus estômatos para elevar a taxa de transpiração e diminuir a temperatura, mas em conjunto com condições de escassez hídrica, os estômatos não podem ficar abertos para evitar perdas desnecessárias de água.

Quanto ao pH, foi possível observar um aumento considerável já na primeira etapa do tratamento, tendendo a neutralidade, Figura 43, o que demonstra efeito positivo no tamponamento do sistema, impactando positivamente o desenvolvimento de microrganismos que atuam no processo de tratamento. A Resolução do Conama n. 430/2011 estabelece que os efluentes lançados em corpos hídricos receptores devem apresentar valores de pH compreendidos entre 5 e 9 para evitar efeitos danosos ao ecossistema aquático.

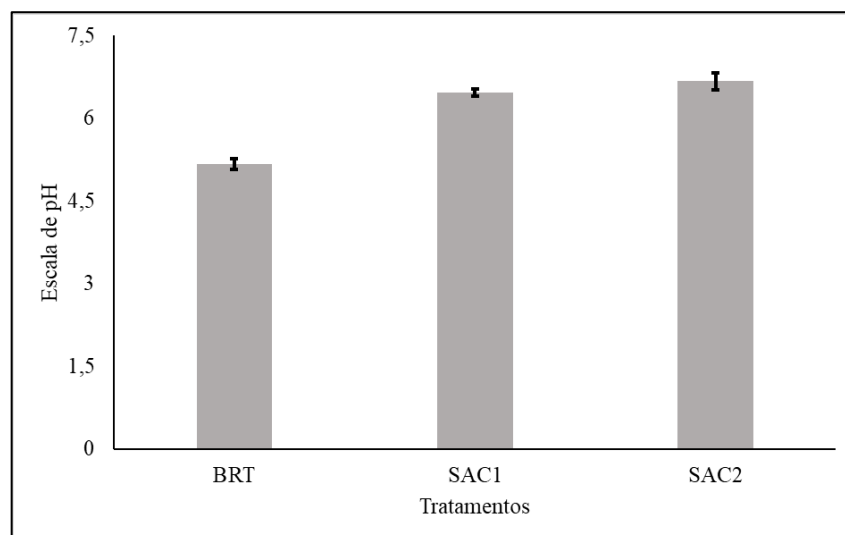


Figura 43. Variação do pH no decorrer das etapas de tratamento. Fonte: Andrade (2021).

Os resultados obtidos nesta pesquisa corroboram com Dipu et al. (2011), He et al. (2012), Tao et al. (2012) e Rahman et al. (2014), que também obtiveram valores próximos a

neutralidade no tratamento de efluentes em SAC. Ao observar uma possível correlação entre o Oxigênio Dissolvido e o pH, percebeu-se que, apesar de um decréscimo acentuado no OD, proporcionalmente, o pH não seguiu a mesma tendência, o que poderia ser esperado em virtude dos altos índices de degradabilidade da matéria orgânica presente no SAC. Neste viés, Reeder (2011) também não observou uma redução no pH proporcional a grandes mudanças no Oxigênio Dissolvido.

Dipu et al. (2011) afirmam que o pH consiste em um dos principais parâmetros que afetam o processo de bioadsorção. Para Southichak et al. (2006), em um pH abaixo de 4, dificilmente ocorrerá a remoção da maioria dos metais pesados. Dipu et al. (2011) ainda ressaltam que uma redução de pH pode ser decorrente da absorção de nutrientes e determinados sais pelas plantas e/ou pela liberação de íons H^+ através da interação com íons metálicos.

A Condutividade Elétrica aumentou no decorrer do tratamento, diferindo em cada etapa do processo, atingindo seu ápice no efluente pós-tratado, Figura 44. A hipótese para este fato pode estar correlacionada ao uso do esterco bovino que compõe o substrato para a espécie avaliada. Geralmente, os criadores de gado da região fornecem o sal mineral como complementação alimentar que refletirá no aumento de sais no esterco, em especial, o NaCl. Fato ressaltado por Hao e Chang (2003), Nurmi e Harahap (2019) e Tokita et al. (2020) ao afirmarem que o alto teor de sal no esterco bovino é resultado do sal adicionado à dieta, usado como transportador de aditivos nutricionais para um bom desenvolvimento do rebanho.

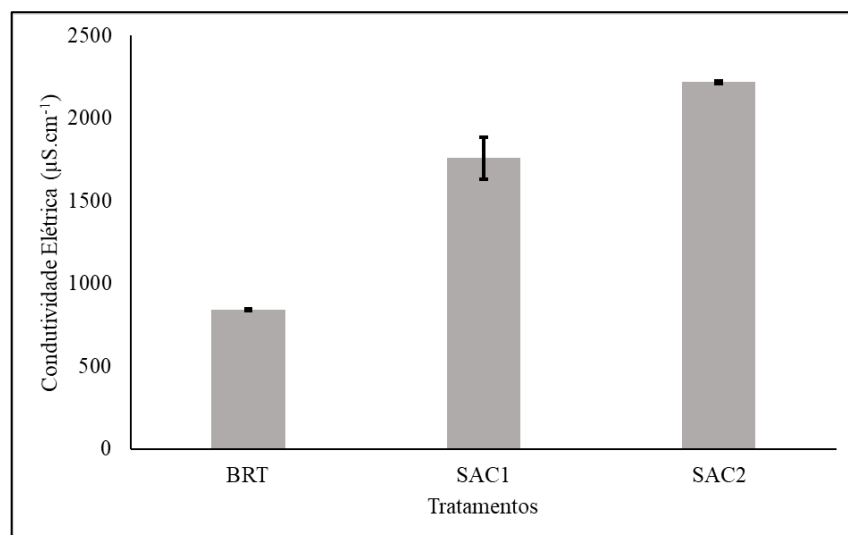


Figura 44. Variação da Condutividade Elétrica no decorrer das etapas de tratamento. Fonte: Andrade (2021).

Um dos aspectos positivos observados no SAC foi com relação à série de sólidos, com exceção dos sólidos fixos. Na Figura 45, é possível observar uma redução considerável nos

parâmetros Sólidos Sedimentáveis, Sólidos Totais e Sólidos Voláteis, atingindo uma taxa de 95,6%, 29,4% e 56,8%, respectivamente. Vymazal (2005) salienta que a remoção de sólidos em suspensão pelos SACs de Fluxo Subsuperficial é bastante elevada, como visto em especial nos Sólidos Sedimentáveis e Sólidos Voláteis. Nos Sólidos Totais, a redução foi aquém da esperada. Já nos Sólidos Fixos, observou-se um incremento de 83,3%, podendo justificar a redução da eficiência da remoção dos Sólidos Totais. Esse aumento pode estar relacionado ao uso de esterco bovino no biodigestor e nos leitos vegetados.

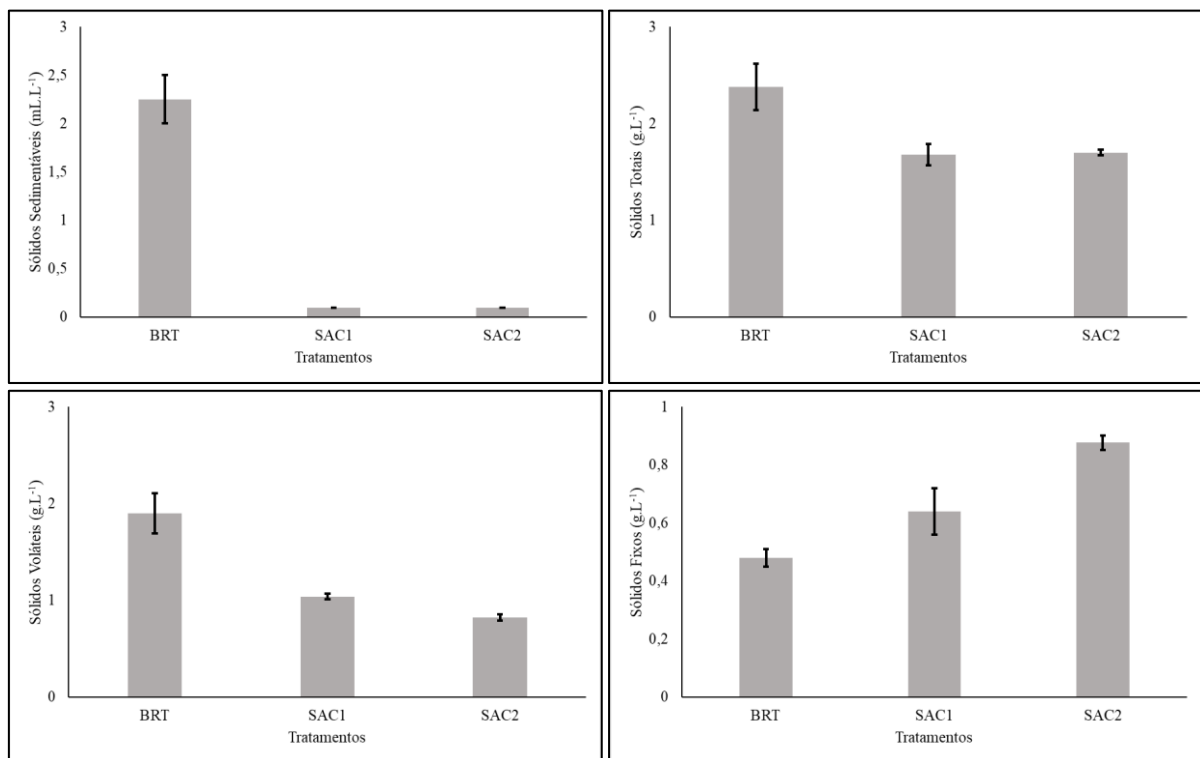


Figura 45. Variação da série de sólidos no decorrer das etapas de tratamento. Fonte: Andrade (2021).

Na Turbidez também houve uma redução significativa, atingindo um patamar de 91,14%, destacadas na Figura 46, resultados semelhantes aos obtidos por Dipu et al. (2010) para tratamento de efluente industrial em SAC. Sanchez et al. (2018) também destacam que essa redução ocorre, provavelmente, devido ao predomínio de mecanismos físicos no processo de remoção de material particulado e ao desenvolvimento do biofilme na zona radicular das plantas e nos interstícios do meio de suporte utilizado nos SACs. Uma alta turbidez pode prejudicar o processo fotossintético das plantas subaquáticas e de alguns tipos de algas (SINHA et al., 2018).

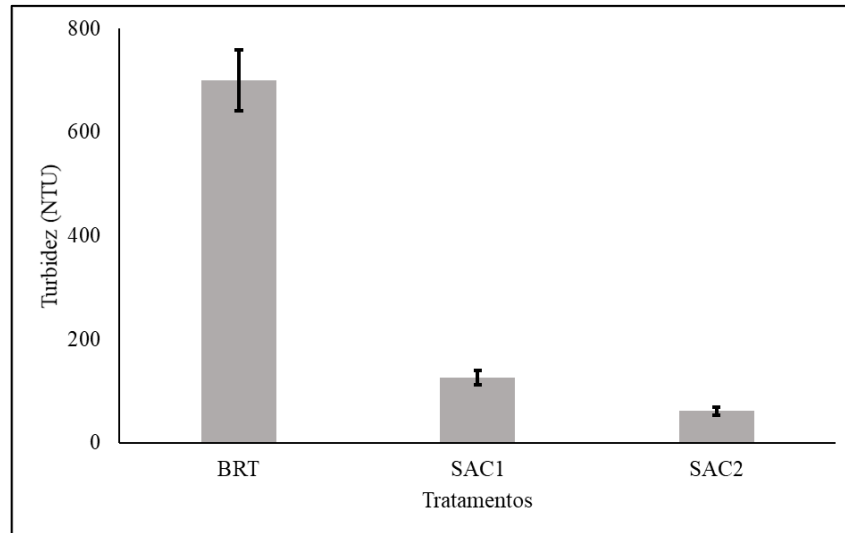


Figura 46. Variação da Turbidez no decorrer das etapas de tratamento. Fonte: Andrade (2021).

Também foi possível observar que a Turbidez interferiu diretamente na Cor Aparente, onde houve uma redução de 80,3%, Figura 47A. Contudo, este fato não foi observado na Cor Verdadeira, indicando que houve uma elevação dos teores de substâncias dissolvidas no efluente oriundas do substrato. Neste parâmetro, foi observado uma elevação de 72,6% em comparação ao efluente bruto, Figura 47B.

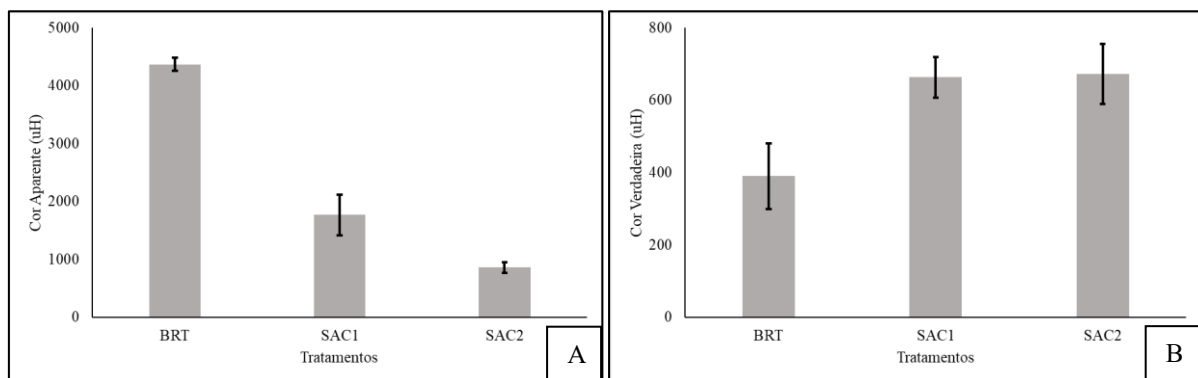


Figura 47. A. Variação da Cor Aparente no decorrer das etapas de tratamento. B. Variação da Cor Verdadeira no decorrer das etapas de tratamento. Fonte: Andrade (2021).

Percebeu-se um decréscimo significativo quanto aos níveis de Oxigênio Dissolvido do efluente bruto para o tratado, Figura 48. Lara et al. (2011) relatam que em sistemas hidropônicos, as raízes de *Portulaca oleracea* L. podem sofrer hipóxia em virtude do alto consumo de Oxigênio Dissolvido da solução nutritiva. Este fenômeno é aguçado nos períodos com maiores temperaturas do ano, o que faz com que os níveis de Oxigênio Dissolvido diminuam e as taxas de respiração das raízes aumentam.

Tesi et al. (2003) também destacam que a zona aerada em volta das raízes se faz necessária para uma adequada funcionalidade dessas, pois a falta de oxigênio pode afetar a absorção de água e nutrientes pela planta, ocasionando efeitos deletérios em seu desenvolvimento. Lara et al. (2011) observaram que a espécie *Portulaca oleracea* L. apresentou pouca sensibilidade à depleção de oxigênio no meio radicular e foram capazes de se adaptar a uma redução gradual no nível de oxigênio. Mesmo assim, foi indicado que seja realizada a aeração periódica do sistema para otimizar seu desempenho.

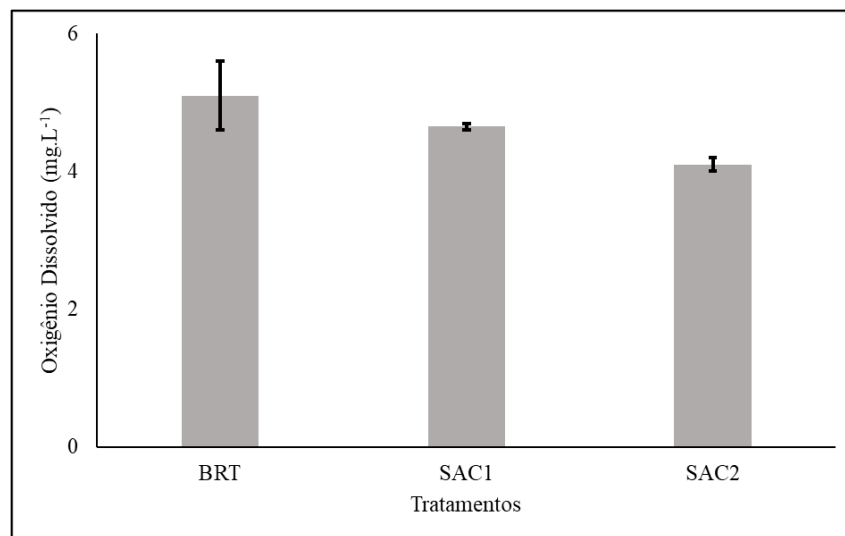


Figura 48. Variação do Oxigênio Dissolvido no decorrer das etapas de tratamento. Fonte: Andrade (2021).

Os valores de DQO foram reduzidos na ordem de 66,4%, diferindo o efluente bruto do efluente tratado, Figura 49A. Mesquita et al. (2013) salientam que o desenvolvimento das espécies vegetais presentes no SAC favorece o processo de remoção da DQO. O crescimento do sistema radicular fornece uma grande área superficial, necessária para a fixação e crescimento microbiano.

Já a DBO não acompanhou essa tendência, não diferindo durante as etapas de tratamento, Figura 49B. Tais dados demonstram que não houve redução da fração biodegradável do efluente, destoando de Mesquita et al. (2013) ao afirmarem que as plantas são capazes de liberar oxigênio de suas raízes para a rizosfera, estimulando a decomposição aeróbica e o crescimento de bactérias nitrificantes.

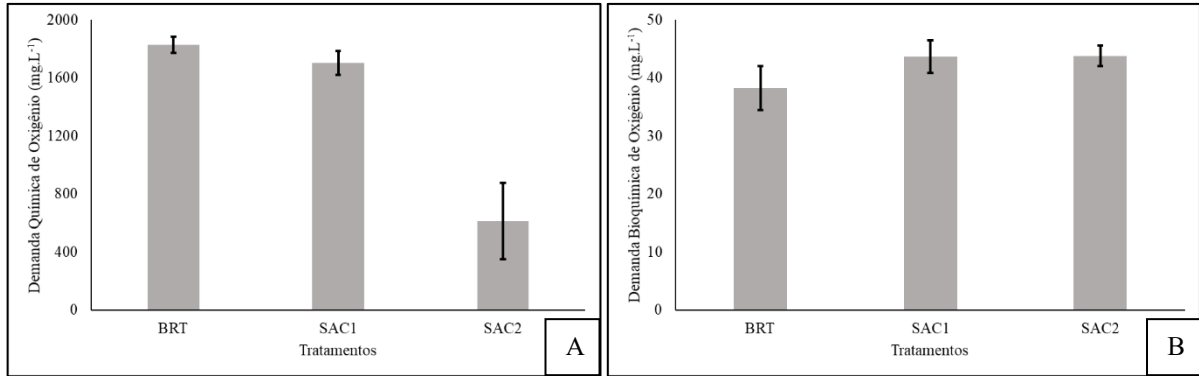


Figura 49. A. Variação da Demanda Química de Oxigênio no decorrer das etapas de tratamento. B. Variação do Demanda Bioquímica de Oxigênio no decorrer das etapas de tratamento Fonte: Andrade (2021).

Outro parâmetro que não houve diferenciação estatística do efluente tratado foi o Fósforo Total, não obstante ainda ter um leve decréscimo no primeiro leito do SAC, Figura 50A. No NTK, a elevação foi na ordem de 196,1%, Figura 50B. O que possivelmente justificaria a não remoção ou a elevação de certos parâmetros foi a presença no esterco no substrato. Hao e Chang (2003) indicaram que uma aplicação excessiva de esterco poderá acarretar em um aumento na concentração de nitrato e na acumulação do Fósforo. Com isso, nas etapas seguintes desta pesquisa, o esterco bovino foi suprimido do substrato das plantas.

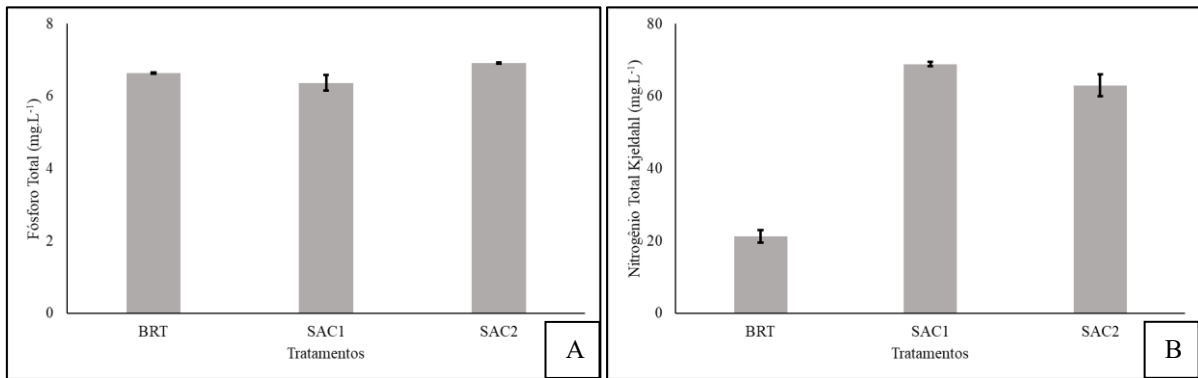


Figura 50. A. Variação do Fósforo Total no decorrer das etapas de tratamento. B. Variação do Nitrogênio Total Kjeldahl no decorrer das etapas de tratamento Fonte: Andrade (2021).

Na Tabela 3 são exibidos os resultados das análises microbiológicas, sendo possível observar que houve uma elevação no quantitativo dos coliformes totais nos SACs, o que pode ser explicado pelo substrato presente nos leitos vegetados, composto de esterco bovino e solo na proporção de 1:1. Entretanto, a quantidade de coliformes termotolerantes apresentou uma elevação no primeiro leito e uma redução no segundo leito. Esse último, apresentou uma redução dos coliformes termotolerantes de 99,79% em relação ao primeiro e uma redução de 60% quando comparado ao efluente bruto. Os resultados apresentados instigam à supressão do esterco bovino dos leitos vegetados nas etapas subsequentes, como destacado anteriormente.

Tabela 3. Coliformes totais e termotolerantes do efluente bruto e dos leitos vegetados.

GRUPOS	ETAPAS		
	BRT	SAC1	SAC2
Coliformes Totais (NMP/100mL)	$3,9 \times 10^5$	$1,6 \times 10^8$	$4,6 \times 10^7$
Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)	$1,1 \times 10^3$	$2,1 \times 10^5$	$4,4 \times 10^2$

NMP – Número Mais Provável; BRT – Efluente Bruto; SAC1 – Efluente do primeiro leito; SAC2 – Efluente do segundo leito. Fonte: Andrade (2021).

Nesse sentido, Zurita e Carreón-Álvarez (2015) constataram uma redução de 99,36% em SACs híbridos com retenção hidráulica de três dias e utilizando efluentes oriundos do tratamento primário. Os resultados obtidos pelos autores foram próximos aos resultados obtidos no segundo leito do SAC. Ávila et al. (2013) reforçam que os SACs podem atuar como biofiltros para redução de patógenos de origem antropogênica, além de remover a quase totalidade de ovos de parasitas.

Leto et al. (2013) recomendam o uso de SACs para redução da carga microbológica atuando como tratamento complementar em uma etapa posterior ao tratamento convencional. Entretanto, foi possível observar que após a terceira semana de tratamento, a espécie *Portulaca oleracea* L. apresentou declínio em seu desenvolvimento, sendo perceptível o surgimento de áreas amareladas ou necrosadas, indicando que a carga poluente do efluente bruto despejado diretamente nos SACs foi acima do que a espécie seria capaz de biorremediar, Figura 51. Desta forma, recomenda-se um tratamento prévio antes dos SACs cultivados com *Portulaca oleracea* L. Assim, na etapa subsequente foram inseridos um biodigestor e uma segunda espécie, a *Eichhornia crassipes* M.



Figura 51. Aspecto visual da espécie *Portulaca oleracea* L. após três semanas de tratamento. Fonte: Andrade (2021).

4.3 Sistema Biodigestor + SAC em escala de laboratório, com e sem vegetação

No tocante às condições climáticas, em vistas de temperatura e umidade relativa, na Tabela 4 estão exibidas as médias de como essas variáveis se apresentaram no momento das coletas, condições típicas do verão da região em estudo.

Tabela 4. Variação média da temperatura ambiente, temperatura do efluente, umidade relativa e irradiância solar no momento das coletas.

TRATAMENTOS/ PONTOS	SAC COM VEGETAÇÃO				SAC SEM VEGETAÇÃO			
	TA (°C)	TE (°C)	UR (%)	IS (W.m ⁻²)	TA (°C)	TE (°C)	UR (%)	IS (W.m ⁻²)
BRT	31,8 a	30,9 a	30,3 a	549,4 a	31,8 a	30,9 a	24 a	549,4 a
σ	(± 2,08)	(± 1,67)	(± 11,0)	(± 67,67)	(± 2,08)	(± 1,67)	(± 0,0)	(± 67,67)
BIO	31,3 a	30,5 a	28 a	617,8 a	31,3 a	30,6 a	28 a	617,8 a
σ	(± 1,80)	(± 2,74)	(± 4,0)	(± 102,95)	(± 1,80)	(± 2,87)	(± 4,0)	(± 102,95)
SAC1	30,5 a	30,0 a	36 a	636,6 a	30,5 a	30,3 a	36 a	636,6 a
σ	(± 2,17)	(± 2,41)	(± 7,0)	(± 147,16)	(± 2,17)	(± 2,68)	(± 7,0)	(± 147,16)
SAC2	30,5 a	30,0 a	36 a	636,6 a	30,5 a	30,3 a	36 a	636,6 a
σ	(± 2,17)	(± 2,41)	(± 7,0)	(± 147,16)	(± 2,17)	(± 2,68)	(± 7,0)	(± 147,16)
CV (%)	6,65	7,73	23,49	19,82	6,65	8,25	17,22	19,82
P	0,835 ^{NS}	0,947 ^{NS}	0,508 ^{NS}	0,789 ^{NS}	0,835 ^{NS}	0,985 ^{NS}	0,585 ^{NS}	0,789 ^{NS}

BRT – Efluente Bruto; BIO – Efluente do Biodigestor; SAC1 – Efluente do primeiro leito; SAC2 – Efluente do segundo leito; TA – Temperatura Ambiente; TE – Temperatura do efluente; UR – Umidade Relativa; IS – Irradiância Solar; CV – Coeficiente de Variação; σ – Desvio Padrão. NS – Não Significativo. Médias seguidas por letras minúsculas iguais nas linhas não diferem entre si pelo teste de Tukey considerando o valor nominal de significância de 5%. Fonte: Andrade (2021).

Em SACs, em virtude do quantitativo de espécies vegetais, a temperatura da água geralmente é atenuada pelo sombreamento (REEDER, 2011). Se a intenção for o descarte do efluente tratado em corpos hídricos receptores, a Resolução Conama n. 430/2011 estabelece que a temperatura deve se apresentar abaixo de 40 °C, não podendo ainda ultrapassar a diferença de 3 °C no limite da zona de mistura. Metcalf e Eddy (2016) salientam que a elevação da temperatura pode causar alterações nas espécies de peixes existentes em corpos hídricos receptores, pois dentre outros fatores, a solubilidade do oxigênio é inversamente proporcional à temperatura. Temperaturas excessivamente elevadas também podem promover o crescimento de plantas aquáticas indesejáveis e fungos presentes em águas residuárias.

Sendo assim, o efluente tratado em ambos os SACs se enquadrou nas condições exigidas pela legislação supracitada para esse parâmetro, caso o intuito fosse o lançamento em corpos hídricos receptores. Vale destacar ainda, que a temperatura também atua diretamente no metabolismo dos microrganismos. Temperaturas muito baixas podem retardar o metabolismo, o que implica em um maior TDH (Tempo de Detenção Hidráulica), comprometendo a eficiência do processo de tratamento. Entende-se por TDH, o tempo médio em que as águas residuárias permanecem em um sistema de tratamento. Temperaturas mais elevadas poderão ocasionar a morte de determinados microrganismos, impactando negativamente o tratamento.

A umidade relativa média do local do experimento variou entre 24 e 36%. Já nos leitos, a temperatura ambiente média oscilou entre 30,5 e 31,8 °C, destacando que não houve diferenças significativas da temperatura no SAC vegetado e não vegetado em virtude de as amostras terem sido coletadas no mesmo período em cada ponto. Já a temperatura do efluente presente nos leitos foi levemente menor quando comparada à temperatura ambiente. Contudo, não houve diferença entre o leito vegetado e não vegetado, o que pode ser justificado pela escala do experimento.

O nível de Irradiância Solar também se manteve praticamente constante nos períodos das coletas, variando entre 549,37 e 636,6 W.m⁻². Esse parâmetro está relacionado a taxa fotossintética das plantas. Conforme Grameiro et al. (2011), a baixa incidência de luz pode ocasionar alterações na biota sob dois aspectos: na regulação na geração da biomassa máxima atingível no sistema e na aclimação fisiológica à condição de pouca luz.

A energia solar, em excesso, pode afetar de forma negativa o desenvolvimento das espécies vegetais. Altas taxas de irradiância solar podem acarretar em uma maior evapotranspiração. Dahanayake et al. (2017) afirmam que a radiação solar interfere diretamente em parâmetros como Índice de Área Foliar (IAF) e Condutância Estomática, que determinam a taxa de vaporização da água na superfície da folha. Determinadas propriedades das plantas como: tipo, estação, cor da folha, textura e idade também interferem no comportamento da planta ao ser submetida à Irradiância Solar.

A umidade do solo também sofre influência da Irradiância Solar. Quanto maior esse índice, mais elevadas serão as perdas de águas localizadas próximas à superfície, podendo ser atenuadas quando o solo é protegido por uma cobertura vegetal (YAGHOUBIAN et al., 2015).

Na Tabela 5 são destacados o nível de significância de cada tratamento e dos pontos de coleta e o fator de interação em ambos.

Tabela 5. Quadrado Médio e nível de significância das variáveis analisadas na pesquisa.

FV	pH	CE	TB	DBO	DQO	NTK	P _(tot)
T	4,08*	13649059,2*	47989,93*	11766,1*	46722736,8*	424,20*	16,67*
P	9,25*	983483,7*	936188,96*	161117,5*	22871978,7*	504,41*	37,84*
TxP	0,11 ^{NS}	133834,3*	25066,95*	10753,1*	7058631,60*	68,26 *	4,01*

FV	OD	CA	CVd	SS	ST	SF	SV
T	0,0038 ^{NS}	46816,67 ^{NS}	375000,00*	2,16*	0,264*	0,1489*	0,017*
P	4,59*	11597323,61*	749719,44*	2,94*	6,107*	0,0297*	2,512*
TxP	0,077 ^{NS}	48636,11 ^{NS}	6702,08*	2,19*	0,096*	0,0214*	0,011*

FV – Fator de Variação; T – Tratamento; P – Ponto; pH – Potencial hidrogeniônico; CE – Condutividade Elétrica; TB – Turbidez; DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio; DQO – Demanda Química de Oxigênio; NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl; P_(tot) – Fósforo Total; OD – Oxigênio Dissolvido; CA – Cor Aparente; CVd – Cor Verdadeira; SS – Sólidos Sedimentáveis; ST – Sólidos Totais; SF – Sólidos Fixos; SV – Sólidos Voláteis; * significante a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey; NS - Não significativo. Fonte: Andrade (2021).

No pH, a interação entre o tratamento e ponto não foi significativo, sendo analisado de forma independente em cada SAC. No SAC com cobertura vegetal ocorreu uma elevação do pH nos leitos, tendendo a neutralidade. O efluente partiu de um pH de 3,7 e atingiu 6,6 no efluente final tratado, correspondendo a uma elevação de 78,5%, Tabela 6. No SAC sem vegetação, apenas o efluente bruto diferiu estatisticamente das demais etapas, partindo de 3,0 para 5,3, acréscimo de 88%.

Tabela 6. Variação do pH nos SACs com vegetação e sem vegetação.

PONTOS	TRATAMENTOS	
	SAC com vegetação	SAC sem vegetação
BRT	3,7 (\pm 0,00) c	3,0 (\pm 0,43) b
BIO	5,3 (\pm 0,37) b	4,8 (\pm 0,40) a
SAC1	6,4 (\pm 0,11) a	5,3 (\pm 0,49) a
SAC2	6,6 (\pm 0,36) a	5,6 (\pm 0,49) a
CV (%)	4,64	9,14

BRT – Efluente Bruto; BIO – Efluente do Biodigestor; SAC1 – Efluente do primeiro leito; SAC2 – Efluente do segundo leito; pH – Potencial hidrogeniônico; CV – Coeficiente de Variação. Médias seguidas por letras minúsculas iguais nas linhas não diferem entre si pelo teste de Tukey considerando o valor nominal de significância de 5%. Fonte: Andrade (2021).

Em ambos os SACs, foi possível observar que houve uma elevação proporcional do pH, Figura 52. A Resolução do Conama n. 430/2011 estabelece que os efluentes lançados em corpos hídricos receptores devem apresentar valores de pH compreendidos entre 5 e 9 para evitar impactos negativos mais acentuados no ecossistema aquático.

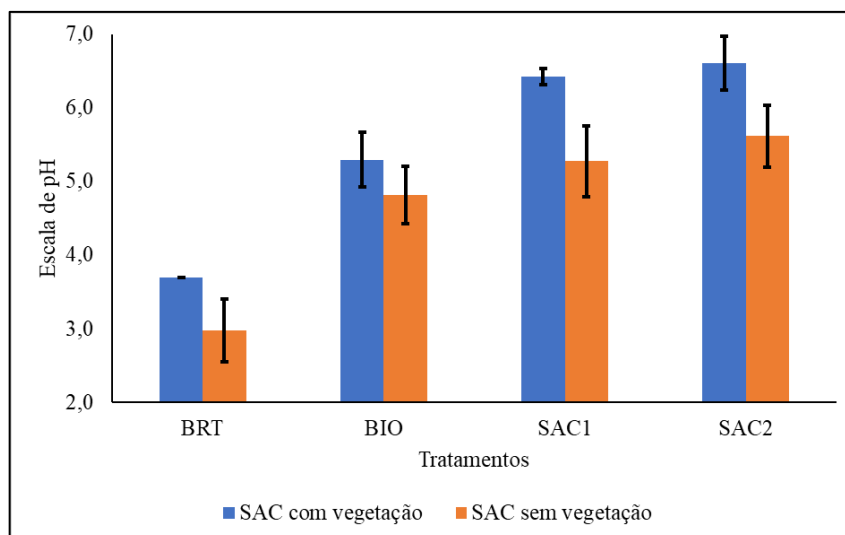


Figura 52. pH nos SACs com vegetação e sem vegetação. Fonte: Andrade (2021).

Os resultados obtidos nesta pesquisa corroboram com Dipu et al. (2011), He et al. (2012), Tao et al. (2012) e Rahman et al. (2014), que obtiveram valores próximos a neutralidade no tratamento de efluentes em SACs. Para Metcalf e Eddy (2016), a faixa adequada de pH para

o desenvolvimento da maioria das espécies aquáticas está compreendida entre 6 e 9. Portanto, o resultado final do efluente tratado em ambos os SACs foram satisfatórios.

Contudo, o SAC sem vegetação recebeu um efluente mais ácido e a elevação do pH ocorreu no biodigestor, não diferindo estatisticamente nos leitos do SAC. No geral, ao comparar o fator de interação entre tratamentos e pontos, mostrada na Tabela 6, não houve interação significativa quanto a área vegetada e não vegetada, crescendo proporcionalmente.

Com relação a Condutividade Elétrica, houve uma interação significativa entre os tratamentos e os pontos avaliados, como mostrada na Tabela 7. Foi possível observar uma elevação da CE em ambos os sistemas. Fato esse, que pode ser proveniente do esterco bovino inserido no biodigestor em escala de laboratório, visto que, para boa parte do gado da região é oferecido o sal mineral como complemento alimentar que refletirá no aumento de sais em seu excremento, em especial o NaCl. Este fenômeno também foi ressaltado por Nurmi e Harahap (2019) e Tokita et al. (2020) ao afirmarem que o alto teor salino no esterco bovino pode ser resultado do sal adicionado à dieta, usado como transportador de aditivos nutricionais para um bom desenvolvimento do rebanho. Salimi et al. (2012) afirmam que a presença da cobertura vegetal auxilia na remoção do NaCl e outros elementos, translocando-os para a biomassa do vegetal.

Tabela 7. Variação da Condutividade Elétrica, em $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, nos SACs com vegetação e sem vegetação.

PONTOS	TRATAMENTOS	
	SAC com vegetação	SAC sem vegetação
BRT	450,4 (\pm 26,35) Ab	1531,5 (\pm 372,5) Bb
BIO	1061,4 (\pm 126,6) Aa	2610,0 (\pm 5,0) Ba
SAC1	984,7 (\pm 56,3) Aa	2620,0 (\pm 10,0) Ba
SAC2	872,0 (\pm 8,0) Aa	2640,0 (\pm 20,0) Ba
CV (%)	8,39	7,94

BRT – Efluente Bruto; BIO – Efluente do Biodigestor; SAC1 – Efluente do primeiro leito; SAC2 – Efluente do segundo leito; CV – Coeficiente de Variação. Médias seguidas por letras maiúsculas iguais nas colunas não diferem entre si pelo teste de Tukey considerando o valor nominal de significância de 5%. Médias seguidas por letras minúsculas iguais nas linhas não diferem entre si pelo teste de Tukey considerando o valor nominal de significância de 5%. Fonte: Andrade (2021).

Contudo, o SAC com cobertura vegetal obteve um desempenho mais acentuado, mostrando que as espécies utilizadas contribuíram para a diminuição dos níveis salinos oriundos do biodigestor ao, possivelmente, incorporar esses elementos em sua biomassa, Figura 53. Na área sem cobertura vegetal, no efluente do biodigestor, houve um acréscimo de 7,9%, enquanto que, na área com vegetação ocorreu o decréscimo de 32,4%.

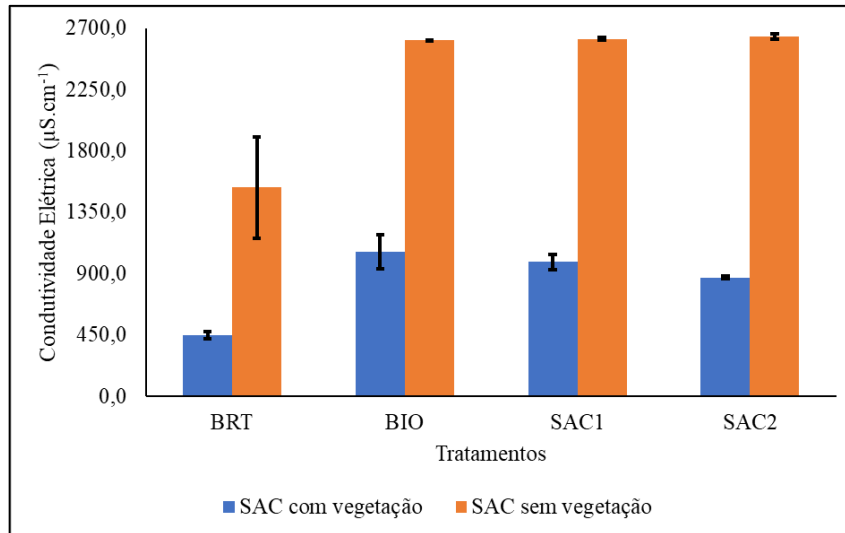


Figura 53. Condutividade Elétrica nos SACs com vegetação e sem vegetação. Fonte: Andrade (2021).

A vegetação em si não exerceu influência sobre a Turbidez do efluente, como é possível observar na Tabela 8 e na Figura 54. Em ambos os SACs, vegetado e não vegetado, o substrato solo e brita atuaram como um filtro, retendo boa parte da fração sólida.

Tabela 8. Variação da Turbidez, em NTU, nos Sistemas Alagados Construídos com vegetação e sem vegetação.

PONTOS	TRATAMENTOS	
	SAC com vegetação	SAC sem vegetação
BRT	1037,67 (\pm 15,70) Aa	775,67 (\pm 5,13) Ba
BIO	256,00 (\pm 10,0) Ab	140,73 (\pm 2,21) Bb
SAC1	110,00 (\pm 10,0) Ac	118,03 (\pm 2,61) Ac
SAC2	56,00 (\pm 2,0) Ad	67,50 (\pm 2,41) Ad
CV (%)	2,91	1,20

BRT – Efluente Bruto; BIO – Efluente do Biodigestor; SAC1 – Efluente do primeiro leito; SAC2 – Efluente do segundo leito; CV – Coeficiente de Variação. Médias seguidas por letras maiúsculas iguais nas colunas não diferem entre si pelo teste de Tukey considerando o valor nominal de significância de 5%. Médias seguidas por letras minúsculas iguais nas linhas não diferem entre si pelo teste de Tukey considerando o valor nominal de significância de 5%. Fonte: Andrade (2021).

No SAC vegetado, o efluente final obteve uma redução de 94,6% em relação ao efluente bruto, enquanto no SAC sem vegetação, a redução foi de 91,3%. A Conama n. 357/2005, que trata sobre a classificação das águas, estabelece um limite de 100 NTU para águas doces de Classe 2 e 3. Sendo assim, em ambos os tratamentos, os valores do efluente final tratado foram de 56 e 67,5 para os SACs vegetados e não vegetados, respectivamente, contribuindo para a não alteração da classificação do corpo hídrico que porventura venha a receber este efluente. A redução da turbidez nos biodigestores pode ser explicada pela densidade das partículas, onde as mais densas decantam mais rapidamente, se acumulando junto ao lodo que é gerado.

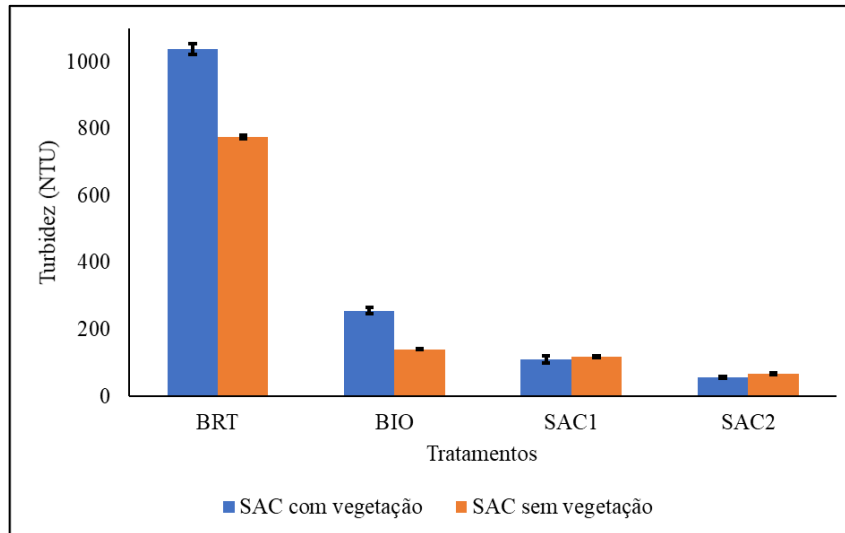


Figura 54. Turbidez nos SACs com vegetação e sem vegetação. Fonte: Andrade (2021).

Os resultados, porém, foram em contramão aos obtidos por Sanchez et al. (2018) para tratamento de efluente urbano em SAC com e sem vegetação. Apesar de os autores concluírem que haja influência da vegetação, obtiveram níveis de reduções de 77% em SAC vegetado com *Eleocharis sp.* e 68% em SAC não vegetado, patamares inferiores aos encontrados nesta pesquisa. Já Arunbabu et al. (2015) verificaram uma redução média de 93% da turbidez em SAC cultivado com *Axonopus compressus*, enquanto que no SAC não vegetado, a redução média foi de 78%. Entretanto, em ambas as pesquisas destacadas acima houve um tempo de retenção hidráulica superior ao adotado nesta pesquisa, podendo influenciar no resultado. Devido a escala dos SACs e as características climáticas da região do estudo, não foi possível um tempo de retenção hidráulica maior em virtude das perdas por evapotranspiração.

A presença do biodigestor também foi relevante para a redução do material particulado antes de adentrar nos leitos do SAC. No SAC vegetado, apenas o biodigestor contribuiu em 77,2% na remoção da turbidez. No SAC sem cobertura vegetal, a redução foi de 81,9%. Em ambientes aquáticos, uma alta turbidez pode prejudicar o processo fotossintético das plantas subaquáticas e de alguns tipos de algas, conforme relatam Sinha et al. (2018).

Com relação a DBO, foi possível observar que houve diferença considerável na interação dos tratamentos, Tabela 9. O SAC com vegetação obteve um desempenho mais acentuado na remoção da carga orgânica biodegradável. No SAC vegetado, a redução foi de 92% no efluente final tratado, enquanto que, no SAC sem vegetação foi de 79,4%. Analisando cada tratamento de forma particular, também houve diferenciação estatística no decorrer das etapas de tratamento, Tabela 9.

Tabela 9. Variação da Demanda Bioquímica de Oxigênio, em mg.L^{-1} , nos Sistemas Alagados Construídos com vegetação e sem vegetação.

PONTOS	TRATAMENTOS	
	SAC com vegetação	SAC sem vegetação
BRT	456,00 ($\pm 48,0$) Aa	426,00 ($\pm 30,0$) Aa
BIO	173,33 ($\pm 7,63$) Ab	168,67 ($\pm 8,50$) Ac
SAC1	67,33 ($\pm 7,02$) Ac	228,00 ($\pm 7,55$) Bb
SAC2	36,53 ($\pm 1,95$) Ac	87,67 ($\pm 3,51$) Bd
CV (%)	13,41	7,09

BRT – Efluente Bruto; BIO – Efluente do Biodigestor; SAC1 – Efluente do primeiro leito; SAC2 – Efluente do segundo leito; CV – Coeficiente de Variação. Médias seguidas por letras maiúsculas iguais nas colunas não diferem entre si pelo teste de Tukey considerando o valor nominal de significância de 5%. Médias seguidas por letras minúsculas iguais nas linhas não diferem entre si pelo teste de Tukey considerando o valor nominal de significância de 5%. Fonte: Andrade (2021).

No SAC com vegetação, o efluente bruto diferiu do efluente do biodigestor e dos leitos, Figura 55. Já o SAC sem cobertura vegetal se comportou de forma diferente. O efluente, ao passar pelo biodigestor, teve a DBO reduzida em 60,4% em relação ao efluente bruto. Porém, ao passar pelo primeiro leito sofreu um acréscimo de 26%, sendo reduzido em 48% no segundo leito, que pode ser devido a algum aporte de nutrientes presentes no substrato do primeiro leito.

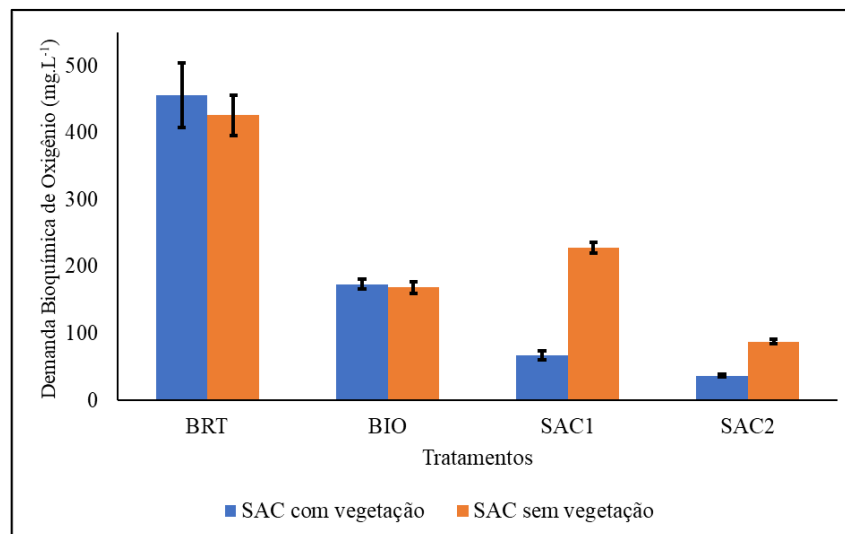


Figura 55. Demanda Bioquímica de Oxigênio nos SACs com vegetação e sem vegetação. Fonte: Andrade (2021).

Em SACs vegetados com *Axonopus compressus*, Sanchez et al. (2018) obtiveram uma redução de 94% na concentração da DBO, contudo, não diferiu dos resultados obtidos no SAC não vegetado, que foi de 93%. Já Dornelas et al. (2009) constataram uma redução de 63% em SAC vegetado com *Typha latifolia* e 54% em SAC não vegetado. Essas diferenças entre os estudos citados e dos resultados desta pesquisa podem ser explicadas pelo desempenho das espécies vegetais utilizadas em cada estudo e no tempo de retenção hidráulica adotado.

A DQO foi significativa tanto nos tratamentos quanto nos pontos e ainda na interação entre ambos. Pela Tabela 10, observa-se que no SAC com vegetação, a carga orgânica foi diminuindo conforme transpassava pelas etapas de tratamento. Fato que não foi observado no SAC sem cobertura vegetal onde as maiores reduções ocorreram no biodigestor e no segundo leito do SAC. Com isso, foi perceptível que a área com vegetação respondeu de forma mais satisfatória ao tratamento, diferindo estatisticamente da área sem cobertura vegetal. A redução do efluente tratado em relação ao bruto na área vegetada foi na ordem de 89,1%, enquanto na área não vegetada foi de 71,9%.

Tabela 10. Variação do Demanda Química de Oxigênio, em mg.L^{-1} , nos Sistemas Alagados Construídos com vegetação e sem vegetação.

PONTOS	TRATAMENTOS	
	SAC com vegetação	SAC sem vegetação
BRT	2754,0 ($\pm 100,0$) Aa	8585,7 ($\pm 180,37$) Ba
BIO	1642,0 ($\pm 200,0$) Ab	2340,0 ($\pm 100,0$) Bc
SAC1	830,0 ($\pm 10,0$) Ac	3288,0 ($\pm 200,0$) Bb
SAC2	299,0 ($\pm 20,0$) Ad	2473,5 ($\pm 138,5$) Bc
CV (%)	8,13	3,82

BRT – Efluente Bruto; BIO – Efluente do Biodigestor; SAC1 – Efluente do primeiro leito; SAC2 – Efluente do segundo leito; CV – Coeficiente de Variação. Médias seguidas por letras maiúsculas iguais nas colunas não diferem entre si pelo teste de Tukey considerando o valor nominal de significância de 5%. Médias seguidas por letras minúsculas iguais nas linhas não diferem entre si pelo teste de Tukey considerando o valor nominal de significância de 5%. Fonte: Andrade (2021).

Entretanto, conforme destacado anteriormente, a maior contribuição para a redução da carga orgânica foi no biodigestor, enquanto que no primeiro leito do SAC não vegetado houve elevação da DQO do efluente oriundo do biodigestor, Figura 56, possivelmente, devido a matéria orgânica presente no solo.

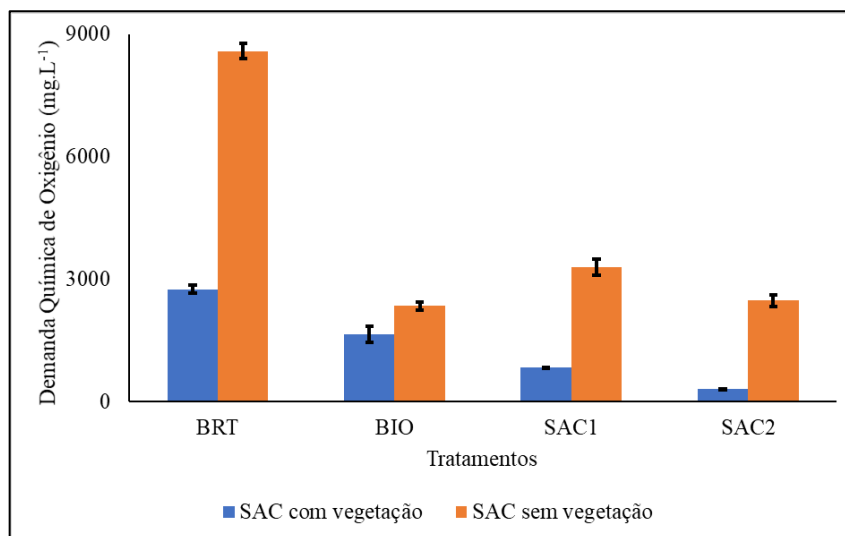


Figura 56. Demanda Química de Oxigênio nos SACs com vegetação e sem vegetação. Fonte: Andrade (2021).

Yates et al. (2012) também relataram uma redução entre 79 e 86% utilizando SAC vegetado para reduzir concentrações orgânicas em lagos localizados no Canadá. Caselles-Osorio et al. (2011) relataram que em SACs com vegetação, a DQO sofreu uma redução média de 5,4 g/m²/dia, enquanto que o SAC sem cobertura vegetal decresceu apenas 3,3 g/m²/dia. Em outras palavras, o SAC com vegetação foi 38% mais eficiente na remoção da carga orgânica quando comparado ao SAC não vegetado.

Quanto ao NTK, foi possível observar que a vegetação contribuiu positivamente para a redução deste parâmetro, Tabela 11. Entretanto, houve uma elevação da concentração no biodigestor e posterior redução nos leitos. Vivan et al. (2010) e Sakuma (2013) também relataram uma elevação na concentração de compostos nitrogenados em biodigestores anaeróbios. Essa elevação do NTK pode ser justificada pela digestão dos compostos carbonados, que libera compostos nitrogenados no meio. Silveira et al. (2014) afirmam que durante a degradação da matéria orgânica presente nas águas residuárias, os microrganismos produzem compostos voláteis como o dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e amônia (NH₃). A adição do esterco bovino também pode ter contribuído na elevação dos teores de NTK no biodigestor, sendo necessário o ajuste da concentração ou do tempo de retenção hidráulica.

Tabela 11. Variação do Nitrogênio Total Kjeldahl, em mg.L⁻¹, nos Sistemas Alagados Construídos com vegetação e sem vegetação.

PONTOS	TRATAMENTOS	
	SAC com vegetação	SAC sem vegetação
BRT	24,90 (± 1,40) Ab	35,81 (± 0,02) Bc
BIO	49,28 (± 3,36) Aa	47,60 (± 0,00) Aa
SAC1	27,97 (± 0,85) Ab	39,96 (± 0,00) Bb
SAC2	21,84 (± 0,00) Ac	34,17 (± 0,06) Bc
CV (%)	6,02	0,07

BRT – Efluente Bruto; BIO – Efluente do Biodigestor; SAC1 – Efluente do primeiro leito; SAC2 – Efluente do segundo leito; CV – Coeficiente de Variação. Médias seguidas por letras maiúsculas iguais nas colunas não diferem entre si pelo teste de Tukey considerando o valor nominal de significância de 5%. Médias seguidas por letras minúsculas iguais nas linhas não diferem entre si pelo teste de Tukey considerando o valor nominal de significância de 5%. Fonte: Andrade (2021).

No SAC com vegetação, a redução do NTK foi de 12,4% e no SAC não vegetado 4,6%. Se levar em consideração a taxa de remoção do efluente oriundo do biodigestor, eleva-se para 55,8% na área vegetada e 28,2% na área não vegetada, Figura 57. No SAC desprovido de cobertura vegetal, não houve diferenciação estatística entre o efluente tratado e o efluente bruto, sendo contrário ao observado no SAC com vegetação. Caselles-Osorio et al. (2011) observaram uma redução de 62% em compostos amoniacais e 33% em nitratos em SACs vegetados e 31% e 66% em SACs não vegetados, respectivamente.

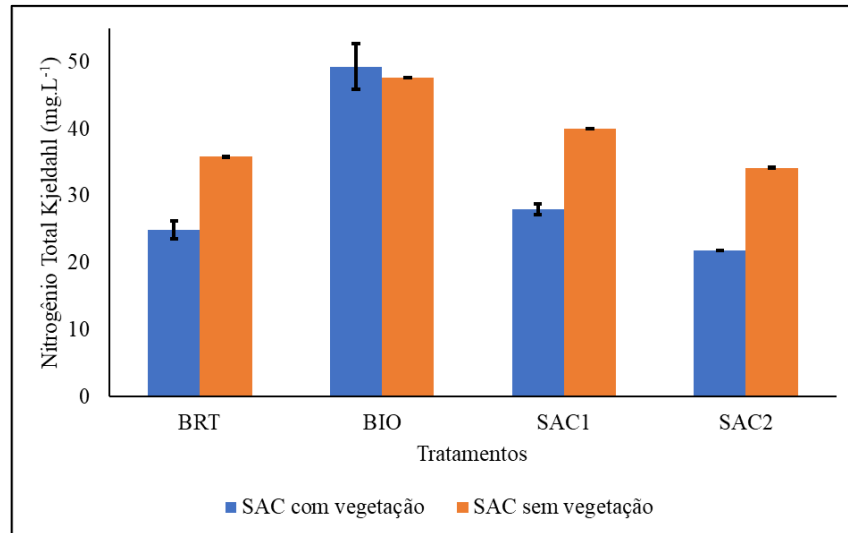


Figura 57. Nitrogênio Total Kjeldahl nos SACs com vegetação e sem vegetação. Fonte: Andrade (2021).

Vale destacar que a estrutura foi elaborada em escala de laboratório, o que não permitia um tempo de retenção maior devido as perdas por evaporação ou evapotranspiração em virtude das condições climáticas locais.

Já o Fósforo Total apresentou elevação da concentração quando comparado ao efluente bruto em ambos os SACs, observado na Tabela 12. No SAC com vegetação, a elevação foi de 172,5% e no SAC não vegetado foi de 302,5% no efluente final quando comparado ao efluente bruto. Sakuma (2013) obteve baixa eficiência na remoção do $P_{(tot)}$, 15,6%, já Caselles-Osorio et al. (2011) constataram uma redução de 59% no teor de $P_{(tot)}$.

Assim como o NTK, também ocorreu uma elevação de $P_{(tot)}$ no biodigestor. A adição do esterco bovino também pode ter contribuído para essa elevação. Bostic et al. (2010) e Reddy et al. (2011) observaram condições semelhantes em virtude de o substrato se encontrar supersaturado com P e começar a liberá-lo no efluente em tratamento, aumentando assim, as concentrações deste composto na coluna de água. Esta liberação de $P_{(tot)}$ previamente armazenado é algumas vezes referida como “carga interna”.

Para Von Sperling (2013), sistemas de biodigestão, de forma geral, não são capazes de produzir um efluente final que se adeque a todos os padrões elencados pela legislação referente ao lançamento em corpos hídricos receptores, sendo necessária a incorporação de um pós-tratamento. Contudo, a remoção destes parâmetros nem sempre se faz necessária a depender do destino final do efluente tratado. Em casos de reuso para fins de irrigação, pode ser interessante manter concentrações consideráveis de N e P para nutrição das culturas vegetais.

Tabela 12. Variação do Fósforo Total, em mg.L^{-1} , nos sistemas alagados construídos com vegetação e sem vegetação.

PONTOS	TRATAMENTOS	
	SAC com vegetação	SAC sem vegetação
BRT	2,81 ($\pm 0,10$) Ad	2,80 ($\pm 0,00$) Ab
BIO	8,22 ($\pm 0,49$) Aa	8,93 ($\pm 0,39$) Ba
SAC1	6,31 ($\pm 0,26$) Ab	8,64 ($\pm 0,35$) Ba
SAC2	4,83 ($\pm 0,31$) Ac	8,47 ($\pm 0,18$) Ba
CV (%)	6,10	3,92

BRT – Efluente Bruto; BIO – Efluente do Biodigestor; SAC1 – Efluente do primeiro leito; SAC2 – Efluente do segundo leito; CV – Coeficiente de Variação. Médias seguidas por letras maiúsculas iguais nas colunas não diferem entre si pelo teste de Tukey considerando o valor nominal de significância de 5%. Médias seguidas por letras minúsculas iguais nas linhas não diferem entre si pelo teste de Tukey considerando o valor nominal de significância de 5%. Fonte: Andrade (2021).

Contudo, foi possível observar que houve influência da vegetação no consumo de compostos fosfatados. Levando em consideração o efluente do biodigestor, a redução de compostos fosfatados foi de 41,3% no SAC com vegetação em contraste com os 5,2% do SAC sem vegetação, Figura 58. No SAC sem vegetação, não houve diferença estatística do efluente do biodigestor e do efluente dos leitos, permanecendo praticamente estável. No SAC com vegetação houve diferença estatística em todas as etapas de tratamento. Tomando por base o efluente do biodigestor, o SAC vem contribuindo significativamente para a fitorremediação da água residuárias ricas em compostos fosfatados.

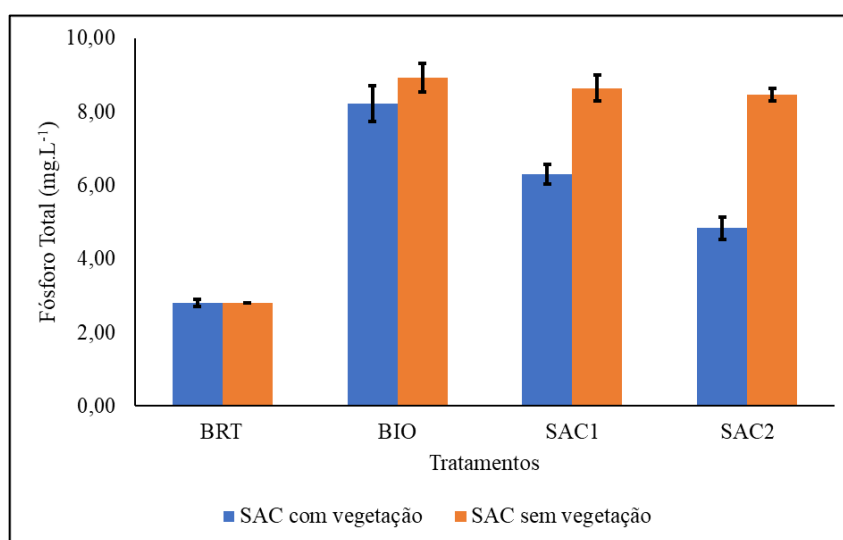


Figura 58. Fósforo Total nos SACs com vegetação e sem vegetação. Fonte: Andrade (2021).

Com relação ao Oxigênio Dissolvido, não houve significância na interação entre os tratamentos, indicando que não houve influência da vegetação para este parâmetro, como destacada na Tabela 13.

Tabela 13. Variação do Oxigênio Dissolvido, em mg.L^{-1} , nos Sistemas Alagados Construídos com vegetação e sem vegetação.

PONTOS	TRATAMENTOS	
	SAC com vegetação	SAC sem vegetação
BRT	2,07 ($\pm 0,15$) Ac	1,93 ($\pm 0,15$) Ab
BIO	0,70 ($\pm 0,10$) Ad	0,97 ($\pm 0,12$) Bc
SAC1	2,47 ($\pm 0,15$) Ab	2,63 ($\pm 0,15$) Aa
SAC2	2,90 ($\pm 0,10$) Aa	2,70 ($\pm 0,10$) Aa
CV (%)	6,35	6,43

BRT – Efluente Bruto; BIO – Efluente do Biodigestor; SAC1 – Efluente do primeiro leito; SAC2 – Efluente do segundo leito; CV – Coeficiente de Variação. Médias seguidas por letras maiúsculas iguais nas colunas não diferem entre si pelo teste de Tukey considerando o valor nominal de significância de 5%. Médias seguidas por letras minúsculas iguais nas linhas não diferem entre si pelo teste de Tukey considerando o valor nominal de significância de 5%. Fonte: Andrade (2021).

Analisando cada tratamento de forma isolada, em ambos os SACs, o efluente final diferiu estatisticamente do efluente bruto. A maior redução da concentração de oxigênio dissolvido no efluente ocorreu no biodigestor, Figura 59, visto que o consumo da matéria orgânica presente no efluente tende a decair conforme aumenta a taxa metabólica dos agentes biológicos envolvidos no processo de tratamento (METCALF; EDDY, 2016).

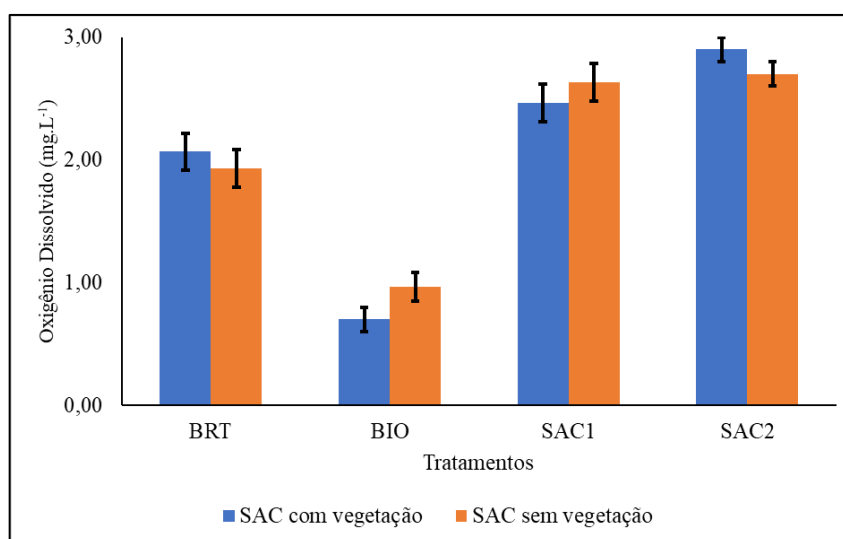


Figura 59. Oxigênio Dissolvido nos SACs com vegetação e sem vegetação. Fonte: Andrade (2021).

Já nos leitos, o efluente sofreu aeração devido, possivelmente, a transição do efluente do biodigestor, o tempo de retenção hidráulica e a escala do projeto. Ye e Li (2009) destacam que a nitrificação ocorre de forma eficiente em concentrações de OD acima de $1,5 \text{ mg.L}^{-1}$. A nitrificação é uma etapa necessária na remoção do nitrogênio das águas residuárias por meio da desnitrificação biológica (OKABE et al., 2011). Ding et al. (2012) constataram um influente variando entre $3,8$ e $4,7 \text{ mg.L}^{-1}$ e um efluente final entre $0,5$ e $1,7 \text{ mg.L}^{-1}$ após 7 dias de retenção hidráulica. Em SACs vegetados, em virtude dos altos níveis de demanda de oxigênio presentes

nas águas residuais, o OD foi rapidamente consumido por meio de respiração aeróbia e oxidação química.

Outro parâmetro em que o fator de interação entre tratamento e pontos não se apresentou de forma significativa foi a Cor Aparente, Tabela 14. Em ambos os tratamentos, esse parâmetro oscilou de forma proporcional, Figura 60.

Tabela 14. Variação da Cor Aparente, em uH, nos Sistemas Alagados Construídos com vegetação e sem vegetação.

PONTOS	TRATAMENTOS	
	SAC com vegetação	SAC sem vegetação
BRT	4135,0 (\pm 5,0) Aa	3841,7 (\pm 457,5) Ba
BIO	1870,0 (\pm 30,0) Ab	1860,0 (\pm 10,0) Ab
SAC1	1620,0 (\pm 20,0) Ab	1451,7 (\pm 7,64) Ac
SAC2	670,0 (\pm 10,0) Ac	788,3 (\pm 7,64) Ad
CV (%)	0,91	11,53

BRT – Efluente Bruto; BIO – Efluente do Biodigestor; SAC1 – Efluente do primeiro leito; SAC2 – Efluente do segundo leito; CV – Coeficiente de Variação. Médias seguidas por letras maiúsculas iguais nas colunas não diferem entre si pelo teste de Tukey considerando o valor nominal de significância de 5%. Médias seguidas por letras minúsculas iguais nas linhas não diferem entre si pelo teste de Tukey considerando o valor nominal de significância de 5%. Fonte: Andrade (2021).

No SAC com vegetação, foi possível observar uma redução de 83,8%, enquanto que no SAC não vegetado, a redução foi de 79,5%. Mesmo comportamento observado na Turbidez, visto que a Cor Aparente está intrinsecamente relacionada aos sólidos em suspensão presente no efluente (SPERLING, 2014).

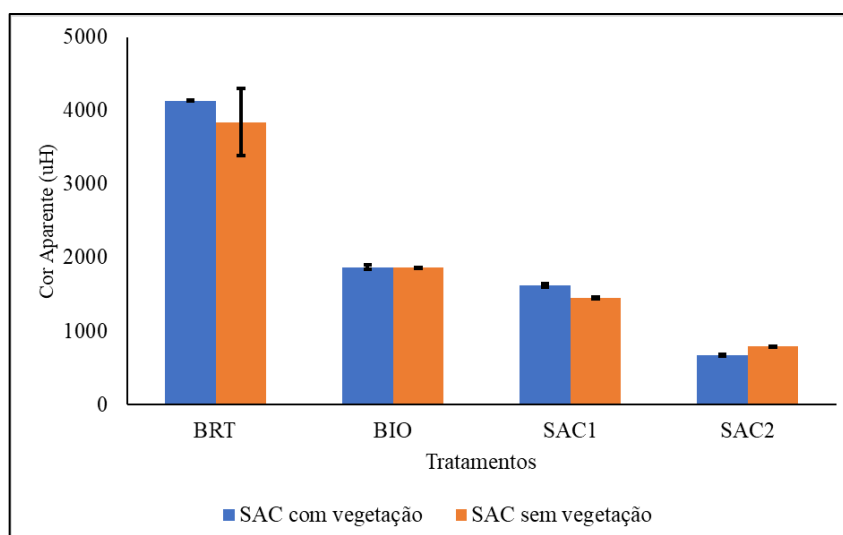


Figura 60. Cor Aparente nos SACs com vegetação e sem vegetação. Fonte: Andrade (2021).

Sanchez et al. (2018) obtiveram 71% de redução da cor aparente em SAC vegetado com *Axonopus compressus* e 70% em SAC não vegetado, também não constatando influência da vegetação. Dependendo da espécie adotada, o nível de redução pode ser menor que um SAC

não vegetado. Sanchez et al. (2018) destacam que SACs vegetados com *Typha* sp. e *Eleocharis* sp. apresentaram uma redução de apenas 49%. Baldovi et al. (2021) enfatizam que SACs vegetados tendem a obter maior índice de remoção de cor aparente, turbidez, fósforo total e sólidos totais, especialmente quando comparados com SACs sem cobertura vegetal.

Na Tabela 15 são apresentados os resultados relativos a Cor Verdadeira. Assim como a Cor Aparente e a Turbidez, não foi possível observar influência da vegetação no processo de tratamento do efluente. Analisando de forma independente, o SAC vegetado foi responsável pela redução da Cor Verdadeira em 83,8% e o SAC sem vegetação, 79,5%.

Tabela 15. Variação da Cor Verdadeira, em uH, nos Sistemas Alagados Construídos com vegetação e sem vegetação.

PONTOS	TRATAMENTOS	
	SAC com vegetação	SAC sem vegetação
BRT	828,3 (\pm 7,6) Ab	1470,0 (\pm 230,0) Bc
BIO	930,0 (\pm 10,0) Ab	1280,0 (\pm 10,0) Bc
SAC1	836,7 (\pm 15,3) Ab	770,0 (\pm 10,0) Ab
SAC2	345,0 (\pm 5,0) Aa	420,0 (\pm 10,0) Aa
CV (%)	1,39	11,71

BRT – Efluente Bruto; BIO – Efluente do Biodigestor; SAC1 – Efluente do primeiro leito; SAC2 – Efluente do segundo leito; CV – Coeficiente de Variação. Médias seguidas por letras maiúsculas iguais nas colunas não diferem entre si pelo teste de Tukey considerando o valor nominal de significância de 5%. Médias seguidas por letras minúsculas iguais nas linhas não diferem entre si pelo teste de Tukey considerando o valor nominal de significância de 5%. Fonte: Andrade (2021).

Em ambos os tratamentos, o efluente final diferiu estatisticamente do efluente bruto, mostrando que são eficientes para redução deste parâmetro em efluentes de laticínios, como visto na Figura 61.

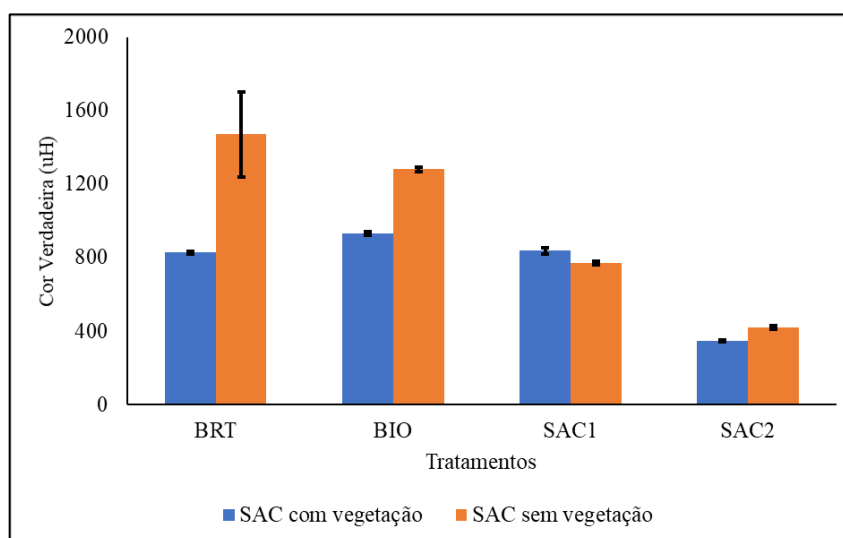


Figura 61. Cor Verdadeira nos SACs com vegetação e sem vegetação. Fonte: Andrade (2021).

Elevadas concentrações de cor podem ocasionar efeitos significativos no crescimento de plantas aquáticas e em proliferação de algas, visto que a cor pode interferir na penetração de luz em um ambiente aquático, comprometendo o processo de fotossíntese e reduzindo a concentração de oxigênio nas águas, intensificando a eutrofização do corpo hídrico (USGS, 2021).

A Conama n. 357/2005, que trata sobre a classificação das águas, estabelece um limite de 75 uH para águas doces de classes 2 e 3. Com isso, o lançamento de efluentes com níveis elevados pode comprometer a qualidade da água de um determinado corpo hídrico, sendo indicador de outras fontes de poluição.

Quanto aos Sólidos Sedimentáveis, Tabela 16, não foi possível observar a influência da vegetação no tratamento. A redução deste parâmetro ocorreu na etapa do biodigestor, não diferindo estatisticamente do efluente dos leitos em ambos os tratamentos, Figura 62.

Tabela 16. Variação dos Sólidos Sedimentáveis, em mL.L⁻¹, nos Sistemas Alagados Construídos com vegetação e sem vegetação.

PONTOS	TRATAMENTOS	
	SAC com vegetação	SAC sem vegetação
BRT	2,7 (± 0,1) Aa	2,7 (± 0,2) Ba
BIO	0,1 (± 0,0) Ab	0,1 (± 0,0) Ab
SAC1	0,1 (± 0,0) Ab	0,1 (± 0,0) Ab
SAC2	0,1 (± 0,0) Ab	0,1 (± 0,0) Ab
CV (%)	6,67	6,67

BRT – Efluente Bruto; BIO – Efluente do Biodigestor; SAC1 – Efluente do primeiro leito; SAC2 – Efluente do segundo leito; CV – Coeficiente de Variação. Médias seguidas por letras maiúsculas iguais nas colunas não diferem entre si pelo teste de Tukey considerando o valor nominal de significância de 5%. Médias seguidas por letras minúsculas iguais nas linhas não diferem entre si pelo teste de Tukey considerando o valor nominal de significância de 5%. Fonte: Andrade (2021).

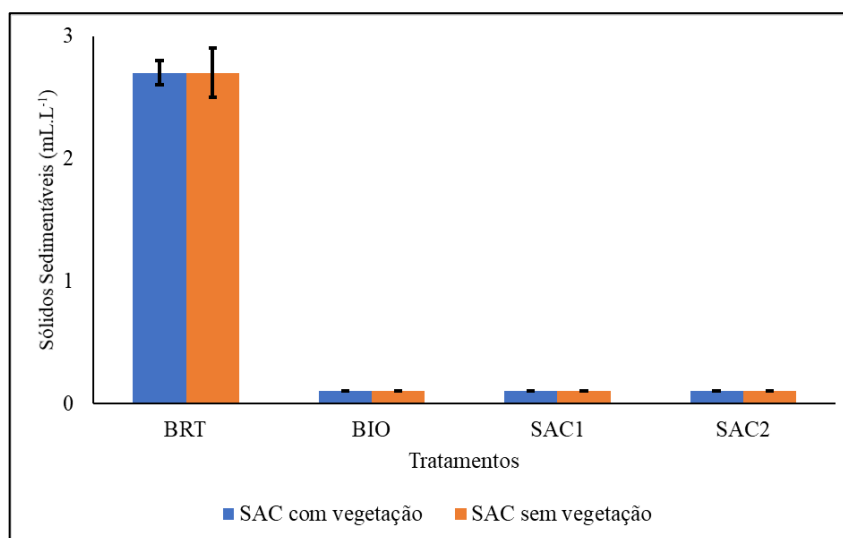


Figura 62. Sólidos Sedimentáveis nos SACs com vegetação e sem vegetação. Fonte: Andrade (2021).

Em ambos os tratamentos, o valor obtido a partir do biodigestor foi de $> 0,1$ mL.L⁻¹. Sendo assim, o biodigestor foi responsável pela redução dos sólidos sedimentáveis. Dell'Osbel

et al. (2020) destacam que os SACs são eficientes para redução dos sólidos sedimentáveis e também obtiveram resultados inferiores a $> 0,1 \text{ mL.L}^{-1}$.

A Resolução Conama n. 430/2011 estabelece um limite de $1,0 \text{ mL.L}^{-1}$ para lançamento em corpos hídricos receptores. Em casos onde a velocidade da circulação hídrica seja praticamente nula, como lagos, os materiais sedimentáveis devem ser virtualmente nulos. Sendo assim, o sistema biodigestor aliado aos SAC está apto a cumprir essa exigência legal.

Em relação aos Sólidos Totais, foi possível observar uma influência positiva da vegetação no processo de remoção, conforme descritos na Tabela 17 e na Figura 63. No SAC com vegetação, a taxa de remoção foi de 58,9%, enquanto que no SAC sem vegetação foi de 49,8%. Koottatep et al. (2021) obtiveram índices de reduções ainda maiores, de 70% em SACs cultivados com *Canna sp.*

Tabela 17. Variação dos Sólidos Totais, em g.L^{-1} , nos Sistemas Alagados Construídos com vegetação e sem vegetação.

PONTOS	TRATAMENTOS	
	SAC com vegetação	SAC sem vegetação
BRT	2,31 ($\pm 0,0$) Aa	2,43 ($\pm 0,07$) Ba
BIO	1,35 ($\pm 0,0$) Ab	1,41 ($\pm 0,03$) Bb
SAC1	1,03 ($\pm 0,0$) Ac	1,42 ($\pm 0,0$) Bb
SAC2	0,95 ($\pm 0,03$) Ad	1,22 ($\pm 0,0$) Bc
CV (%)	1,08	2,19

BRT – Efluente Bruto; BIO – Efluente do Biodigestor; SAC1 – Efluente do primeiro leito; SAC2 – Efluente do segundo leito; CV – Coeficiente de Variação. Médias seguidas por letras maiúsculas iguais nas colunas não diferem entre si pelo teste de Tukey considerando o valor nominal de significância de 5%. Médias seguidas por letras minúsculas iguais nas linhas não diferem entre si pelo teste de Tukey considerando o valor nominal de significância de 5%. Fonte: Andrade (2021).

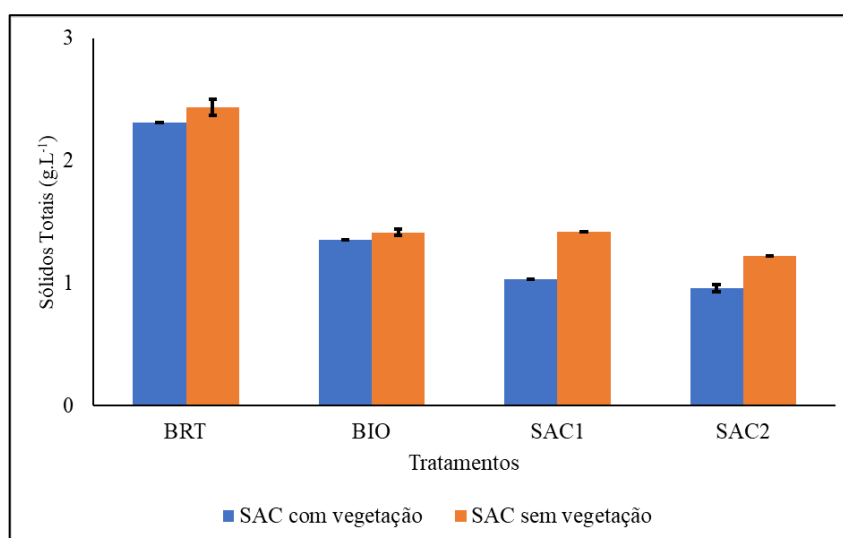


Figura 63. Sólidos Totais nos SACs com vegetação e sem vegetação. Fonte: Andrade (2021).

Ebou-Elela et al. (2014) também obtiveram taxas de remoções maiores, atingindo 92% em SACs vegetados e 91% em SACs sem vegetação. Os sólidos totais podem ser reduzidos

principalmente por processos físicos, como sedimentação, em especial no biodigestor, e filtração, com destaque para o sistema radicular das plantas e pelo substrato presente nos leitos. A legislação da Conama n. 357/2015 estabelece para corpos hídricos de classes 1 a 3, um limite de 500 mg.L⁻¹ de sólidos dissolvidos totais.

Com relação aos Sólidos Fixos, foi possível perceber uma interação significativa entre os tratamentos, Tabela 18. Contudo, o biodigestor elevou consideravelmente o quantitativo de sólidos fixos em ambos os tratamentos. Uma provável explicação seria o substrato utilizado no biodigestor, isto é, o esterco bovino. É comum fornecer sal mineral ao bovino como complementação alimentar, o que pode ter contribuído para a elevação da concentração de sais no efluente e, conseqüentemente, da fração inorgânica. Nurmi e Harahap (2019) e Tokita et al. (2020) relataram que o alto teor de sal no esterco bovino é resultado do sal adicionado à dieta, usado como transportador de aditivos nutricionais para um bom desenvolvimento do rebanho.

Tabela 18. Variação dos Sólidos Fixos, em g.L⁻¹, nos Sistemas Alagados Construídos com vegetação e sem vegetação.

PONTOS	TRATAMENTOS	
	SAC com vegetação	SAC sem vegetação
BRT	0,23 (± 0,0) Aa	0,27 (± 0,01) Bc
BIO	0,35 (± 0,05) Ac	0,42 (± 0,02) Bb
SAC1	0,29 (± 0,02) Ab	0,52 (± 0,02) Ba
SAC2	0,22 (± 0,02) Aa	0,50 (± 0,01) Ba
CV (%)	9,99	3,08

BRT – Efluente Bruto; BIO – Efluente do Biodigestor; SAC1 – Efluente do primeiro leito; SAC2 – Efluente do segundo leito; CV – Coeficiente de Variação. Médias seguidas por letras maiúsculas iguais nas colunas não diferem entre si pelo teste de Tukey considerando o valor nominal de significância de 5%. Médias seguidas por letras minúsculas iguais nas linhas não diferem entre si pelo teste de Tukey considerando o valor nominal de significância de 5%. Fonte: Andrade (2021).

Porém, ao deixar o biodigestor, o efluente do SAC vegetado apresentou decréscimo na concentração dos sólidos fixos aos mesmos teores do efluente bruto, como é possível observar na Figura 64. Quando comprado ao efluente do biodigestor, o efluente final sofreu uma redução de 37,1% no SAC vegetado, enquanto que no SAC não vegetado, houve uma elevação de 19,1%. Matos et al. (2017) correlacionam o aumento da fração inorgânica em SACs a decomposição do material utilizado como suporte e que pode contribuir para o entupimento do sistema. Com relação ao risco de entupimento do sistema, Matos et al. (2017) também destacam que, em SACs vegetados, o sistema radicular das espécies utilizadas pode ocupar o espaço dos poros, contribuindo para uma maior retenção de sólidos e que os resíduos oriundos da senescência e morte das espécies podem acelerar o entupimento, sendo necessárias manutenções com menor periodicidade.

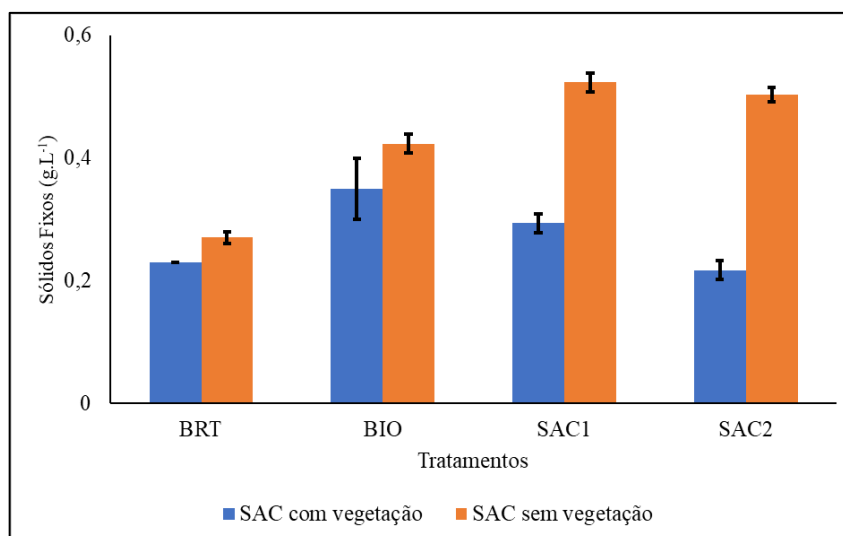


Figura 64. Sólidos Fixos nos SACs com vegetação e sem vegetação. Fonte: Andrade (2021).

Contudo, pode ser possível que as plantas venham a atenuar o efeito relatado anteriormente em virtude da expansão do espaço poroso provocado pelo sistema radicular, formando canais secundários de fluxo hídrico após sua degradação (MATOS et al., 2015). No que diz respeito aos Sólidos Voláteis, na Tabela 19 é destacado que não houve diferença estatística entre o efluente final dos dois tratamentos avaliados.

Tabela 19. Variação dos Sólidos Voláteis, em g.L⁻¹, nos Sistemas Alagados Construídos com vegetação e sem vegetação.

PONTOS	TRATAMENTOS	
	SAC com vegetação	SAC sem vegetação
BRT	2,08 (± 0,0) Aa	2,16 (± 0,07) Ba
BIO	1,00 (± 0,05) Ab	0,99 (± 0,02) Ab
SAC1	0,74 (± 0,02) Ac	0,90 (± 0,02) Bc
SAC2	0,74 (± 0,03) Ac	0,71 (± 0,01) Ad
CV (%)	2,57	3,00

BRT – Efluente Bruto; BIO – Efluente do Biodigestor; SAC1 – Efluente do primeiro leito; SAC2 – Efluente do segundo leito; CV – Coeficiente de Variação. Médias seguidas por letras maiúsculas iguais nas colunas não diferem entre si pelo teste de Tukey considerando o valor nominal de significância de 5%. Médias seguidas por letras minúsculas iguais nas linhas não diferem entre si pelo teste de Tukey considerando o valor nominal de significância de 5%. Fonte: Andrade (2021).

No SAC vegetado, houve uma redução de 64,4% e 67,1% no SAC sem cobertura vegetal. Analisando de forma isolada, em ambos os SACs, houve diferenças entre o efluente bruto e o efluente final e que o biodigestor consistiu na etapa de maior remoção. No SAC vegetado, não houve diferença significativa entre o primeiro e o segundo leito. Já no SAC sem vegetação, o segundo leito obteve resultado mais satisfatório, como pode ser observado na Figura 65. Este fenômeno pode estar relacionado ao tempo de retenção hidráulica e na presença do sistema radicular no primeiro leito do SAC vegetado.

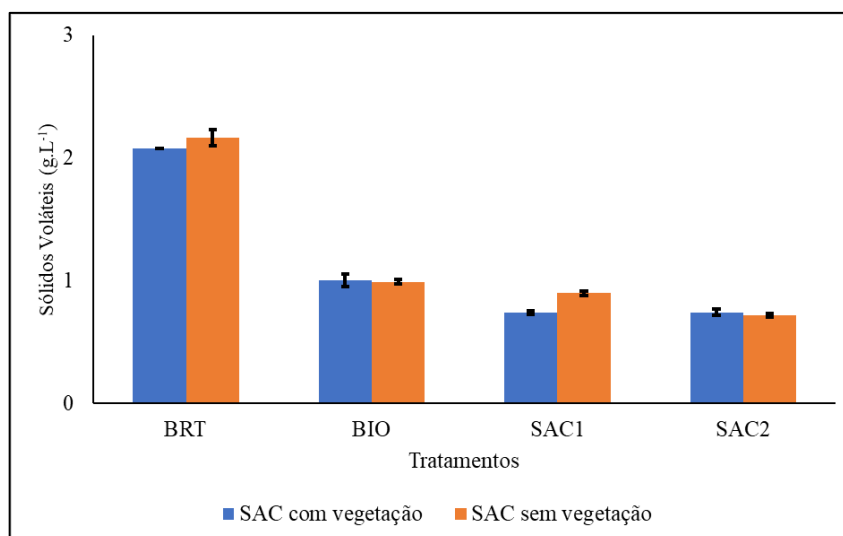


Figura 65. Sólidos Voláteis nos SACs com vegetação e sem vegetação. Fonte: Andrade (2021).

Na Tabela 20 estão destacados os resultados das análises microbiológicas em cada etapa do tratamento. Com base no exposto, foi possível observar que o SAC com vegetação obteve uma flora microbiana menos elevada em comparação ao SAC não vegetado. Para Matos et al. (2015), a presença de plantas pode fornecer condições para uma comunidade microbiana mais rica e favorável para melhorar a taxa de degradação de sólidos intersticiais acumulados, evitando entupimento do sistema. Carreón-Álvarez (2015) obteve uma redução de 99,4% com efluentes oriundos do tratamento primário.

Tabela 20. Número Mais Provável de coliformes totais e termotolerantes em cada etapa do tratamento.

GRUPOS / PONTOS	Leito sem vegetação				Leito com vegetação			
	BRT	BIO	SAC1	SAC2	BRT	BIO	SAC1	SAC2
Coliformes Totais (NMP/100ml)	$2,9 \times 10^3$	$4,6 \times 10^4$	$2,9 \times 10^4$	$2,4 \times 10^4$	$2,9 \times 10^4$	$1,1 \times 10^6$	$1,1 \times 10^5$	$4,6 \times 10^4$
Coliformes Termotolerantes (NMP/100ml)	$1,5 \times 10^3$	$2,9 \times 10^4$	$1,1 \times 10^4$	$9,5 \times 10^3$	$4,3 \times 10^2$	$4,6 \times 10^5$	$1,1 \times 10^4$	$2,9 \times 10^3$

NMP – Número Mais Provável; BRT – Efluente bruto; BIO – Efluente do biodigestor; SAC1 – Efluente do primeiro leito; SAC2 – Efluente do segundo leito. Fonte: Andrade (2021).

Foi possível observar que após a terceira semana de tratamento, a espécie *Eichhornia crassipes* M. apresentou necrose em algumas partes, em especial, na área foliar. A escala do projeto pode ter influenciado, criando um ambiente adverso para seu desenvolvimento, pois Muchtasjar et al. (2021) afirmam que a *Eichhornia crassipes* M. é resistente a agentes de poluição, mesmo em altas concentrações.

Já na espécie *Portulaca oleracea* L., também foi possível observar áreas amareladas, indicando que a carga poluente do efluente do biodigestor foi acima do que a espécie conseguiu biorremediar, Figuras 66A e 66B. Buchade e Karadge (2016) sugerem que a espécie *Portulaca oleracea* L. pode ser sensível à ambientes com condições de alagamento. Osca et al. (2021) destacam que esta espécie geralmente aparece nas épocas em que os campos estão secos e sem cultivo.



Figura 66. A. Aspecto visual da espécie *Eichhornia crassipes* M. após o tratamento. B. Aspecto visual da espécie *Portulaca oleracea* L. após o tratamento. Fonte: Andrade (2021).

4.4 Sistema Biodigestor + SAC em escala de campo

Na Tabela 21 estão destacadas as condições climáticas, com médias da temperatura ambiente, temperatura do efluente, umidade relativa e irradiância solar nos momentos em que as amostras foram coletadas.

Tabela 21. Variação média da Temperatura Ambiente, Temperatura do Efluente e Umidade Relativa e Irradiância Solar no momento da coleta.

ETAPAS DO TRATAMENTO	PARÂMETROS			
	TA (°C)	TE (°C)	UR (%)	IS (W.m ⁻²)
BRT	37,8 a	30,8 a	26,7 c	655,8 a
σ	(\pm 0,5)	(\pm 0,5)	(\pm 1,67)	(\pm 27,43)
BIO	35,9 a	33,7 a	22,8 c	659,0 a
σ	(\pm 2,4)	(\pm 3,1)	(\pm 0,5)	(\pm 24,2)
SAC1	28,0 b	26,1 b	46,5 a	148,3 c
σ	(\pm 1,0)	(\pm 0,8)	(\pm 7,0)	(\pm 4,68)
SAC2	29,2 b	25,8 b	30,5 b	506,4 b
σ	(\pm 1,9)	(\pm 0,25)	(\pm 5,0)	(\pm 79,6)
CV (%)	4,99	5,59	7,55	8,91
P	0,0002*	0,0008*	0,0000*	0,0000*

TA – Temperatura Ambiente; TE – Temperatura do Efluente; UR – Umidade Relativa; IS – Irradiância Solar; CV – Coeficiente de Variação; σ – Desvio Padrão; BRT – Efluente Bruto; BIO – Efluente do Biodigestor; SAC1 – efluente do primeiro leito; SAC2 – efluente do segundo leito. Médias seguidas por letras minúsculas iguais nas linhas não diferem entre si pelo teste de Tukey considerando o valor nominal de significância de 5%. *significativo a 5% de probabilidade. Fonte: Andrade (2021).

A temperatura ambiente oscilou entre 29,2 e 37,8 °C, Figura 67A, indicando diferença significativa entre os tratamentos. Essa considerável oscilação se deu em virtude de leves precipitações durante a coleta de efluente dos SAC1 e SAC2, o que fez decair a temperatura ambiente, refletindo na temperatura do efluente, na umidade relativa e na irradiância solar.

A temperatura do efluente variou de 25,8 a 33,7 °C, Figura 67B. A umidade relativa teve um aumento considerável durante a coleta do efluente dos leitos, em especial no SAC1, Figura 67C. Neste viés, Reeder (2011) afirma que o sombreamento pode provocar resfriamento da temperatura do efluente, bem como, eleva a umidade relativa do ar. No tocante a Resolução Conama n. 430/2011, com fins de lançamento de efluentes em corpos hídricos receptores, a temperatura do efluente tratado se apresentou de forma proporcional a temperatura ambiente, se apresentando abaixo de 40 °C e que dificilmente excederá a diferença de 3 °C da zona de mistura do corpo hídrico receptor, adequando-se ao que preconiza a supracitada resolução. Metcalf e Eddy (2016) salientam que a elevação da temperatura pode causar alteração nas espécies de peixes existentes em corpos hídricos receptores, pois dentre outros fatores, a concentração do Oxigênio Dissolvido em águas é inversamente proporcional a temperatura. Temperaturas excessivamente elevadas também podem promover o crescimento de plantas aquáticas indesejáveis e fungos presentes nas águas residuárias.

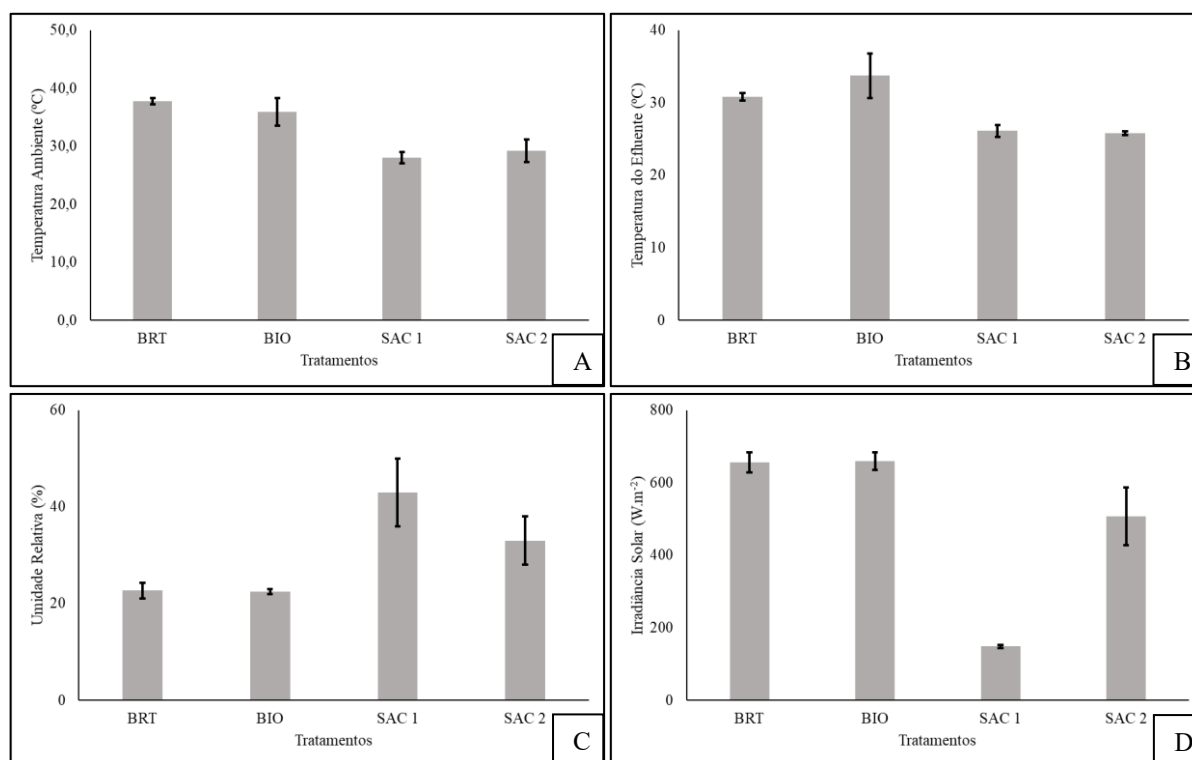


Figura 67. Condições climáticas médias apresentadas no momento das coletas. A. Temperatura Ambiente; B. Temperatura do Efluente; C. Umidade Relativa; D. Irradiância Solar. Fonte: Andrade (2021).

A irradiação solar se manteve constante durante a coleta do efluente bruto e do efluente do biodigestor, variando entre 655,78 e 659 W.m⁻², Figura 67D. Contudo, sofreu considerável redução na coleta nos leitos vegetados, com destaque para o SAC1, atingindo o nível de 148,33 W.m⁻² em virtude da alta nebulosidade no momento da leitura. Um baixo índice de irradiância solar por um período prologado de tempo poderá ocasionar efeito deletério na taxa fotossintética das espécies vegetais utilizadas nos SACs, atuando diretamente no volume de biomassa gerado (GRAMEIRO et al., 2011). Em contrapartida, altas taxas de irradiância solar podem acarretar em um maior índice de evapotranspiração, ocasionando estresse à planta (DAHANA-YAKE et al., 2017). Altos índices de irradiância solar também tendem a reduzir a umidade do solo, em especial, em zonas próximas à superfície, sendo agravado caso o solo não possua cobertura vegetal (YAGHOUBIAN et al., 2015).

Na Figura 68 é mostrada a variação do índice ultravioleta (*UV Index*), obtida por meio de automação durante o período de retenção hidráulica nos SACs na ausência de precipitações, na qual indicou que os maiores picos ocorreram no horário entre 12h:30min e 16h:00min, atingindo o índice 3,7. A Organização Mundial da Saúde criou o Índice Global de UV Solar, onde descreve o nível de radiação UV solar na superfície da terra. Os valores abaixo de 2 são considerados baixos; entre 3 e 5, moderados; entre 6 e 7, altos; entre 8 e 10, muito alto e acima de 11 são considerados extremos. Quanto maior o valor do índice, maior o potencial de danos à pele e aos olhos em humanos (WHO, 2002).

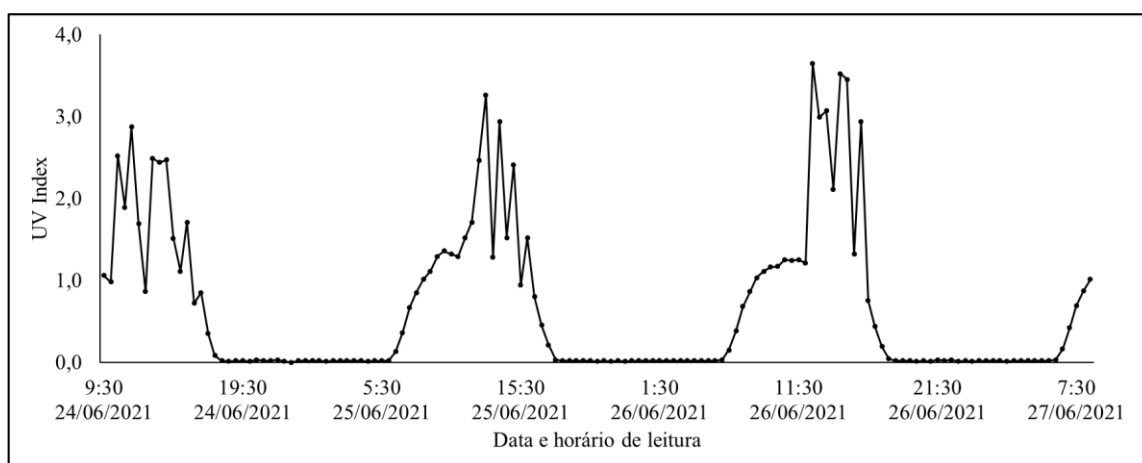


Figura 68. Índice Ultravioleta do local do experimento em período de estiagem. Fonte: Andrade (2021).

Nesta pesquisa, o Índice UV variou entre 0,0 e 3,7. O índice 0 ocorreu no período noturno, entre 18h:00min e 6h:00min, e o índice 3,7 compreendeu o horário de 12h:30min do dia 26/06/2021. Reyes et al. (2020) destacam que baixos índices de radiação UV, em especial a UVB, tendem a induzir alterações fotomorfogênicas por meio do fotorreceptor *UVB Resistance*

Locus 8 (UVR8), enquanto que altas doses podem induzir a produção de espécies reativas de oxigênio (ERO), redução do desempenho da fotossíntese, ativação de vias adicionais de sinalização de estresse e danos ao DNA, membranas celulares e proteínas.

Os maiores índices de radiação UV também coincidiram com os menores níveis de umidade relativa, Figura 69. O maior nível de UR ocorreu no período entre 6h:00min e 7h:00min, atingindo o patamar máximo de 93%, enquanto que as menores foram entre 11h:00min e 16h:00min, atingindo patamar mínimo de 15%.

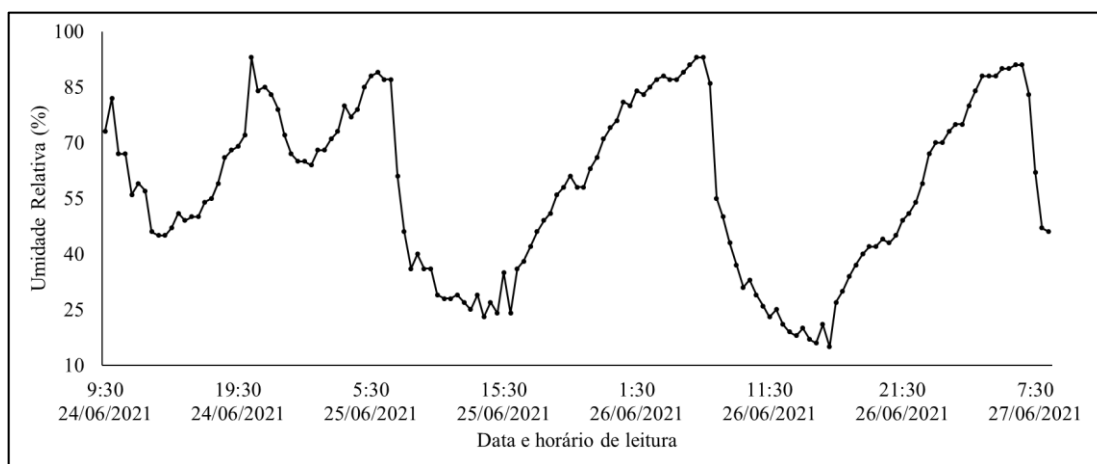


Figura 69. Umidade Relativa coletada no local do experimento em período de estiagem. Fonte: Andrade (2021).

Na Figura 70 é possível observar a interação entre a temperatura do ambiente e a temperatura do efluente nos SACs. No período noturno, a temperatura do efluente foi superior a temperatura ambiente em virtude de a água possuir um alto calor específico, o que tende a liberar a energia absorvida de forma mais lenta, justificando essa diferença, além de minimizar variações bruscas de temperatura.

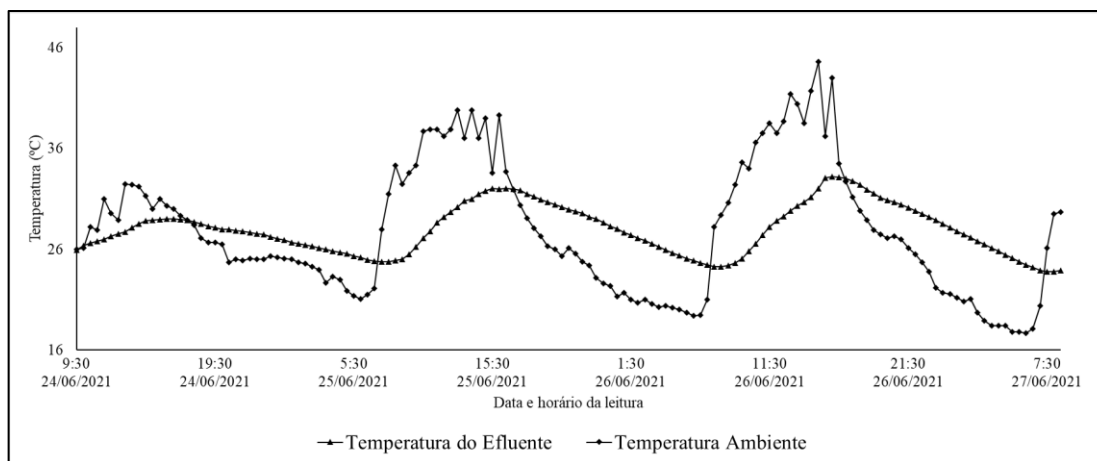


Figura 70. Interação entre a temperatura ambiente e a temperatura do efluente dos SACs. Fonte: Andrade (2021).

A água, em sua forma líquida, apresenta elevado calor específico e alta condutividade térmica quando comparada a outros líquidos, sendo capaz de absorver grande quantidade de energia térmica sem alterar bruscamente sua temperatura (DUARTE, 2014). A temperatura do ambiente, no período avaliado, oscilou entre 18 e 45 °C, enquanto que a temperatura do efluente variou no intervalo entre 24 e 33°C. Em ambientes naturais, como rios e lagos, a elevação da temperatura poderá ocasionar perdas na solubilidade de oxigênio na água (SPERLING, 2014).

Na Tabela 22 constam os resultados dos parâmetros pH, Condutividade Elétrica, Turbidez, Cor Aparente e Cor Verdadeira do efluente bruto e nas três etapas do tratamento.

Tabela 22. Variação do pH, Condutividade Elétrica, Turbidez, Cor Aparente e Cor Verdadeira em Sistemas Alagados Construídos.

ETAPAS DO TRATAMENTO	PARÂMETROS				
	pH	CE ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	TB (NTU)	CA (uH)	CVd (uH)
BRT	5,26 c	569,1 a	881,00 a	2550,0 a	1687,51 a
σ	($\pm 0,12$)	($\pm 24,85$)	($\pm 9,0$)	($\pm 150,0$)	($\pm 37,5$)
BIO	5,76 b	564,1 a	182,67 b	1805,0 b	641,0 b
σ	($\pm 0,195$)	($\pm 11,51$)	($\pm 8,74$)	($\pm 47,7$)	($\pm 19,0$)
SAC1	6,96 a	343,3 b	24,83 c	185,0 c	118,0 c
σ	($\pm 0,06$)	($\pm 5,86$)	($\pm 1,9$)	($\pm 5,0$)	($\pm 2,65$)
SAC2	7,27 a	296,0 c	7,72 d	170,3 c	72,5 c
σ	($\pm 0,14$)	($\pm 6,56$)	($\pm 0,5$)	($\pm 11,02$)	($\pm 2,5$)
CV (%)	2,17	3,25	2,32	6,70	3,35
P	0,0000 *	0,0000 *	0,0000 *	0,0000 *	0,0000 *

pH – Potencial hidrogeniônico; CE – Condutividade Elétrica; TB – Turbidez; CA – Cor Aparente; CVd – Cor Verdadeira; CV – Coeficiente de Variação; σ – Desvio Padrão; BRT – Efluente Bruto; BIO – Efluente do Biodigestor; SAC1 – Efluente do primeiro leito; SAC2 – Efluente do segundo leito. Médias seguidas por letras minúsculas iguais nas linhas não diferem entre si pelo teste de Tukey considerando o valor nominal de significância de 5%. *significativo a 5% de probabilidade. Fonte: Andrade (2021).

Quanto ao pH, foi possível observar que o efluente final tendeu a neutralidade, elevando em 38,2% em relação ao efluente bruto, Figura 71. Resultados semelhantes aos constatados por Dipu et al. (2011), He et al. (2012), Tao et al. (2012) e Rahman et al. (2014) fazendo uso de SACs vegetados. O tratamento também se adequou a legislação do Conama n. 430/2011 sobre lançamento de efluente tratado em corpos hídricos receptores.

Metcalf e Eddy (2016) enfatizam que a faixa adequada de pH para o desenvolvimento da maioria das espécies aquáticas está compreendida entre 6 e 9. He et al. (2012) afirmam que um pH entre 7,5 e 7,8 em SACs favorece a nitrificação parcial sobre a oxidação do nitrito, mas o pH deve ser controlado junto com a concentração de amônio e a temperatura para evitar a toxicidade da amônia livre para bactéria anammox, responsável pelo processo de oxidação anaeróbia de amônia. Para Bortoli et al. (2019), o pH, juntamente com a temperatura, influenciam na forma em que o nitrogênio é encontrado na biodigestão de efluentes. O equilíbrio do nitrito

e ácido nitroso em relação ao nitrogênio amoniacal tende a ocorrer em uma faixa de pH de 9,25. Abaixo dessa faixa, ocorre a predominância do íon amônio.

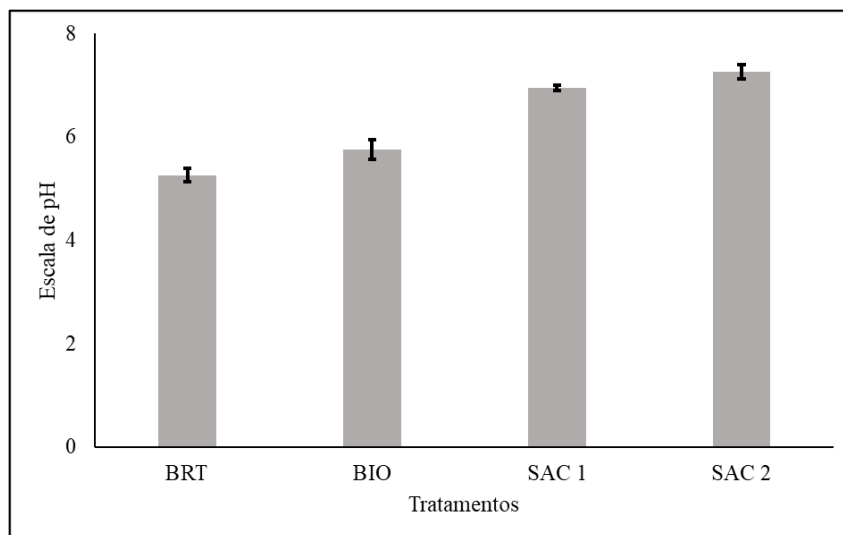


Figura 71. Variação do pH nas etapas de tratamento do efluente agroindustrial. Fonte: Andrade (2021).

A Condutividade Elétrica variou consideravelmente nos leitos, em especial no SAC2, corroborando com Salimi et al. (2012) ao destacarem que a presença da cobertura vegetal auxilia na remoção do NaCl e outros elementos, translocando-os para a biomassa do vegetal. O biodigestor não contribuiu significativamente para a redução deste parâmetro, Figura 72.

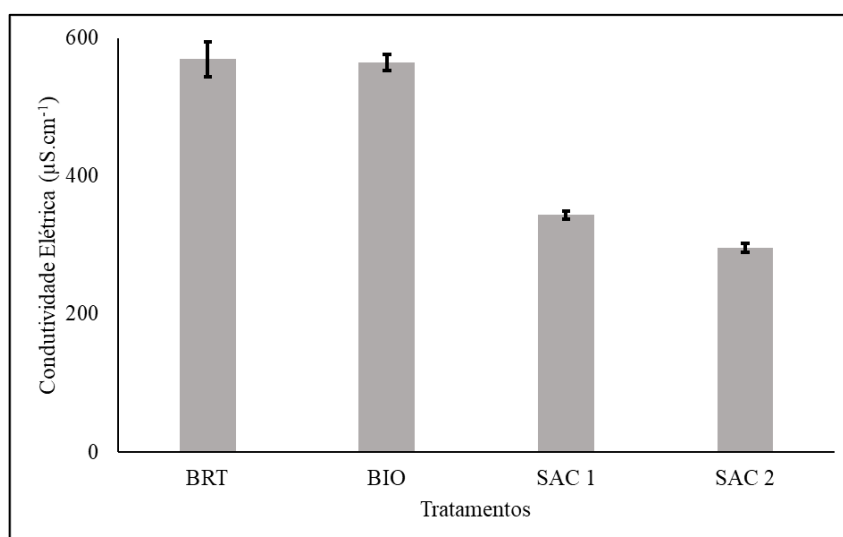


Figura 72. Variação da Condutividade Elétrica no decorrer das etapas de tratamento do efluente agroindustrial. Fonte: Andrade (2021).

O esterco bovino inserido do biodigestor pode ter contribuído para isso. O efluente final obteve uma taxa de redução de 48%, resultados aproximados aos obtidos por Dipu et al. (2011), constatando uma taxa de remoção de 46,56% em SACs cultivados com *Eichhornia* sp. Já Silva

et al. (2021) constataram uma redução de 57% em SACs cultivados com *Hymenachne grumosa*, *Cyperus papyrus* e *Vetiveria zizanioides*. Piñeiro Di Blasi et al. (2013) salientam que a Condutividade Elétrica se torna um indicador para determinar o estado e qualidade da água, correlacionando este parâmetro com a quantidade de sais presentes no corpo hídrico. A condutividade é a medida da capacidade da água em conduzir uma corrente elétrica. Nutrientes, minerais, metais e qualquer tipo de poluição podem afetar essa capacidade. Sendo assim, o lançamento de efluente com elevados índices de CE pode ocasionar mudanças no corpo hídrico receptor e tornar suas águas salobras, prejudicando a biota local. Silva et al. (2021) afirmam que o aumento do pH e a redução da CE tendam à oxidação, especialmente se ocorrerem em um meio de pH alcalino onde o CO₂ pode ser gerado.

A Turbidez do efluente decaiu drasticamente no SAC2, obtendo uma redução de 91,1% em relação ao efluente bruto, como pode ser observado na Figura 73. A turbidez é o parâmetro de qualidade da água que reflete a presença de matéria em suspensão, matéria orgânica e inorgânica fina, compostos orgânicos coloridos solúveis, algas e outros organismos microscópicos que podem tornar a água inadequada para uso sem tratamento. Para Kasenene et al. (2021), a presença de macrófitas, substratos e comunidade microbiana resultam em complexos mecanismos físicos, químicos e biológicos interligados a remoção de material particulado em águas. A redução apenas no biodigestor foi de 79,3%. A redução da Turbidez nos biodigestores pode ser explicada pela densidade das partículas, onde as mais densas decantam mais rapidamente, se acumulando junto ao lodo que é gerado.

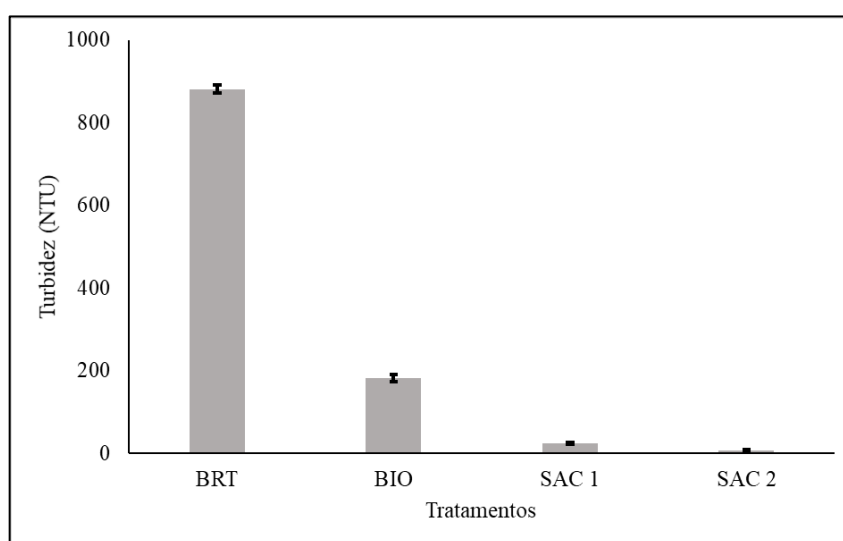


Figura 73. Variação da Turbidez no decorrer das etapas de tratamento do efluente agroindustrial. Fonte: Andrade (2021).

Sanchez et al. (2018) obtiveram níveis de reduções na ordem de 77% em SAC vegetado com *Eleocharis* sp., patamares inferiores aos encontrados nesta pesquisa. Já Arunbabu et al. (2015) verificaram uma redução média de 93% da turbidez em SAC cultivado com *Axonopus compressus*. Segundo Kasenene et al. (2021), a redução da turbidez nos SACs foi conduzida pela filtração e sedimentação auxiliada pelos interespaços reduzidos entre o cascalho e as raízes das plantas, removendo assim as partículas suspensas. A Resolução Conama n. 357/2005, que trata sobre a classificação das águas, estabelece um limite de 100 NTU para águas doces de classes 2 e 3. Sendo assim, o resultado obtido pelos SACs contribuiu para não alterar a classificação do corpo hídrico que porventura venha a receber este efluente. Em ambientes aquáticos, uma alta turbidez pode prejudicar o processo fotossintético das plantas subaquáticas e de alguns tipos de algas, conforme relatam Sinha et al. (2018).

A Cor Aparente sofreu considerável redução nos SACs, entretanto, não houve diferenciação entre o SAC1 e o SAC2, Figura 74A. A redução do efluente final foi de 93,3%, seguindo a mesma tendência da Turbidez. Sperling (2014) correlaciona a cor aparente com os sólidos em suspensão, estando assim, interligados aos níveis de turbidez do efluente analisado. Sanchez et al. (2018) obtiveram 71% de redução da cor aparente em SAC vegetado com *Axonopus compressus*. A espécie utilizada no SAC também pode interferir na taxa de remoção deste parâmetro. Sanchez et al. (2018) destacam que SACs vegetados com *Typha* sp. e *Eleocharis* sp. apresentaram uma redução de apenas 49%. Para Silva et al. (2021), altas remoções de cor ocorreram provavelmente devido aos efeitos da precipitação e consequente filtração/sedimentação de material particulado. Baldovi et al. (2021) enfatizam que SACs vegetados tendem a obter maior índice de remoção de cor aparente, turbidez, fósforo total e sólidos totais, especialmente quando comparados com SACs sem cobertura vegetal.

A Cor Verdadeira obteve uma remoção maior quando comparada a Cor Aparente, reduzindo em 95,7%, Figura 74B. O biodigestor também teve grande relevância na redução deste parâmetro, sendo responsável por 62%. Silva et al. (2021) obtiveram redução de 78% em SACs vegetados com *Hymenachne grumosa*, *Cyperus papyrus* e *Vetiveria zizanioides*. Elevadas concentrações de cor podem ocasionar efeitos significativos no crescimento de plantas aquáticas e em proliferação de algas, visto que a cor pode interferir na penetração de luz em um ambiente aquático, comprometendo o processo de fotossíntese e reduzir a concentração de oxigênio nas águas, intensificando a eutrofização do corpo hídrico (USGS, 2021).

A Conama n. 357/2005, que trata sobre a classificação das águas, estabelece um limite de 75 uH para águas doces de classes 2 e 3. Com isso, o lançamento de efluentes com níveis

elevados pode comprometer a qualidade da água de um determinado corpo hídrico, sendo indicador de outras fontes de poluição.

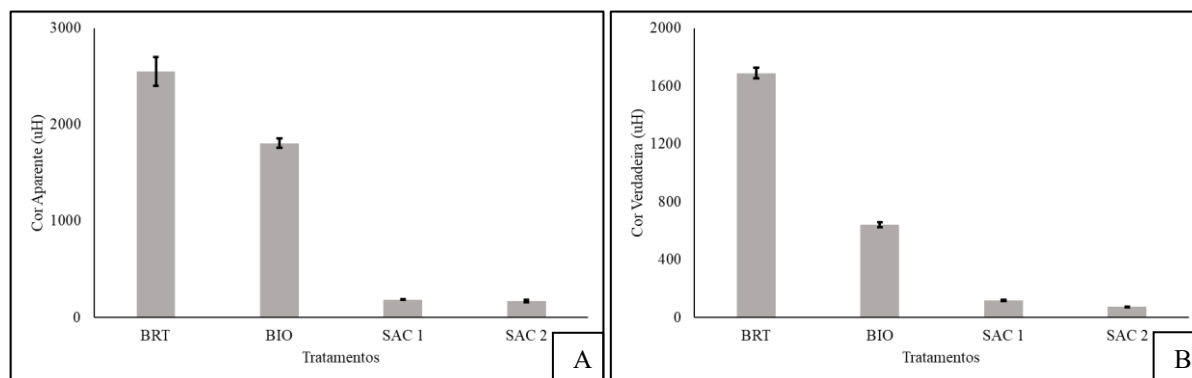


Figura 74. A. Variação da Cor Aparente no decorrer das etapas de tratamento do efluente agroindustrial. B. Variação da Cor Verdadeira no decorrer das etapas de tratamento do efluente agroindustrial. Fonte: Andrade (2021).

Na Tabela 23 constam a variação de Oxigênio Dissolvido, Demanda Química de Oxigênio, Demanda Bioquímica de Oxigênio, Fósforo Total e Nitrogênio Total Kjeldahl.

Tabela 23. Variação do Oxigênio Dissolvido, Demanda Química de Oxigênio, Demanda Bioquímica de Oxigênio, Fósforo Total e Nitrogênio Total Kjeldahl em Sistemas Alagados Construídos.

ETAPAS DO TRATAMENTO	PARÂMETROS				
	OD (mg.L ⁻¹)	DQO (mg.L ⁻¹)	DBO (mg.L ⁻¹)	P _(tot) (mg.L ⁻¹)	NTK (mg.L ⁻¹)
BRT	0,71 c (± 0,117)	6169,0 a (± 269,0)	2470,0 a (± 50,0)	3,30 b (± 0,2)	31,39 a (± 1,13)
BIO	0,63 c (± 0,058)	1562,0 b (± 111,49)	246,67 b (± 26,63)	5,53 a (± 0,35)	30,87 a (± 1,39)
SAC1	0,97 b (± 0,076)	210,67 c (± 21,01)	83,00 c (± 3,0)	3,60 b (± 0,1)	6,33 b (± 0,38)
SAC2	1,65 a (± 0,05)	44,33 c (± 4,04)	41,67 c (± 7,64)	1,95 c (± 0,05)	2,18 c (± 0,08)
CV (%)	7,98	7,31	4,44	5,82	5,18
P	0,0000 *	0,0000 *	0,0000 *	0,0000 *	0,0000 *

OD – Oxigênio Dissolvido; DQO – Demanda Química de Oxigênio; DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio; P_(tot) – Fósforo Total; NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl; σ – Desvio Padrão; CV – Coeficiente de Variação; BRT – Efluente Bruto; BIO – Efluente do Biodigestor; SAC1 – Efluente do primeiro leito; SAC2 – Efluente do segundo leito. Médias seguidas por letras minúsculas iguais nas linhas não diferem entre si pelo teste de Tukey considerando o valor nominal de significância de 5%. *significativo a 5% de probabilidade. Fonte: Andrade (2021).

Quanto ao Oxigênio Dissolvido, foi possível perceber que houve uma elevação significativa nos leitos vegetados. O efluente final apresentou uma concentração 132,4% superior ao efluente bruto, Figura 75. Para Piñeiro Di Blasi et al. (2013), o oxigênio se dissolve na água por difusão do ar circundante, por aeração mediante turbulência e como produto residual da fotossíntese. As concentrações totais de gases dissolvidos na água não devem exceder 110%. Concentrações acima desse nível podem ser prejudiciais à vida aquática. Wu et al. (2011) afirmam

que o OD disponível em SACs é consumido principalmente por bactérias heterotróficas. Reeder et al. (2011) destacam que a oxigenação dos efluentes em um SAC deve levar em consideração o sistema, como um todo, agindo em conjunto com outros processos.

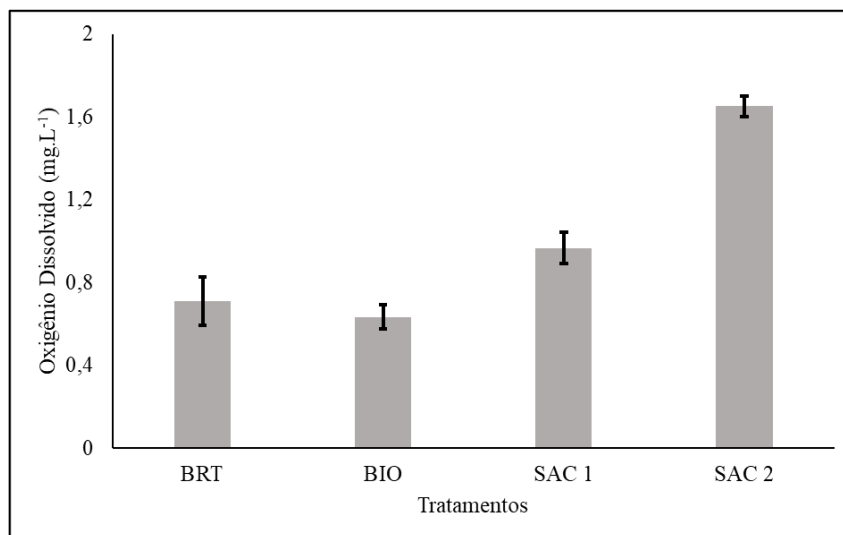


Figura 75. Variação do Oxigênio Dissolvido no decorrer das etapas de tratamento do efluente agroindustrial. Fonte: Andrade (2021).

Os resultados desta etapa da pesquisa diferiram dos obtidos por Ding et al. (2012), que constataram um influente variando entre 3,8 e 4,7 mg.L⁻¹, e um efluente final entre 0,5 e 1,7 mg.L⁻¹ após 7 dias de retenção hidráulica. Além disso, a concentração adequada de oxigênio dissolvido é necessária para uma boa qualidade da água. A Resolução do Conama n. 357/2005 estabelece uma concentração mínima de 5,0 mg.L⁻¹ em águas doces de Classe 2, no intuito de preservar a vida aquática. Piñeiro Di Blasi et al. (2013) relatam que OD inferior a 2,0 mg.L⁻¹ por longos períodos pode resultar em grande mortalidade de peixes.

A Demanda Química de Oxigênio também obteve índices de redução consideráveis, decaindo 99,3% em relação ao efluente bruto, sendo o biodigestor responsável por 74,6%, observado na Figura 76. Não houve diferenciação considerável entre os leitos dos SACs, mas diferindo do efluente bruto e do efluente do biodigestor, obtendo resultados positivos como tratamento terciário de efluente de laticínios. Isso pode ser resultado da remoção de matéria orgânica por processos de sedimentação e decomposição que ocorrem naturalmente em SACs (NGOMA et al., 2020).

Apesar do efluente bruto apresentar um alto teor de matéria orgânica, após passar pelas etapas de tratamento, o efluente tratado foi então adequado para ser descartado no meio ambiente no tocante a este parâmetro, conforme evidenciado pelo baixo nível de DQO.

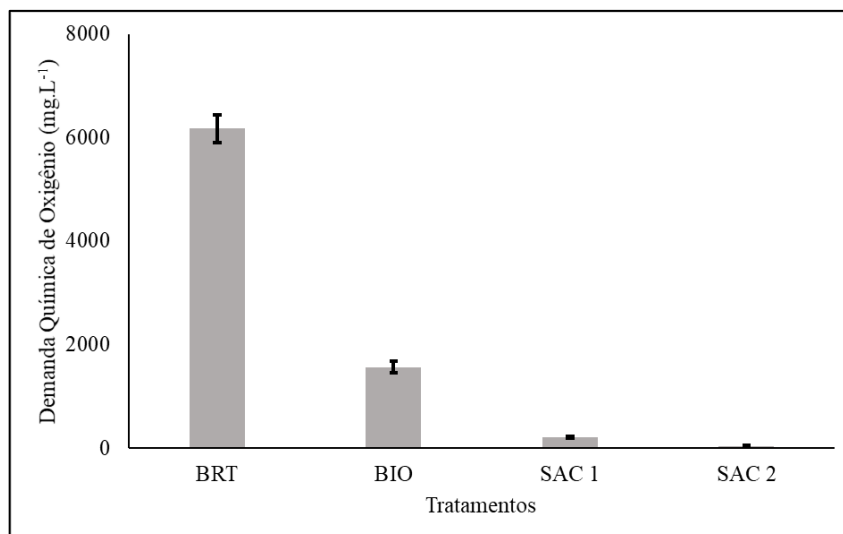


Figura 76. Variação da Demanda Química de Oxigênio no decorrer das etapas de tratamento do efluente agroindustrial. Fonte: Andrade (2021).

Dipu et al. (2011) verificaram uma redução de 87,5% em SACs cultivados com *Pistia* sp. e 80,48 em SACs cultivados com *Eichhornia* sp., ambas com retenção hidráulica de 15 dias. He et al. (2012) destacam que a taxa de bactérias Anammox são superadas por bactérias desnitrificantes em concentrações elevadas de DQO, mais precisamente entre 237 mg.L⁻¹ e 1600 mg.L⁻¹. Vanwonderghem et al. (2014) destacam que a degradação por via anaeróbia da matéria orgânica perpassa por quatro estágios: hidrólise, fermentação (acidogênese), acetogênese (desidrogenação) e metanogênese (acetoclástica ou hidrogenotrófica).

Quando a Demanda Bioquímica de Oxigênio, foi possível observar que houve um comportamento semelhante a Demanda Química de Oxigênio. O efluente final obteve uma taxa de remoção de 98%, com destaque para o biodigestor, que reduziu 90% da DBO, Figura 77. Não houve diferenciação estatística entre os leitos do SAC.

Dipu et al. (2011) afirmam que a matéria orgânica contém aproximadamente 45–50% de carbono, que é utilizado por uma ampla gama de microrganismos como fonte de energia quebrando o carbono orgânico em dióxido de carbono, um processo que fornece energia para o crescimento. Portanto, a liberação de quantidades excessivas de carbono orgânico nas águas superficiais pode resultar em um esgotamento significativo do Oxigênio Dissolvido e subsequente mortalidade de peixes e outros organismos aquáticos ou marinhos dependentes de oxigênio. Kasenene et al. (2021) obtiveram uma taxa de remoção de 91,7% utilizando decantadores de placas inclinadas a 45° em série com SAC cultivado com *Cyperus alternifolius*. Fenômenos como sedimentação, filtração, adsorção, oxigenação e metabolismo microbológico são considerados os principais mecanismos para a remoção de DBO (KASENENE et al., 2021).

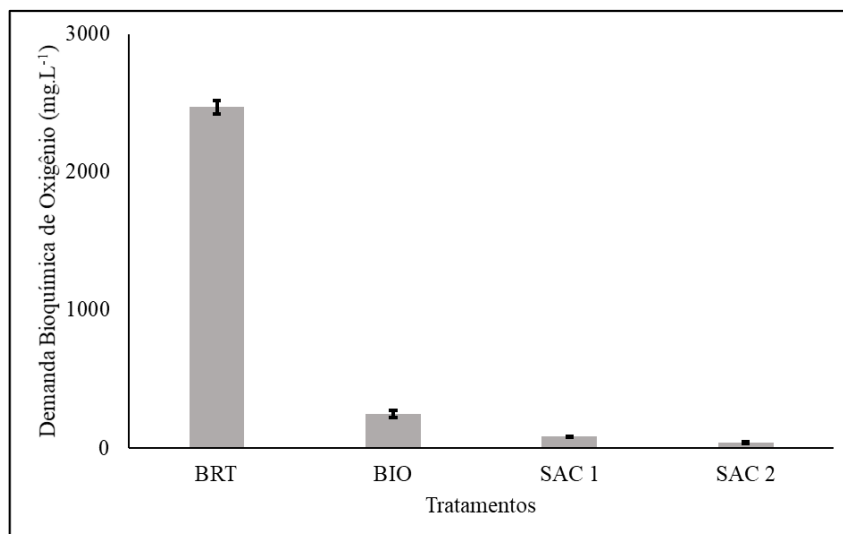


Figura 77. Variação da Demanda Bioquímica de Oxigênio no decorrer das etapas de tratamento do efluente agroindustrial. Fonte: Andrade (2021).

Dipu et al. (2011) constataram uma remoção da DBO na ordem de 83,1% em SAC cultivado com *Eichhornia* sp., 84,61% em SAC com *Pistia* sp. e 68,31% em SAC com *Lemna* sp., todos com TDH de 15 dias. Guedes-Alonso et al. (2020) verificaram uma taxa de remoção de 92% da DBO em SACs vegetados com os gêneros *Phragmites*, *Cyperus*, *Pontederia*, *Canna* e *Typha*. A Resolução do Conama n. 430/2011 estabelece que o sistema de tratamento de efluente deve remover no mínimo 60% da carga orgânica inicial, podendo ser elevado caso o corpo hídrico receptor possua baixa taxa de autodepuração. Sendo assim, o tratamento mediante biodigestor e SAC atendeu essa exigência legal. A relação DBO/DQO se estabeleceu em 0,9. Kajitvichyanukul e Suntronvipart (2006) afirmam que, quando a relação DBO/DQO se apresentar acima de 0,5, o efluente pode ter a presença de substâncias químicas com alta biodegradabilidade que podem acelerar o processo biológico.

Em relação ao $P_{(tot)}$, foi possível observar uma considerável elevação no biodigestor em relação ao efluente bruto, o que pode ter sido resultado da degradação do material orgânico presente nas águas residuárias aliado a inserção do esterco bovino para formação flora microbológica. O teor de $P_{(tot)}$ elevou-se em 67,6% no biodigestor, porém, foi decaindo nos leitos vegetados, onde o SAC2 apresentou o resultado mais satisfatório, reduzindo em 40,9% quando comparado ao efluente bruto e 64,7% em relação ao efluente do biodigestor, Figura 78, resultados próximos aos de Caselles-Osorio et al. (2011) que constataram uma redução de 59% no teor de $P_{(tot)}$ em SACs.

Baldovi et al. (2021) obtiveram taxas de remoção acima dos valores encontrados nesta pesquisa, variando entre 89,7% e 94,7%, fazendo uso da macrófita *Eichhornia crassipes*, sedimentação e assimilação de algas. Já Guedes-Alonso et al. (2020) constataram baixa eficiência

na remoção $P_{(tot)}$, com taxas de apenas 9,2% em SACs com os gêneros *Phragmites*, *Cyperus*, *Pontederia*, *Canna* e *Typha*. A Resolução do Conama n. 357/2005 estabelece valores máximos de $P_{(tot)}$ de 0,020 – 0,025; 0,030 – 0,050 e 0,050 – 0,075 $mg.L^{-1}$ para as classes 1, 2 e 3, respectivamente. Para Borin et al. (2013), os mecanismos pelos quais o P é removido das águas residuárias incluem a sorção em substratos, armazenamento em biomassa e formação de novos sedimentos.

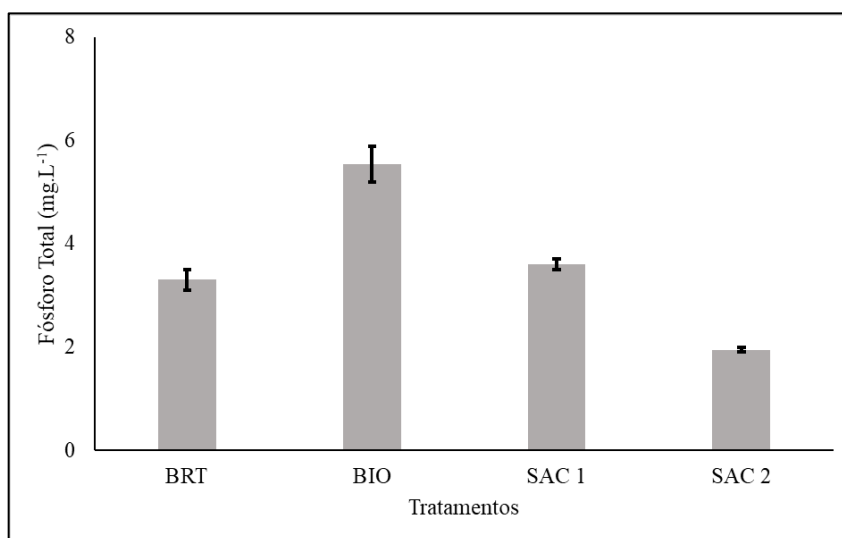


Figura 78. Variação do Fósforo Total no decorrer das etapas de tratamento do efluente agroindustrial. Fonte: Andrade (2021).

Não houve redução considerável do teor de NTK no biodigestor, provavelmente pelos mesmos motivos elencados no $P_{(tot)}$. Contudo, foi possível observar uma remoção considerável nos leitos vegetados, em especial no SAC2, Figura 79.

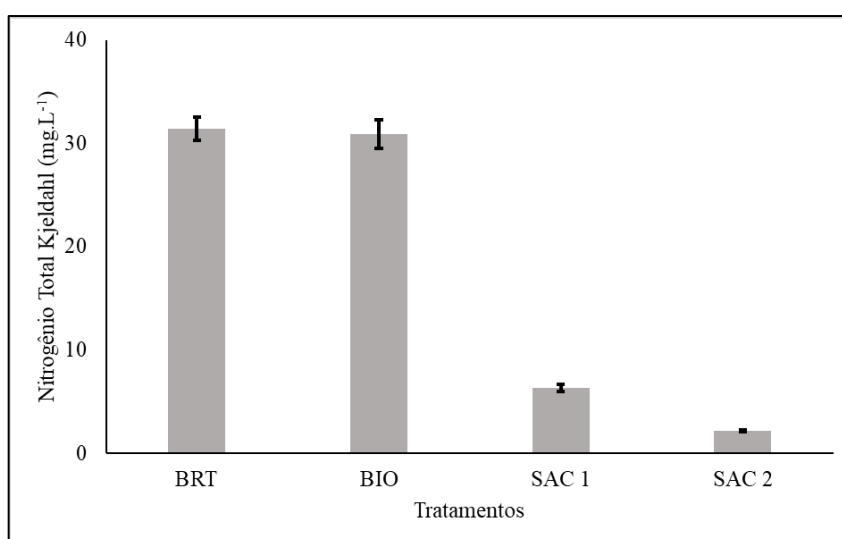


Figura 79. Variação do Nitrogênio Total Kjeldahl no decorrer das etapas de tratamento do efluente agroindustrial. Fonte: Andrade (2021).

O efluente tratado obteve uma redução de 93,1% em relação ao efluente bruto, valores superiores aos obtidos por Caselles-Osorio et al. (2011) que constataram uma redução de 62% em compostos amoniacais e 33% em nitratos em SACs.

Na Tabela 24 estão descritos os resultados da série de sólidos, compreendendo os Sólidos Sedimentáveis, Sólidos Totais, Sólidos Fixos e Sólidos Voláteis.

Tabela 24. Variação dos Sólidos Sedimentáveis, Sólidos Totais, Sólidos Fixos e Sólidos Voláteis em Sistema Alagado Construído.

ETAPAS DO TRATAMENTO	PARÂMETROS			
	SS (mL.L ⁻¹)	ST (g.L ⁻¹)	SF (g.L ⁻¹)	SV (g.L ⁻¹)
BRT	0,42 a	1,63 a	0,22 b	1,41 a
σ	(± 0,08)	(± 0,04)	(± 0,01)	(± 0,03)
BIO	0,20 b	0,69 b	0,26 a	0,42 b
σ	(± 0,05)	(± 0,02)	(± 0,02)	(± 0,01)
SAC1	0,10 b	0,48 c	0,18 c	0,30 c
σ	(± 0,0)	(± 0,01)	(± 0,01)	(± 0,01)
SAC2	0,10 b	0,40 d	0,14 c	0,26 c
σ	(± 0,0)	(± 0,01)	(± 0,01)	(± 0,02)
CV (%)	22,36	2,46	6,69	3,11
P	0,0001*	0,0000*	0,0002*	0,0000*

SS – Sólidos Sedimentáveis; ST – Sólidos Totais; SF – Sólidos Fixos; SV – Sólidos Voláteis; σ – Desvio Padrão; CV – Coeficiente de Variação; BRT – Efluente Bruto; BIO – Efluente do Biodigestor; SAC1 – Efluente do primeiro leito; SAC2 – Efluente do segundo leito. Médias seguidas por letras minúsculas iguais nas linhas não diferem entre si pelo teste de Tukey considerando o valor nominal de significância de 5%. *significativo a 5% de probabilidade. Fonte: Andrade (2021).

Quanto aos Sólidos Sedimentáveis, não foi possível observar a influência dos SACs no tratamento, Figura 80A. A redução deste parâmetro ocorreu na etapa do biodigestor, não diferindo do efluente dos leitos vegetados. O valor obtido a partir do efluente do biodigestor foi de $> 0,1 \text{ mL.L}^{-1}$, sendo o responsável pela redução dos sólidos sedimentáveis. Dell'Osbel et al. (2020) destacam que os SACs são eficientes para redução dos sólidos sedimentáveis, obtendo resultados inferiores a $0,1 \text{ mL.L}^{-1}$. A Resolução do Conama n. 430/2011 estabelece um limite de $1,0 \text{ mL.L}^{-1}$ para lançamento em corpos hídricos receptores. Em casos onde a velocidade da circulação hídrica seja praticamente nula, como lagos, os materiais sedimentáveis devem ser virtualmente nulos. Sendo assim, o sistema biodigestor em série com os SACs está apto a cumprir essa exigência legal.

Os Sólidos Totais se comportaram de maneira proporcional aos Sólidos Voláteis, com reduções de 75,5 e 81,6%, respectivamente, Figura 80B. Nos Sólidos Totais, também foi possível observar que houve diferença entre os leitos do SACs, o que não foi observado nos Sólidos Voláteis, Figura 80C. Já os Sólidos Fixos obtiveram um aumento considerável no biodigestor, elevando em 18,2% e sendo reduzido nos leitos vegetados, Figura 80D. A taxa geral de remoção foi de 36,4%, sendo elevada quando comparada ao efluente do biodigestor, 46,2%.

Matos et al. (2017) destacam que em SACs vegetados, o sistema radicular das espécies utilizadas pode ocupar o espaço dos poros, contribuindo para uma maior retenção de sólidos e que os resíduos oriundos da senescência e morte das espécies podem acelerar o entupimento do sistema, sendo necessária a realização de manutenções com menor periodicidade. Contudo, pode ser possível que as plantas atenuem o efeito relatado anteriormente em virtude da expansão do espaço poroso provocado pelo sistema radicular, formando canais secundários de fluxo hídrico após sua degradação.

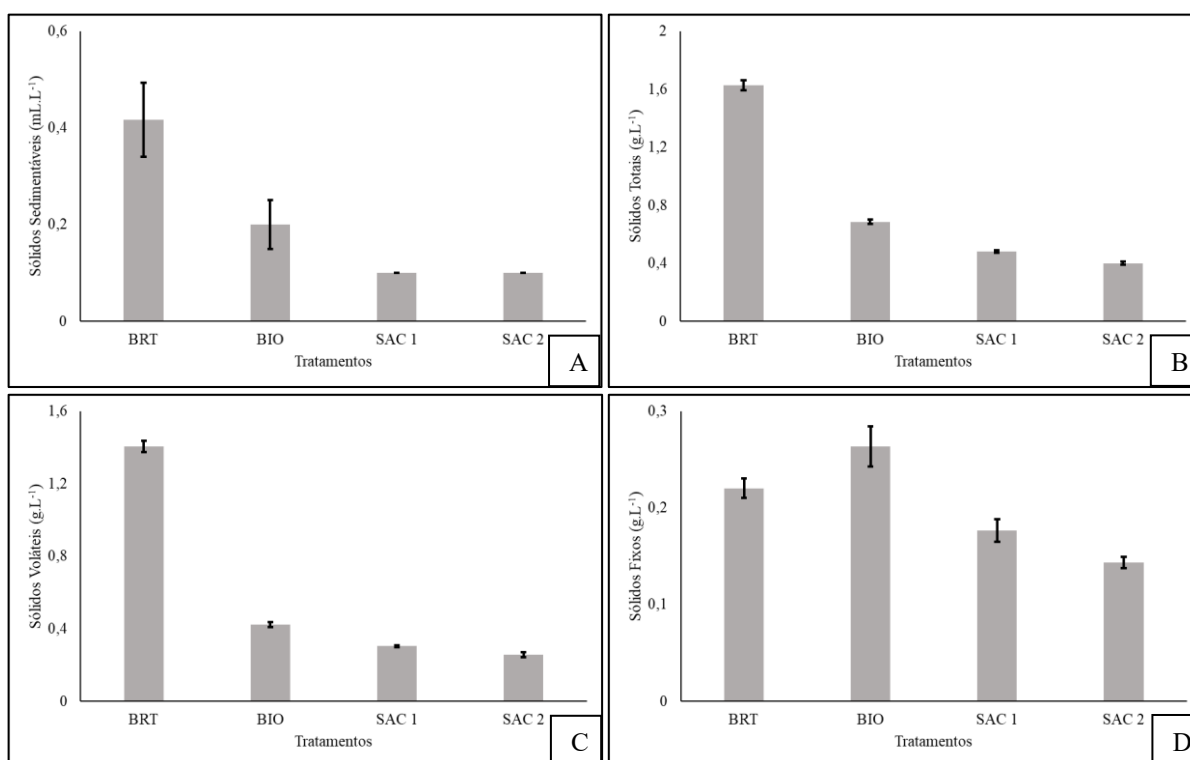


Figura 80. Variação da Série de Sólidos no decorrer das etapas de tratamento do efluente agroindustrial. A. Sólidos Sedimentáveis. B. Sólidos Totais. C. Sólidos Voláteis. D. Sólidos Fixos. Fonte: Andrade (2021).

Na Tabela 25 estão descritos os resultados das análises microbiológicas. Foi possível observar que à medida que o tratamento avançava, o NMP de Coliformes Totais e Termotolerantes foram decaindo. O sistema biodigestor aliado aos SACs conseguiu remover 99,999% dos Coliformes Totais e 99,651% dos Coliformes Termotolerantes, resultados próximos aos obtidos por Carreón-Álvarez (2015), onde constataram uma redução de 99,4% com efluentes oriundos do tratamento primário.

A contribuição do biodigestor na redução da carga microbiológica foi de 97,9% para os Coliformes Totais e 65,1% para os Coliformes Termotolerantes. Matos et al. (2015) enfatizam que a presença de plantas pode fornecer condições para uma comunidade microbiana mais rica

e favorável para melhorar a taxa de degradação de sólidos intersticiais acumulados, evitando entupimento do sistema.

Tabela 25. Coliformes totais e termotolerantes encontradas no Efluente Bruto, no Biodigestor e nos dois leitos do SAC.

GRUPOS	ETAPAS			
	BRT	BIO	SAC1	SAC2
Coliformes Totais (NMP/100mL)	$1,10 \times 10^9$	$2,30 \times 10^7$	$2,30 \times 10^4$	$9,30 \times 10^3$
Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)	$4,30 \times 10^5$	$1,50 \times 10^5$	$4,60 \times 10^3$	$1,50 \times 10^3$

NMP – Número Mais Provável; BRT – Efluente Bruto; BIO – Efluente do biodigestor; SAC1 – Efluente do primeiro leito; SAC2 – Efluente do segundo leito. Fonte. Andrade (2021).

O aspecto visual do efluente tratado diferiu consideravelmente no decorrer do tratamento, Figura 81. Essa clarificação refletiu a alta taxa de remoção da turbidez, destacada anteriormente. A presença do substrato utilizado também pode ter influenciado na clarificação no SAC2, retendo material particulado presente no efluente da etapa anterior. Enquanto que, no SAC1, a espécie *Eichhornia crassipes* M. foi alocada sob britas, no SAC2 também continha o solo, que funcionaram como um filtro mecânico e biológico, removendo mais eficientemente o particulado sólido (KASENENE et al., 2021).

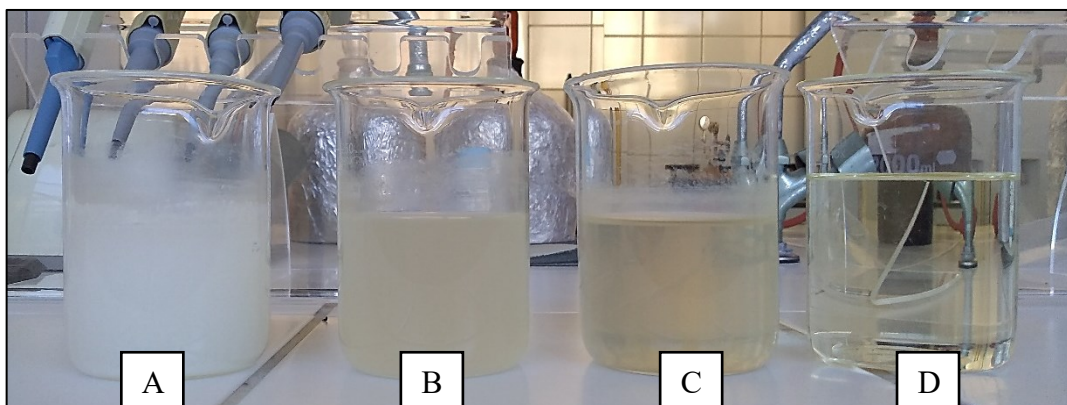


Figura 81. Aspecto visual do efluente em cada etapa do tratamento. A. Efluente Bruto; B. Efluente do Biodigestor; C. Efluente do SAC1; D. Efluente do SAC2. Fonte: Andrade (2021).

Quanto às espécies vegetais utilizadas nos leitos cultivados, foi possível observar comportamentos distintos entre *Eichhornia crassipes* M. e *Portulaca oleracea* L. A primeira espécie, presente no SAC1, desenvolveu-se positivamente, aumentando consideravelmente sua biomassa, Figura 82A, corroborando com Muchtasjar et al. (2021), que destacam a *Eichhornia crassipes* M. como resistente à altas concentrações de poluentes.

Enquanto isso, no SAC2, cultivado com *Portulaca oleracea* L., houve redução em sua biomassa, Figura 82B. Buchade e Karadge (2016) sugerem que a espécie *Portulaca oleracea* L. pode ser sensível à ambientes com condições de alagamento. Osca et al. (2021) também destacam que esta espécie surge com maior incidência nas épocas em que os campos estão secos e sem cultivo.



Figura 82. A Desenvolvimento da espécie *Eichhornia crassipes* M. B. Desenvolvimento da espécie *Portulaca oleracea* L. Fonte: Andrade (2021).

No tocante a geração de biogás, não foi observado quantidade suficiente para que seja possível sua estocagem e queima. Massucatto (2017) também relata pouca geração de biogás gerado, o que impossibilitou a queima. Rajagopal et al. (2013) salientam que o biogás pode apresentar algumas limitações de ordem técnica, como a sua lenta produção a instabilidade do processo da digestão anaeróbica, podendo implicar no aumento do uso de efluente a ser tratado e, conseqüentemente, o uso de estruturas maiores que podem elevar consideravelmente os custos de tratamento. O manual disponibilizado pelo fabricante do biodigestor utilizado nesta pesquisa destacou que o mesmo não foi projetado para geração de biogás. Para evitar possíveis perdas por vazamentos, o biodigestor teve sua tampa vedada e registros na entrada e saída do efluente, com vedações nas conexões.

CAPÍTULO 5

CONCLUSÕES E SUGESTÕES DE TRABALHOS FUTUROS

O uso do sistema Biodigestor em série com o Sistema Alagado Construído se mostrou eficiente na remoção de poluentes orgânicos e inorgânicos. A operação em escala de laboratório foi essencial para o aprimoramento do tratamento do efluente em escala de campo. O TDH e as dimensões dos leitos cultivados foram reajustados para um melhor processo de remoção de poluentes. A quantidade de esterco bovino utilizado também sofreu ajustes, visto que estava ocasionando prejuízos na remoção de certos parâmetros, como o NTK e o $P_{(tot)}$. Devido a isso, o esterco bovino foi suprimido dos leitos cultivados e reduzida sua quantidade no biodigestor.

A espécie *Portulaca oleracea* L. teve seu desenvolvimento afetado, em especial, após 15 dias de tratamento. Este fato ocorreu no tratamento do efluente *in natura* com maior intensidade. Visto esta deficiência, a espécie *Eichhornia crassipes* M. foi usada para diminuir a carga orgânica do efluente antes ser destinado ao SAC cultivado com *Portulaca oleracea* L. Mesmo assim, foi possível observar redução no desenvolvimento e amarelecimento da área foliar, mesmo em proporções menores quando fora submetida ao efluente bruto, o que pode indicar que a espécie possui sensibilidade a ambientes alagados e não especificamente a carga orgânica e inorgânica do efluente vindo do biodigestor e do SAC1, justificado pelo experimento sobre a tolerância da *Portulaca oleracea* L. a ambientes halófilos, onde a espécie se mostrou moderadamente tolerante à determinadas concentrações de sais.

Esta pesquisa não possuiu a pretensão de esgotar o tema que aborda, mas abrir a possibilidade de utilizar espécies nativas e grande abrangência regional para uso em Sistemas Alagados Construídos e contribuir com outros pesquisadores da área. Poderá, ainda, ser ampliado e aprofundado em outras esferas acadêmicas, caso haja essa oportunidade.

REFERÊNCIAS

- ABBASI, T.; TAUSEEF, S. M.; ABBASI, S. A. Anaerobic digestion for global warming control and energy generation: an overview. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 16, n. 5, p. 3228-3242, 2012.
- ABDEL-RAZEK, N.; AWAD, S. M.; ABDEL-TAWWAB, M. Effect of dietary purslane (*Portulaca oleracea* L.) leaves powder on growth, immunostimulation, and protection of *Nile tilapia*, *Oreochromis niloticus* against *Aeromonas hydrophila* infection. **Fish Physiology and Biochemistry**, v. 45, n. 6, p. 1907-1917, 2019.
- ABOU-ELELA, S. I.; GOLINELLI, G.; SAAD EL-TABL, A.; HELLAL, M. S. Treatment of municipal wastewater using horizontal flow constructed wetlands in Egypt. **Water Science and Technology**, v. 69, n. 1, p. 38-47, 2014.
- ABOUELENIEN, F.; NAMBA, Y.; KOSSEVA, M. R.; NISHIO, N.; NAKASHIMADA, Y. Enhancement of methane production from co-digestion of chicken manure with agricultural wastes. **Bioresource Technology**, v. 159, p. 80-87, 2014.
- ACOSTA-MOTOS, J. R.; ORTUÑO, M. F.; BERNAL-VICENTE, A.; DIAZ-VIVANCOS, P.; SANCHEZ-BLANCO, M. J.; HERNANDEZ, J. A. Plant responses to salt stress: adaptive mechanisms. **Agronomy**, v. 7, n. 1, p. 18, 2017.
- ADENIRAN, A. E.; AINA, A.; OSHUNRINADE, O. An evaluation of biogas production from anaerobic digester of a Constructed Wetland domestic wastewater treatment plant. **African Journal of Environmental Science and Technology**, v. 10, n. 10, p. 329-337, 2016.
- AHMAD, P.; AZOOZ, M. M.; PRASAD, M. N. V. (Ed.). **Ecophysiology and responses of plants under salt stress**. Springer Science & Business Media, 2012.
- AHN, C.; MITSCH, W. J.; WOLFE, W. E. Effects of recycled FGD liner material on water quality and macrophytes of constructed wetlands: A mesocosm experiment. **Water Research**, v. 35, n. 3, p. 633-642, 2001.
- ALAM, M. A., JURAIMI, A. S., RAFII, M. Y., HAMID, A. A., ASLANI, F., ALAM, M. Z. Effects of salinity and salinity-induced augmented bioactive compounds in purslane (*Portulaca oleracea* L.) for possible economical use. **Food chemistry**, v. 169, p. 439-447, 2015.
- ALAM, M. A.; JURAIMI, A. S.; RAFII, M. Y.; HAMID, A. A.; ASLANI, F.; HAKIM, M. A. Salinity-induced changes in the morphology and major mineral nutrient composition of purslane (*Portulaca oleracea* L.) accessions. **Biological research**, v. 49, n. 1, p. 24, 2016.
- ALTAFIN, I. **Reflexões sobre o conceito de agricultura familiar**. Brasília: CDS/UnB, 2007.
- ALTAŞ, L. Inhibitory effect of heavy metals on methane-producing anaerobic granular sludge. **Journal of Hazardous Materials**, v. 162, n. 2, p. 1551-1556, 2009.
- ANDRADE, E. T. de; CARVALHO, S. R. G. de; SOUZA, L. F. de. Programa do Proálcool e o etanol no Brasil. **Engevista**, v. 11, n. 2, 2010.

ANDRADE, S. O.; OLIVEIRA, A. M. B. M.; COELHO, L. F. O.; BRITO, C. S.; VALÉRIO, R. A. Potencial poluidor de agroindústria de produção de queijo sobre o rio Piencó, Pombal, Paraíba. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 11, n. 5, p. 168-176, 2016.

APHA, American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 23 ed. Washington, DC, 2017.

ARIKAN, O. A.; MULBRY, W.; LANSING, S. Effect of temperature on methane production from field-scale anaerobic digesters treating dairy manure. **Waste Management**, v. 43, p. 108-113, 2015.

ARUNBABU, V.; SRUTHY, S.; ANTONY, I.; RAMASAMY, E. V. Sustainable greywater management with *Axonopus compressus* (broadleaf carpet grass) planted in sub surface flow constructed wetlands. **Journal of Water Process Engineering**, v. 7, p. 153-160, 2015.

ASHBY, M. F. **Engenharia Ambiental: Conceitos, tecnologia e gestão**. CALIJURI, M. C.; CUNHA, D. G. F. (coordenadores). Rio de Janeiro: Elsevier, 2013.

ASHRAF, M.; SHAHZAD, S. M.; IMTIAZ, M.; RIZWAN, M. S. Salinity effects on nitrogen metabolism in plants—focusing on the activities of nitrogen metabolizing enzymes: A review. **Journal of Plant Nutrition**, v. 41, n. 8, p. 1065-1081, 2018.

AURIOL, M.; FILALI-MEKNASSI, Y.; TYAGI, R. D.; ADAMS, C. D. Oxidation of natural and synthetic hormones by the horseradish peroxidase enzyme in wastewater. **Chemosphere**, v. 68, n. 10, p. 1830-1837, 2007.

ÁVILA, C.; GARFÍ, M.; GARCÍA, J. Three-stage hybrid constructed wetland system for wastewater treatment and reuse in warm climate regions. **Ecological Engineering**, v. 61, p. 43-49, 2013.

ÁVILA, C.; REYES, C.; BAYONA, J. M.; GARCÍA, J. Emerging organic contaminant removal depending on primary treatment and operational strategy in horizontal subsurface flow constructed wetlands: influence of redox. **Water Research**, v. 47, n. 1, p. 315-325, 2013.

BAHADORI, A.; SMITH, S. T. **Dictionary of environmental engineering and wastewater treatment**. Springer, 2016.

BALDOVI, A. A.; AGUIAR, A. R. B.; BENASSI, R. F.; VYMAZAL, J.; JESUS, T. A. Phosphorus removal in a pilot scale free water surface constructed wetland: hydraulic retention time, seasonality and standing stock evaluation. **Chemosphere**, v. 266, p. 128939, 2021.

BANZI, M.; SHILOH, M. **Primeiros passos com o Arduino**. São Paulo: Novatec, 2011.

BEKMIRZAEV, G.; OUDDANE, B.; BELTRAO, J.; KHAMIDOV, M.; FUJII, Y.; SUGIYAMA, A. Effects of Salinity on the Macro-and Micronutrient Contents of a Halophytic Plant Species (*Portulaca oleracea* L.). **Land**, v. 10, n. 5, p. 481, 2021.

BELTRÃO, B. A.; MORAIS, F.; MASCARENHAS J. C.; MIRANDA J. L. F.; JÚNIOR L. C. S.; MENDES V. A. **Projeto Cadastro de Fontes de Abastecimento por Água Subterrânea**. Estado da Paraíba. Diagnóstico do Município de Pombal. Ministério de Minas e Energia. Recife, 2005.

BHATIA, M.; GOYAL, D. Analyzing remediation potential of wastewater through wetland plants: A review. **Environmental Progress & Sustainable Energy**, 33, 2014. 9-27.

BICUDO, C. E. M.; TUNDISI, J. G.; SCHEUENSTUHL, M. C. B. (Ed.). **Waters of Brazil: strategic analysis**. Springer, 2016.

BIDONE, R. F. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por um sistema composto por filtros anaeróbios seguidos de banhados construídos**: estudo de caso-Central de Resíduos do Recreio, em Minas do Leão/RS. 2007. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

BONANNO, G.; GIUDICE, R. L. Heavy metal bioaccumulation by the organs of *Phragmites australis* (common reed) and their potential use as contamination indicators. **Ecologica Lindicators**, v. 10, n. 3, p. 639-645, 2010.

BORIN, M.; POLITEO, M.; DE STEFANI, G. Performance of a hybrid constructed wetland treating piggery wastewater. **Ecological Engineering**, v. 51, p. 229-236, 2013.

BORTOLI, M.; PRÁ, M. C.; KUNZ, A. Capítulo VI. Tratamento do Digestato. Remoção de Nitrogênio. In: KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 2019. 209 p.

BRASIL, CONAMA. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Brasília, 2005a. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/Conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 16 jul. 2018.

BRASIL, CONAMA. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Brasília, 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/CONAMA/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 16 nov. 2015.

BRASIL, M. S. **Desempenho de sistema alagado construído para tratamento de esgoto doméstico**. 2005. 160 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2005b.

BRASIL. **Decreto nº 9.064, de 31 de maio de 2017**. Disponível em: <<https://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/2017/decreto-9064-31-maio-2017-785001-publicacaooriginal-152929-pe.html>>. Acesso em: 31 maio 2020.

BRIX, H. Functions of macrophytes in constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v. 29, n. 4, p. 71-78, 1994.

BROWN, D.; LI, Y. Solid state anaerobic co-digestion of yard waste and food waste for biogas production. **Bioresource Technology**, v. 127, p. 275-280, 2013.

BUAINAIN, A. M.; ROMEIRO, A. R.; GUANZIROLI, C. Agricultura familiar e o novo mundo rural. **Sociologias**, v. 5, n. 10, p. 312-347, 2003.

BUCHADE, J. Y.; KARADGE, B. A. Effect of flooding on the antioxidants in the root and leaves of *Vigna aconitifolia* (Jacq.) marechal and *Portulaca oleracea* L. **World Journal of Pharmaceutical Research**, v. 5, n. 7, p. 723-728, 2016.

BUTLER, E.; HUNG, Y. T.; YEH, R. Y. L.; SULEIMAN AL AHMAD, M. Electrocoagulation in wastewater treatment. **Water**, v. 3, n. 2, p. 495-525, 2011.

CAMPOS-MAÑAS, M. C.; PLAZA-BOLAÑOS, P.; MARTÍNEZ-PIERNAS, A. B.; SÁNCHEZ-PÉREZ, J. A.; AGÜERA, A. Determination of pesticide levels in wastewater from an agro-food industry: Target, suspect and transformation product analysis. **Chemosphere**, v. 232, p. 152-163, 2019.

CAPPELLETTI, M.; FRASCARI, D.; ZANNONI, D.; FEDI, S. Microbial degradation of chloroform. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 96, n. 6, p. 1395-1409, 2012.

CARDOSO, F. L. A. A “*Via Crucis*” para a legalização da agroindústria alimentar: impacto social da legislação sanitária na agricultura familiar. 2012. 236 f., il. Dissertação (Mestrado em Agronegócios). Universidade de Brasília, Brasília, 2012.

CAREY, D. E.; ZITOMER, D. H.; KAPPELL, A. D.; CHOI, M. J.; HRISTOVA, K. R.; MCNAMARA, P. J. Chronic exposure to triclosan sustains microbial community shifts and alters antibiotic resistance gene levels in anaerobic digesters. **Environmental Science: Processes & Impacts**, v. 18, n. 8, p. 1060-1067, 2016.

CAROSIA, M. F.; OKADA, D. Y.; SAKAMOTO, I. K.; SILVA, E. L.; VARESCHE, M. B. A. Microbial characterization and degradation of linear alkylbenzene sulfonate in an anaerobic reactor treating wastewater containing soap powder. **Bioresource Technology**, v. 167, p. 316-323, 2014.

CARVALHO, D. L. D.; SOUZA, M. A. C. D.; ZEMPULSKI, D. A. Utilização do Método Eletrofoculação para tratamento de efluentes industriais. **Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades**, 3, 2015.

CASTRO-MUÑOZ, R.; YÁÑEZ-FERNÁNDEZ, J.; FÍLA, V. Phenolic compounds recovered from agro-food by-products using membrane technologies: an overview. **Food Chemistry**, v. 213, p. 753-762, 2016.

CECCONET, D.; MOLOGNONI, D.; CALLEGARI, A.; CAPODAGLIO, A. G. Agro-food industry wastewater treatment with microbial fuel cells: energetic recovery issues. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 43, n. 1, p. 500-511, 2018.

CHAE, K. J.; JANG, A. M.; YIM, S. K.; KIM, I. S. The effects of digestion temperature and temperature shock on the biogas yields from the mesophilic anaerobic digestion of swine manure. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 1, p. 1-6, 2008.

CHANG, I. H.; CHENG, K. T.; HUANG, P. C.; LIN, Y. Y.; CHENG, L. J.; CHENG, T. S. Oxidative stress in greater duckweed (*Spirodela polyrhiza*) caused by long-term NaCl exposure. **Acta Physiologiae Plantarum**, v. 34, n. 3, p. 1165-1176, 2012.

CHEN, J. L.; ORTIZ, R.; STEELE, T. W.; STUCKEY, D. C. Toxicants inhibiting anaerobic digestion: a review. **Biotechnology Advances**, v. 32, n. 8, p. 1523-1534, 2014.

CHEN, Y.; CHENG, J. J.; CREAMER, K. S. Inhibition of anaerobic digestion process: a review. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 10, p. 4044-4064, 2008.

CHO, H. S.; MOON, H. S.; LIM, J. Y.; KIM, J. Y. Effect of long chain fatty acids removal as a pretreatment on the anaerobic digestion of food waste. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 15, n. 1, p. 82-89, 2013.

CLIFFORD, D.; SORG, T. J. GHURYE, G. L. Ion exchange and adsorption of inorganic contaminants. In: EDZWALD, J. K. **Water Quality and Treatment: A Handbook on Drinking Water**. McGrawHill, 2011.

COLLA, G.; KIM, H. J.; KYRIACOU, M. C.; ROUPHAEL, Y. Nitrate in fruits and vegetables. **Scientia Horticulturae**, v. 237, p. 221-238, 2018.

COPETTI, A. C. C. **Resíduos de Agroindústrias Familiares: impacto na qualidade da água e tratamento com técnicas simplificadas**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, 2010. 139 f.

DAHANAYAKE, K. C.; CHOW, C. L.; HOU, G. L. Selection of suitable plant species for energy efficient Vertical Greenery Systems (VGS). **Energy Procedia**, v. 142, p. 2473-2478, 2017.

DALAL, S.; GUPTA, M. N. Treatment of phenolic wastewater by horseradish peroxidase immobilized by bioaffinity layering. **Chemosphere**, v. 67, n. 4, p. 741-747, 2007.

DEGANUTTI, R.; PALHACI, M. C. J. P.; ROSSI, M.; SANTOS, C. Biodigestores rurais: modelo indiano, chinês e batelada. In: IV Encontro de Energia no Meio Rural, **Anais [...]**, Campinas, 2002.

DEGANUTTI, R.; PALHACI, M. C. J. P.; ROSSI, M.; TAVARES, R.; SANTOS, C. **Biodigestores rurais: modelo indiano, chinês e batelada**. 2002. Disponível em: <https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Repositorio/Biodigestores_000g76qdzev02wx5ok0wtedt3spdi71p.pdf>. Acesso em: 01 ago. 2017.

DEHGHAN, Z.; MOVAHHEDI DEHNAVI, M.; BALOUCHI, H.; SALIHI, A. Effect of salicylic acid on some physiological characteristics of common purslane (*Portulaca oleracea* L.) under NaCl stress. **Journal of Plant Process and Function**, v. 7, n. 23, p. 97-110, 2018.

DEHKORDI, R. M.; YADEGARI, M.; HAMEDI, B. Effect of temperature, drought and salinity stresses on germination of *Portulaca oleracea* L., *Trigonella foenum-graecium* L., *Borago officinalis* L. and *Hypericum perforatum* L. **Advances in Environmental Biology**, v. 9, n. 4, p. 148-152, 2015.

DELL'OSBEL, N.; COLARES, G. S.; OLIVEIRA, G. A.; RODRIGUES, L. R.; SILVA, F. P.; RODRIGUEZ, A. L.; MACHADO, Ê. L. Hybrid constructed wetlands for the treatment of urban wastewaters: Increased nutrient removal and landscape potential. **Ecological Engineering**, v. 158, p. 106072, 2020.

DEMIRER, G. N.; DURAN, M.; GÜVEN, E.; UGURLU, Ö.; TEZEL, U.; ERGÜDER, T. H. Anaerobic treatability and biogas production potential studies of different agro-industrial wastewaters in Turkey. **Biodegradation**, v. 11, n. 6, p. 401-405, 2000.

DENNEHY, C.; LAWLOR, P. G.; GARDINER, G. E.; JIANG, Y.; CORMICAN, P.; MCCABE, M. S.; ZHAN, X. Process stability and microbial community composition in pig manure and food waste anaerobic co-digesters operated at low HRTs. **Frontiers of Environmental Science & Engineering**, v. 11, n. 3, p. 4, 2017.

DHAKED, R. K.; SINGH, P.; SINGH, L. Biomethanation under psychrophilic conditions. **Waste Management**, v. 30, n. 12, p. 2490-2496, 2010.

DING, Y.; SONG, X.; WANG, Y.; YAN, D. Effects of dissolved oxygen and influent COD/N ratios on nitrogen removal in horizontal subsurface flow constructed wetland. **Ecological Engineering**, v. 46, p. 107-111, 2012.

DIPU, S.; ANJU, A.; KUMAR, V.; THANGA, S. G. Phytoremediation of dairy effluent by constructed wetland technology using wetland macrophytes. **Global Journal of Environmental Research**, v. 4, n. 2, p. 90-100, 2010.

DORNELAS, F. L.; MACHADO, M. B.; VON SPERLING, M. Performance evaluation of planted and unplanted subsurface-flow constructed wetlands for the post-treatment of UASB reactor effluents. **Water Science and Technology**, v. 60, n. 12, p. 3025-3033, 2009.

DREIFUS, T. V. **Tratamento de águas residuárias por alagados construídos de fluxo sub-superficial horizontal, utilizando Vetiver (*Chrysopogon zizanioides* L.): avaliação e desempenho de três leitos distintos.** 72 f. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Engenharia, 2012.

DROGUI, P.; ASSELIN, M.; BRAR, S. K.; BENMOUSSA, H.; BLAIS, J. F. Electrochemical removal of pollutants from agro-industry wastewaters. **Separation and Purification Technology**, v. 61, n. 3, p. 301-310, 2008.

DUARTE, H. A. **Água: uma visão integrada.** Cadernos Temáticos de Química Nova na Escola, v. 8, p. 4-8, 2014.

EISA, S. S.; EID, M. A.; ABD EL-SAMAD, E. H.; HUSSIN, S. A.; ABDEL-ATI, A. A.; EL-BORDENY, N. E.; ALI, S.H.; AL-SAYED, H. M. A.; LOFTY, M. E.; MASOUD, A. M.; EL-NAGGAR, A. M.; EBRAHIM, M. '*Chenopodium quinoa*' Willd. A new cash crop halophyte for saline regions of Egypt. **Australian Journal of Crop Science**, v. 11, n. 3, p. 343, 2017.

EMBRAPA. **Anuário Leite 2019.** Texto Comunicação Corporativa. Embrapa Gado de Leite. São Paulo, 2019. Disponível em: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/198698/1/anuario-leite-2019.pdf>>. Acesso em: 05 jun. 2020.

EPA. United States Environmental Protection Agency. **What is a Wetland?** Disponível em: <<https://www.epa.gov/wetlands/what-wetland>>. Acesso em: 30 jan. 2018.

FAO. **Dairy production and products: Milk production.** 2013. Disponível em: <http://www.fao.org/agriculture/dairy-gateway/milk-production/en/#.VLgEk8m_bGs>. Acesso em: 15 jan. 2015.

FERREIRA, C. A.; PAULO, P. L. **Eficiência de wetlands construídos para o tratamento domiciliar de água cinza com configuração diferenciada**. Mato Grosso do Sul: Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, 2009.

FIA, F. R. L.; MATOS, A. T.; FIA, R.; BORGES, A. C.; CECON, P. R. Efeito da vegetação em sistemas alagados construídos para tratar águas residuárias da suinocultura. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 1, p. 303-311, 2017.

FILHO, R. J.; REIS, C. D.; SILVA, R. G. D. **Cenários para o leite e derivados na Região Nordeste em 2020**, SEBRAE, Recife, 2013.

FRANCO, J. A.; CROS, V.; VICENTE, M. J.; MARTÍNEZ-SÁNCHEZ, J. J. Effects of salinity on the germination, growth, and nitrate contents of purslane (*Portulaca oleracea* L.) cultivated under different climatic conditions. **The Journal of Horticultural Science and Biotechnology**, v. 86, n. 1, p. 1-6, 2011.

FRANKE-WHITTLE, I. H.; WALTER, A.; EBNER, C.; INSAM, H. Investigation into the effect of high concentrations of volatile fatty acids in anaerobic digestion on methanogenic communities. **Waste Management**, v. 34, n. 11, p. 2080-2089, 2014.

GAMEIRO, C.; ZWOLINSKI, J.; BROTAS, V. Light control on phytoplankton production in a shallow and turbid estuarine system. **Hydrobiologia**, v. 669, n. 1, p. 249-263, 2011.

GAO, J.; ZHANG, J.; MA, N.; WANG, W.; MA, C.; ZHANG, R. Cadmium removal capability and growth characteristics of *Iris sibirica* in subsurface vertical flow Constructed Wetland. **Ecological Engineering**, v. 84, p. 443-450, 2015.

GARCIA, J.; ROUSSEAU, D. P.; MORATO, J.; LESAGE, E. L. S.; MATAMOROS, V.; BAYONA, J. M. Contaminant removal processes in subsurface-flow constructed wetlands: a review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 40, n. 7, p. 561-661, 2010.

GARCIA, M. V. R. **Energias Renováveis: Construção de Biodigestores de pequeno porte para geração de biogás e biofertilizantes para uso doméstico**. Trabalho de Conclusão de Curso (Monografia). Centro Universitário Avantis. Balneário Camboriú, 2019. 99 p.

GLANPRACHA, N.; ANNACHHATRE, A. P. Anaerobic co-digestion of cyanide containing cassava pulp with pig manure. **Bioresource Technology**, v. 214, p. 112-121, 2016.

GONZALO, O. G.; RUIZ, I.; SOTO, M. Integrating pretreatment and denitrification in Constructed Wetland systems. **Science of The Total Environment**, v. 584, p. 1300-1309, 2017.

GREGOIRE, C.; ELSAESSER, D.; HUGUENOT, D.; LANGE, J.; LEBEAU, T.; MERLI, A.; SCHULZ, R. Mitigation of agricultural nonpoint-source pesticide pollution in artificial wetland ecosystems. **Environmental Chemistry Letters**, v. 7, n. 3, p. 205-231, 2009.

GRIEVE, C. M.; SUAREZ, D. L. Purslane (*Portulaca oleracea* L.): a halophytic crop for drainage water reuse systems. **Plant and Soil**, v. 192, n. 2, p. 277-283, 1997.

GUEDES-ALONSO, R.; MONTESDEOCA-ESPONDA, S.; HERRERA-MELIÁN, J. A.; RODRÍGUEZ-RODRÍGUEZ, R.; OJEDA-GONZÁLEZ, Z.; LANDÍVAR-ANDRADE, V.; SANTANA-RODRÍGUEZ, J. J. Pharmaceutical and personal care product residues in a macrophyte pond-constructed wetland treating wastewater from a university campus: Presence, removal and ecological risk assessment. **Science of The Total Environment**, v. 703, p. 135596, 2020.

GUILHOTO, J. J. M.; ICHIHARA, S. M.; SILVEIRA, F. G.; DINIZ, B. P. C.; AZZONI, C. R.; MOREIRA, G. R. C. A importância da agricultura familiar no Brasil e em seus estados. In: Encontro Nacional de Economia, 35., 2007. Recife, PE. **Anais [...]**. Recife, PE: ANPEC, 2007.

HANSEN, K. H.; ANGELIDAKI, I.; AHRING, B. K. Anaerobic digestion of swine manure: inhibition by ammonia. **Water Research**, v. 32, n. 1, p. 5-12, 1998.

HAO, X.; CHANG, C. Does long-term heavy cattle manure application increase salinity of a clay loam soil in semi-arid southern Alberta? **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 94, n. 1, p. 89-103, 2003.

HAO, X.; LIU, R.; VAN LOOSDRECHT, M. C.; CAO, D. Batch influences of exogenous hydrogen on both acidogenesis and methanogenesis of excess sludge. **Chemical Engineering Journal**, v. 317, p. 544-550, 2017.

HE, Y.; TAO, W.; WANG, Z.; SHAYYA, W. Effects of pH and seasonal temperature variation on simultaneous partial nitrification and anammox in free-water surface wetlands. **Journal of Environmental Management**, v. 110, p. 103-109, 2012.

HE, Z. L.; YANG, X. E.; STOFFELLA, P. J. Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, v. 19, n. 2-3, p. 125-140, 2005.

HEISLER, J.; GLIBERT, P. M.; BURKHOLDER, J. M.; ANDERSON, D. M.; COCHLAN, W.; DENNISON, W. C.; LEWITUS, A. Eutrophication and harmful algal blooms: a scientific consensus. **Harmful Algae**, v. 8, n. 1, p. 3-13, 2008.

HENSON, S.; CRANFIELD, J. Building the Political Case for Agro-industries and Agribusiness in Developing Countries. In: **Agro-Industries for Development**. CAB International and Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, Italy, 2009.

HIJOSA-VALSERO, M.; MATAMOROS, V.; SIDRACH-CARDONA, R.; MARTÍN-VILLACORTA, J.; BÉCARES, E.; BAYONA, J. M. Comprehensive assessment of the design configuration of Constructed Wetland for the removal of pharmaceuticals and personal care products from urban wastewaters. **Water Research**, v. 44, n. 12, p. 3669-3678, 2010.

IBGE. **Estatística da Produção Pecuária**: junho de 2015. Brasília: IBGE, 2015.

IBGE. **Pesquisa trimestral do leite**. 2020. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/21121-primeiros-resultados-2leite.html?=&t=resultados>>. Acesso em: 05 jun. 2020.

JIANG, J.; GU, X.; SONG, R.; WANG, X.; YANG, L. Microcystin-LR induced oxidative stress and ultrastructural alterations in mesophyll cells of submerged macrophyte *Vallisneria spiralis* (Lour.) Hara. **Journal of Hazardous Materials**, v. 190, n. 1-3, p. 188-196, 2011.

JIN, R. C.; YANG, G. F.; YU, J. J.; ZHENG, P. The inhibition of the Anammox process: a review. **Chemical Engineering Journal**, v. 197, p. 67-79, 2012.

JIN, R.; WANG, Y.; LIU, R.; GOU, J.; CHAN, Z. Physiological and metabolic changes of purslane (*Portulaca oleracea* L.) in response to drought, heat, and combined stresses. **Frontiers in Plant Science**, v. 6, p. 1123, 2016.

JORGENSEN, T. C.; WEATHERLEY, L. R. Ammonia removal from wastewater by ion exchange in the presence of organic contaminants. **Water Research**, v. 37, n. 8, p. 1723-1728, 2003.

KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L. **Treatment wetlands**. CRC. Boca Raton, FL, 1996.

KADLEC, R. H.; KNIGHT, R.; VYMAZAL, J.; BRIX, H., COOPER, P.; HABERL, R. **Constructed Wetland for Pollution Control**. IWA publishing, 2017.

KAFI, M.; RAHIMI, Z. Effect of salinity and silicon on root characteristics, growth, water status, proline content and ion accumulation of purslane (*Portulaca oleracea* L.). **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 57, n. 2, p. 341-347, 2011.

KAJITVICHYANUKUL, P.; SUNTRONVIPART, N. Evaluation of biodegradability and oxidation degree of hospital wastewater using photo-Fenton process as the pretreatment method. **Journal of Hazardous Materials**, v. 138, n. 2, p. 384-391, 2006.

KAMALI, M.; GAMEIRO, T.; COSTA, M. E. V.; CAPELA, I. Anaerobic digestion of pulp and paper mill wastes – An overview of the developments and improvement opportunities. **Chemical Engineering Journal**, v. 298, p. 162-182, 2016.

KARA, S.; GÜRBULAK, E.; EYVAZ, M.; YÜKSEL, E. Treatment of winery wastewater by electrocoagulation process. **Desalination and Water Treatment**, v. 51, n. 28-30, p. 5421-5429, 2013.

KASENENE, A. J.; MACHUNDA, R. L.; NJAU, K. N. Performance of inclined plates settler integrated with constructed wetland for high turbidity water treatment. **Water Practice & Technology**, v. 16, n. 2, p. 516-529, 2021.

KHAN, K. A.; YAN, Z.; HE, D. Impact of light intensity and nitrogen of nutrient solution on nitrate content in three lettuce cultivars prior to harvest. **Journal of Agricultural Science**, v. 10, n. 6, p. 99-109, 2018.

KHAN, M. A.; UNGAR, I. A.; SHOWALTER, A. M. Effects of salinity on growth, water relations and ion accumulation of the subtropical perennial halophyte, *Atriplex griffithii* var. *stocksii*. **Annals of Botany**, v. 85, n. 2, p. 225-232, 2000.

KHAN, M. A.; UNGAR, I. A.; SHOWALTER, A. M. Salt stimulation and tolerance in an intertidal stem-succulent halophyte. **Journal of Plant Nutrition**, v. 28, n. 8, p. 1365-1374, 2005.

KHAN, N. A.; KHAN, M. I. R.; ASGHER, M.; FATMA, M.; MASOOD, A.; SYEED, S. Salinity tolerance in plants: revisiting the role of sulfur metabolites. **Journal of Plant Biochemistry & Physiology**, v. 2, n. 120, p. 2, 2014.

KHAN, S.; AHMAD, I.; SHAH, M. T.; REHMAN, S.; KHALIQ, A. Use of Constructed Wetland for the removal of heavy metals from industrial wastewater. **Journal of Environmental Management**, v. 90, n. 11, p. 3451-3457, 2009.

KILIÇ, C. C.; KUKUL, Y. S.; ANAÇ, D. Performance of purslane (*Portulaca oleracea* L.) as a salt-removing crop. **Agricultural Water Management**, v. 95, n. 7, p. 854-858, 2008.

KIM, J. K.; OH, B. R.; CHUN, Y. N.; KIM, S. W. Effects of temperature and hydraulic retention time on anaerobic digestion of food waste. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 102, n. 4, p. 328-332, 2006.

KISPERGHER, E. M. **Digestão anaeróbia de efluentes da indústria de alimentos**. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2013. Disponível em: <<https://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/32034>>. Acesso em: 14 abr. 2018.

KONG, Y.; ROZEMA, E.; ZHENG, Y. Potential of producing *Salicornia bigelovii* hydroponically as a vegetable at moderate NaCl salinity. **HortScience**, v. 49, n. 9, p. 1154-1157, 2014.

KOOTTATEP, T.; PUSSAYANAVIN, T.; KHAMYAI, S.; POLPRASERT, C. Performance of novel constructed wetlands for treating solar septic tank effluent. **Science of The Total Environment**, v. 754, p. 142447, 2021.

KRÖPFELOVÁ, L.; VYMAZAL, J.; ŠVEHLA, J.; ŠTÍCHOVÁ, J. Removal of trace elements in three horizontal sub-surface flow Constructed Wetland in the Czech Republic. **Environmental Pollution**, v. 157, n. 4, p. 1186-1194, 2009.

KUANG, Q.; WU, Z.; XIA, Y. Studies on the removal efficiency of algae by constructed wetland. **Acta Hydrobiologica Sinica**, v. 24, n. 6, p. 655-658, 2000.

KUMAR, B. S. A.; PRABHAKARN, V.; LAKSHMAN, K.; NANDEESH, R.; SUBRAMANYAM, P.; KHAN, S., RANGANAYAKALU, D.; KRISHNA, N. V. Pharmacognostical studies of *Portulaca oleracea* Linn. **Revista Brasileira de Farmacognosia**, João Pessoa, v. 18, n. 4, p. 527-531, Dec. 2008.

KYRIACOU, M. C.; SOTERIOU, G. A.; COLLA, G.; ROUPHAEL, Y. The occurrence of nitrate and nitrite in Mediterranean fresh salad vegetables and its modulation by preharvest practices and postharvest conditions. **Food Chemistry**, v. 285, p. 468-477, 2019.

LACERDA, L. P.; LANGE, L. C.; FRANÇA, M. G. C.; LEÃO, M. M. D. Growth and differential salinity reduction between *Portulaca oleracea* and *Eichhornia crassipes* in experimental hydroponic units. **Environmental Technology**, v. 40, n. 17, p. 2267-2275, 2019.

LARA, L. J.; EGEE-GILABERT, C.; NIÑIROLA, D.; CONESA, E.; FERNÁNDEZ, J. A. Effect of aeration of the nutrient solution on the growth and quality of purslane (*Portulaca oleracea*). **The Journal of Horticultural Science and Biotechnology**, v. 86, n. 6, p. 603-610, 2011.

LASTELLA, G.; TESTA, C.; CORNACCHIA, G.; NOTORNICOLA, M.; VOLTASIO, F.; SHARMA, V. K. Anaerobic digestion of semi-solid organic waste: biogas production and its purification. **Energy Conversion and Management**, v. 43, n. 1, p. 63-75, 2002.

LEE, C.; FLETCHER, T. D.; SUN, G. Nitrogen removal in Constructed Wetland systems. **Engineering in Life Sciences**, v. 9, n. 1, p. 11-22, 2009.

LEE, S.; JIANG, X.; MANUBOLU, M.; RIEDL, K.; LUDSIN, S. A.; MARTIN, J. F.; LEE, J. Fresh produce and their soils accumulate cyanotoxins from irrigation water: Implications for public health and food security. **Food Research International**, v. 102, p. 234-245, 2017.

LEFEBVRE, O.; MOLETTA, R. Treatment of organic pollution in industrial saline wastewater: a literature review. **Water Research**, v. 40, n. 20, p. 3671-3682, 2006.

LEIFELD, V.; SANTOS, T. P. M.; ZELINSKI, D. W.; IGARASHI-MAFRA, L. Ferrous ions reused as catalysts in Fenton-like reactions for remediation of agro-food industrial wastewater. **Journal of Environmental Management**, v. 222, p. 284-292, 2018.

LEONEL, L. F.; MARTELLI, L. F. A.; SILVA, W. T. L. Avaliação do efluente de fossa séptica biodigestora e jardim filtrante. In: III Symposium on Agricultural and Agroindustrial Waste Management. **Anais [...]**. São Pedro, São Paulo. 2013.

LESAGE, E. **Behaviour of heavy metals in constructed treatment wetlands**. Tese de Doutorado. Ghent University, 2006.

LETO, C.; TUTTOLOMONDO, T.; LA BELLA, S.; LEONE, R.; LICATA, M. Effects of plant species in a horizontal subsurface flow constructed wetland–phytoremediation of treated urban wastewater with *Cyperus alternifolius* L. and *Typha latifolia* L. in the West of Sicily (Italy). **Ecological Engineering**, v. 61, p. 282-291, 2013.

LEWITUS, A. J.; BROCK, L. M.; BURKE, M. K.; DEMATTIO, K. A.; WILDE, S. B. Lagoonal stormwater detention ponds as promoters of harmful algal blooms and eutrophication along the South Carolina coast. **Harmful Algae**, v. 8, n. 1, p. 60-65, 2008.

LI, C.; CHAMPAGNE, P.; ANDERSON, B. C. Enhanced biogas production from anaerobic co-digestion of municipal wastewater treatment sludge and fat, oil and grease (FOG) by a modified two-stage thermophilic digester system with selected thermo-chemical pre-treatment. **Renewable Energy**, v. 83, p. 474-482, 2015.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de Qualidade e Tratamento de Água**. Editora Átomo, 4º ed. São Paulo, 2016.

LIMA, S. B.; SPIRLANDELLI, F. P.; HOFFMANN, G. A. B.; FERREIRA, E. A.; SOUZA, D. C. Monitoramento de sistema de leitos cultivados por meio de análises de matéria orgânica e fósforo. **Revista Eletrônica Científica Inovação e Tecnologia**, v. 1, n. 1, p. 10, 2017.

LIN, J.; ZUO, J.; GAN, L.; LI, P.; LIU, F.; WANG, K.; CHEN, L.; GAN, H. Effects of mixture ratio on anaerobic co-digestion with fruit and vegetable waste and food waste of China. **Journal of Environmental Sciences**, v. 23, n. 8, p. 1403-1408, 2011.

- LIU, X.; LU, X.; CHEN, Y. The effects of temperature and nutrient ratios on *Microcystis* blooms in Lake Taihu, China: an 11-year investigation. **Harmful Algae**, v. 10, n. 3, p. 337-343, 2011.
- LOPES, M. C.; CARDOSO, S. S.; LUCAS, F. T.; MELO, V. A. Efeito da aplicação foliar de biofertilizante na produção de mudas de rúcula sob diferentes substratos. **Nucleus**, v. 14, n. 1, p. 177-188, 2017.
- LOPES, M. D. F. Q.; ANDRADE, F. H. A.; SILVA, R. T.; LIMA, L. K. S.; BRUNO, R. D. L. A.; NOGUEIRA, A. L. D. S. P. Chilli tolerance (*Capsicum annuum* L.) submitted to different concentrations of NaCl of irrigation water. **IDESIA (Chile)**, v. 37, n. 3, p. 75-79, 2019.
- LU, J.; MA, Y.; LIU, Y.; LI, M. Treatment of hypersaline wastewater by a combined neutralization-precipitation with ABR-SBR technique. **Desalination**, v. 277, n. 1-3, p. 321-324, 2011.
- LÜRLING, M.; NOYMA, N. P.; MAGALHÃES, L.; MIRANDA, M.; MUCCI, M.; VAN OOSTERHOUT, F.; HUSZAR, V. L. M.; MARINHO, M. M. Critical assessment of chitosan as coagulant to remove cyanobacteria. **Harmful Algae**, v. 66, p. 1-12, 2017.
- LV, T.; ZHANG, Y.; CARVALHO, P. N.; ARIAS, C. A.; BRIX, H. Growth of five wetland plant species in water contaminated with imazalil and their phytoremediation capability. In: IWA 14th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. **Anais [...]**. Shang Hai, China, 2014.
- MACIAS-CORRAL, M.; SAMANI, Z.; HANSON, A.; SMITH, G.; FUNK, P.; YU, H.; LONGWORTH, J. Anaerobic digestion of municipal solid waste and agricultural waste and the effect of co-digestion with dairy cow manure. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 17, p. 8288-8293, 2008.
- MAGHANAKI, M. M.; GHOBADIAN, B.; NAJAFI, G.; GALOGAH, R. J. Potential of biogas production in Iran. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 28, p. 702-714, 2013.
- MAINE, M. A.; SUÑE, N.; HADAD, H.; SÁNCHEZ, G.; BONETTO, C. Removal efficiency of a Constructed Wetland for wastewater treatment according to vegetation dominance, **Chemosphere**, v. 68, n. 6, June 2007, Pages 1105-1113, ISSN 0045-6535.
- MASSUCATTO, R. P. **Influência da sazonalidade na qualidade do biogás gerado na estação de tratamento de esgoto da Sanepar de Francisco Beltrão – PR**. 2017. 35 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Francisco Beltrão, 2017.
- MATAMOROS, V.; ARIAS, C.; BRIX, H.; BAYONA, J. M. Removal of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) from urban wastewater in a pilot vertical flow Constructed Wetland and a sand filter. **Environmental Science & Technology**, v. 41, n. 23, p. 8171-8177, 2007.
- MATAMOROS, V.; GARCÍA, J.; BAYONA, J. M. Organic micropollutant removal in a full-scale surface flow Constructed Wetland fed with secondary effluent. **Water Research**, v. 42, n. 3, p. 653-660, 2008.

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; PEREIRA, O. G. Desempenho agrônômico de capim tifton 85 (*Cynodon spp*) cultivado em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de água residuária de laticínios. **Revista Ambiente e Água**, v. 3, n. 1, p. 43-53, 2008.

MATOS, M. P. **Clogging in subsurface horizontal flow constructed wetlands**: main factors and methods of identification in planted and unplanted units. 2015. Tese de Doutorado. PhD Thesis in Sanitation, Environment and Water Resources. Federal University of Minas Gerais, Belo Horizonte, Brazil.

MATOS, M. P.; VON SPERLING, M.; MATOS, A. T.; MIRANDA, S. T.; SOUZA, T. D.; COSTA, L. M. Key factors in the clogging process of horizontal subsurface flow constructed wetlands receiving anaerobically treated sewage. **Ecological Engineering**, v. 106, p. 588-596, 2017.

MATSUI, T.; NOMURA, Y.; TAKANO, M.; IMAI, S.; NAKAYAMA, H.; MIYASAKA, H.; OKUHATA, H.; TANAKA, S.; MATSUURA, H.; HARADA, K.; BAMBIA, T.; HIRATA, K.; KATO, K. Molecular cloning and partial characterization of a peroxidase gene expressed in the roots of *Portulaca oleracea* cv., one potentially useful in the remediation of phenolic pollutants. **Bioscience, Biotechnology and Biochemistry**, v. 75, n. 5, p. 882-890, 2011.

MATTHIJS, H. C.; VISSER, P. M.; REEZE, B.; MEEUSE, J.; SLOT, P. C.; WIJN, G.; HUISMAN, J. Selective suppression of harmful cyanobacteria in an entire lake with hydrogen peroxide. **Water Research**, v. 46, n. 5, p. 1460-1472, 2012.

MAYO, A. W.; MUTAMBA, J. Effect of HRT on nitrogen removal in a coupled HRP and unplanted subsurface flow gravel bed Constructed Wetland. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, v. 29, n. 15-18, p. 1253-1257, 2004.

MAZOYER, M.; ROUDART, L. **História das agriculturas no mundo**. Do Neolítico à crise contemporânea. São Paulo, Editora UNESP, 2008.

MEDINA, G.; ALMEIDA, C.; NOVAES, E.; GODAR, J.; POKORNY, B. Development conditions for family farming: lessons from Brazil. **World Development**, v. 74, p. 386-396, 2015.

MELAMANE, X. L.; STRONG, P. J.; BURGESS, J. E. Treatment of wine distillery wastewater: a review with emphasis on anaerobic membrane reactors. **South African Journal of Enology and Viticulture**, v. 28, n. 1, p. 25-36, 2007.

MENDONÇA, H. V. D.; RIBEIRO, C. B. D. M.; BORGES, A. C.; BASTOS, R. R. Sistemas Alagados Construídos em Batelada: remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio e regulação de pH no tratamento de efluentes de laticínios. **Revista Ambiente & Água**, 10, 2015. 442-453.

MESQUITA, M. D. C.; ALBUQUERQUE, A.; AMARAL, L.; NOGUEIRA, R. Effect of vegetation on the performance of horizontal subsurface flow constructed wetlands with lightweight expanded clay aggregates. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 10, n. 3, p. 433-442, 2013.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5. ed. AMGH editora, Porto Alegre, 2016.

MOURA, E. M. **Avaliação da disponibilidade hídrica e da demanda hídrica do trecho do rio Piranhas-Açú entre os açudes Coremas-Mãe D'água e Armando Ribeiro Gonçalves.** Dissertação (mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal, 2007.

MUCHTASJAR, B.; HADIYANTO, H.; IZZATI, M.; VINCĚVIČA-GAILE, Z.; SETYOBUDI, R. H. The Ability of Water Hyacinth (*Eichhornia crasipes* Mart.) and Water Lettuce (*Pistia stratiotes* Linn.) for Reducing Pollutants in Batik Wastewater. In: E3S Web of Conferences. **Anais [...]**. EDP Sciences, 2021. p. 00010.

NASR, N.; ELBESHBIHY, E.; HAFEZ, H.; NAKHLA, G.; EL NAGGAR, M. H. Bio-hydrogen production from thin stillage using conventional and acclimatized anaerobic digester sludge. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 36, n. 20, p. 12761-12769, 2011.

NGOMA, W.; HOKO, Z.; MISI, S.; CHIDYA, R. C. Assessment of efficiency of a decentralized wastewater treatment plant at Mzuzu University, Mzuzu, Malawi. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, v. 118, p. 102903, 2020.

NITSOS, C.; MATSAKAS, L.; TRIANTAFYLLIDIS, K.; ROVA, U.; CHRISTAKOPOULOS, P. Evaluation of Mediterranean agricultural residues as a potential feedstock for the production of biogas via anaerobic fermentation. **BioMed Research International**, v. 2015, 2015.

NUMAN, M.; BASHIR, S.; KHAN, Y.; MUMTAZ, R.; SHINWARI, Z. K.; KHAN, A. L.; KHAN, A.; AHMED, A. H. Plant growth promoting bacteria as an alternative strategy for salt tolerance in plants: a review. **Microbiological Research**, v. 209, p. 21-32, 2018.

NURMI, A.; HARAHA, M. F. Palatability Test of Mineral Herbal Blocks on Performans of Local Sheep. **Indonesian Journal of Agricultural Research**, v. 2, n. 2, p. 1-7, 2019.

OBI, F. O.; UGWUISHIWU, B. O.; NWAKAIRE, J. N. Agricultural waste concept, generation, utilization and management. **Nigerian Journal of Technology**, v. 35, n. 4, p. 957-964, 2016.

OHKUMA, M.; NODA, S.; HATTORI, S.; IIDA, T.; YUKI, M.; STARNES, D.; INOUE, J.; DARBY, A. C.; HONGO, Y. Acetogenesis from H₂ plus CO₂ and nitrogen fixation by an endosymbiotic spirochete of a termite-gut cellulolytic protist. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 112, n. 33, p. 10224-10230, 2015.

OKABE, S.; AOI, Y.; SATOH, H.; SUWA, Y. Nitrification in wastewater treatment. **Nitrification**, p. 405-433, 2011.

ORSINI, F.; PASCALE, S. Daily variation in leaf nitrate content of two cultivars of hydroponically grown basil. In: VIII International Symposium on Protected Cultivation in Mild Winter Climates: Advances in Soil and Soilless Cultivation under 747. **Anais [...]**. Agadir, Morocco, 2006. p. 203-210.

OSCA, J. M.; GALÁN, F.; MORENO-RAMÓN, H. Rice Paddy Soil Seedbanks Composition in a Mediterranean Wetland and the Influence of Winter Flooding. **Agronomy**, v. 11, n. 6, p. 1199, 2021.

OSMAN, M. R. Anaerobic Fermentation of industrial wastewater. **Open Journal Chemical Engineering Science**, v. 1, n. 1, p. 50-78, 2014.

PAERL, H. W.; FULTON, R. S.; MOISANDER, P. H.; DYBLE, J. Harmful freshwater algal blooms, with an emphasis on cyanobacteria. **The Scientific World Journal**, v. 1, p. 76-113, 2001.

PAGÉS-DÍAZ, J.; PEREDA-REYES, I.; TAHERZADEH, M. J.; SÁRVÁRI-HORVÁTH, I.; LUNDIN, M. Anaerobic co-digestion of solid slaughterhouse wastes with agro-residues: synergistic and antagonistic interactions determined in batch digestion assays. **Chemical Engineering Journal**, v. 245, p. 89-98, 2014.

PARK, B. S.; LI, Z.; KANG, Y. H.; SHIN, H. H.; JOO, J. H.; HAN, M. S. Distinct bloom dynamics of toxic and non-toxic *Microcystis* (*Cyanobacteria*) subpopulations in Hoedong reservoir (Korea). **Microbial ecology**, v. 75, n. 1, p. 163-173, 2018.

PENG, S.; DAI, W.; YU, H.; WANG, Y.; WANG, X.; SUN, S. Antibacterial activity of aqueous and ethanolic extracts of *Portulaca oleracea* L. and *Taraxacum mongolicum* against pathogenic bacteria of cow mastitis. **International Journal of Applied Research in Veterinary Medicine**, v. 12, n. 3, p. 210-213, 2014.

PERRICH, J. R. **Activated carbon adsorption for wastewater treatment**. CRC press, 2018.

PIÑEIRO DI BLASI, J. I.; MARTÍNEZ TORRES, J.; GARCÍA NIETO, P. J.; ALONSO FERNÁNDEZ, J. R.; DÍAZ MUÑIZ, C.; TABOADA, J. Analysis and detection of outliers in water quality parameters from 'different automated monitoring stations in the Miño river basin (NW Spain). **Ecological Engineering**, v. 60, p. 60–66, 2013.

PONCE-ROBLES, L.; RIVAS, G.; ESTEBAN, B.; OLLER, I.; MALATO, S.; AGÜERA, A. Determination of pesticides in sewage sludge from an agro-food industry using QuEChERS extraction followed by analysis with liquid chromatography-tandem mass spectrometry. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, v. 409, n. 26, p. 6181-6193, 2017.

PRONK, W.; DING, A.; MORGENROTH, E.; DERLON, N.; DESMOND, P.; BURKHARDT, M.; WU, B.; FANE, A. G. Gravity-driven membrane filtration for water and wastewater treatment: a review. **Water Research**, v. 149, p. 553-565, 2019.

PUYOL, D.; SANZ, J. L.; RODRIGUEZ, J. J.; MOHEDANO, A. F. Inhibition of methanogenesis by chlorophenols: a kinetic approach. **New Biotechnology**, v. 30, n. 1, p. 51-61, 2012.

RAHMAN, K. Z.; WIESSNER, A.; KUSCHK, P.; VAN AFFERDEN, M.; MATTUSCH, J.; MÜLLER, R. A. Removal and fate of arsenic in the rhizosphere of *Juncus effusus* treating artificial wastewater in laboratory-scale constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 69, p. 93-105, 2014.

RAI, U. N.; TRIPATHI, R. D.; SINGH, N. K.; UPADHYAY, A. K.; DWIVEDI, S.; SHUKLA, M. K.; MALLICK S.; SINGH, S.N.; NAUTIYAL, C. S. Constructed Wetland as an ecotechnological tool for pollution treatment for conservation of Ganga River. **Bioresource Technology**, v. 148, p. 535-541, 2013.

RAJAGOPAL, R.; SAADY, N. M. C.; TORRIJOS, M.; THANIKAL, J. V.; HUNG, Y. T. Sustainable agro-food industrial wastewater treatment using high-rate anaerobic process. **Water**, v. 5, n. 1, p. 292-311, 2013.

RAJENDRAN, K.; ASLANZADEH, S.; TAHERZADEH, M. J. Household biogas digesters: a review. **Energies**, v. 5, n. 8, p. 2911-2942, 2012.

RAJENDRAN, K.; KANKANALA, H. R.; MARTINSSON, R.; TAHERZADEH, M. J. Uncertainty over techno-economic potentials of biogas from municipal solid waste (MSW): a case study on an industrial process. **Applied Energy**, v. 125, p. 84-92, 2014.

RAJESHWARI, K. V.; BALAKRISHNAN, M.; KANSAL, A.; LATA, K.; KISHORE, V. V. N. State-of-the-art of anaerobic digestion technology for industrial wastewater treatment. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 4, n. 2, p. 135-156, 2000.

REEDER, B. C. Assessing constructed wetland functional success using diel changes in dissolved oxygen, pH, and temperature in submerged, emergent, and open-water habitats in the Beaver Creek Wetlands Complex, Kentucky (USA). **Ecological Engineering**, v. 37, n. 11, p. 1772-1778, 2011.

REINOSO, R.; TORRES, L. A.; BÉCARES, E. Efficiency of natural systems for removal of bacteria and pathogenic parasites from wastewater. **Science of the Total Environment**, v. 395, n. 2-3, p. 80-86, 2008.

RENGARAJ, S.; YEON, K.; MOON, S. Removal of chromium from water and wastewater by ion exchange resins. **Journal of Hazardous Materials**, v. 87, n. 1-3, p. 273-287, 2001.

REWALD, B.; SHELEF, O.; EPHRATH, J. E.; RACHMILEVITCH, S. Adaptive plasticity of salt-stressed root systems. In: **Ecophysiology and responses of plants under salt stress**. Springer, New York, NY, 2013. p. 169-201.

REYES, T. H.; ESPARZA, E.; CRESTANI, G.; LIMONCHI, F.; CRUZ, R.; SALINAS, N.; COSIO, E. Physiological responses of maca (*Lepidium meyenii* Walp.) plants to UV radiation in its high-altitude mountain ecosystem. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 1-13, 2020.

RICO, C.; MUÑOZ, N.; RICO, J. L. Anaerobic co-digestion of cheese whey and the screened liquid fraction of dairy manure in a single continuously stirred tank reactor process: Limits in co-substrate ratios and organic loading rate. **Bioresource Technology**, v. 189, p. 327-333, 2015.

ROSA, M. F.; SOUZA FILHO, M. S. M.; FIGUEIREDO, M. C. B.; MORAIS, J. P. S.; SANTAELELLA, S. T.; LEITÃO, R. C. Valorização de resíduos da agroindústria. In: II Simpósio internacional sobre gerenciamento de resíduos agropecuários e agroindustriais—II SIGERA, v. 15, **Anais [...]**. Foz do Iguaçu, 2011.

SAEED, T.; SUN, G. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow Constructed Wetland: dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. **Journal of Environmental Management**, v. 112, p. 429-448, 2012.

SAKAR, S.; YETILMEZSOY, K.; KOCAK, E. Anaerobic digestion technology in poultry and livestock waste treatment—a literature review. **Waste Management & Research**, v. 27, n. 1, p. 3-18, 2009.

SAKUMA, A. C. **Desenvolvimento e análise experimental de biodigestores modulares de baixo tempo de residência**. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2013.

SAMET, H.; ÇIKILI, Y. Response of purslane (*Portulaca oleracea* L.) to excess boron and salinity: Physiological approach. **Russian Journal of Plant Physiology**, v. 66, n. 2, p. 316-325, 2019.

SANCHEZ, A. A.; FERREIRA, A. C.; STOPA, J. M.; BELLATO, F. C.; JESUS, T. A.; COELHO, L. H. G.; BENASSI, R. F. Organic matter, turbidity, and apparent color removal in planted (*Typha* sp. and *Eleocharis* sp.) and unplanted constructed wetlands. **Journal of Environmental Engineering**, v. 144, n. 10, p. 06018007, 2018.

SÁNCHEZ-RAMÍREZ, J. E.; PASTOR, L.; MARTÍ, N.; CLAROS, J.; DOÑATE, S.; BOUZAS, A. Analysis of uncontrolled phosphorus precipitation in anaerobic digesters under thermophilic and mesophilic conditions. **Environmental Technology**, p. 1-10, 2019.

SANTOS, B. S.; COSTA, P. F.; EYNG, E.; CÂMARA, C. D. Avaliação da Eficiência de um Sistema de Tratamento por Wetland Construído Aplicado ao Efluente de um Frigorífico de Suínos. **Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas**, v. 37, n. 2, p. 13-22, 2016.

SCANDALIOS, J. G.; ACEVEDO, A.; RUZSA, S. Catalase gene expression in response to chronic high temperature stress in maize. **Plant Science**, v. 156, n. 1, p. 103-110, 2000.

SCHAMPHELAIRE, L.; VERSTRAETE, W. Revival of the biological sunlight-to-biogas energy conversion system. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 103, n. 2, p. 296-304, 2009.

SDOUGA, D.; AMOR, F. B.; GHRIBI, S.; KABTNI, S.; TEBINI, M.; BRANCA, F.; TRIFI-FARAH, N.; MARGHALI, S. An insight from tolerance to salinity stress in halophyte *Portulaca oleracea* L.: Physio-morphological, biochemical and molecular responses. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 172, p. 45-52, 2019.

SEAD. Secretaria Especial de Agricultura Familiar e do Desenvolvimento Agrário. **Plano Safra da Agricultura Familiar: 2017-2020**. Disponível em: <http://www.mda.gov.br/sitemda/sites/sitemda/files/user_img_1684/3Baixa_Cartilha_Plano_Safra_2017.pdf>. Acesso em: 19 abr. 2018.

SHAK, K. P. Y.; WU, T. Y. Coagulation–flocculation treatment of high-strength agro-industrial wastewater using natural *Cassia obtusifolia* seed gum: treatment efficiencies and flocs characterization. **Chemical Engineering Journal**, v. 256, p. 293-305, 2014.

SHRESTHA, R. R.; HABERL, R.; LABER, J.; MANANDHAR, R.; MADER, J. Application of constructed wetlands for wastewater treatment in Nepal. **Water Science and Technology**, v. 44, n. 11-12, p. 381-386, 2001.

SIALVE, B.; BERNET, N.; BERNARD, O. Anaerobic digestion of microalgae as a necessary step to make microalgal biodiesel sustainable. **Biotechnology Advances**, v. 27, n. 4, p. 409-416, 2009.

SILVA FILHO, H. A. **Nitrificação em sistemas de lodo ativado**. 2009. Tese de Doutorado. Dissertação (Mestrado)-Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2009.

SILVA, C. A.; BAKER, D.; SHEPHERD, A. W. JENANE, C.; MIRANDA-DA-CRUZ, S. (org.) **Agro-Industries For Development**. CAB International and Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, Italy, 2009.

SILVA, E. M.; ROSTON, D. M. Tratamento de efluentes de sala de ordena de bovinocultura: lagoas de estabilização seguidas de leito cultivado. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 30, n. 1, p. 67-73, Feb. 2010.

SILVA, F. P.; LUTTERBECK, C. A.; COLARES, G. S.; OLIVEIRA, G. A.; RODRIGUES, L. R.; DELL'OSBEL, N.; MACHADO, Ê. L. Treatment of university campus wastewaters by anaerobic reactor and multi-stage constructed wetlands. **Journal of Water Process Engineering**, v. 42, p. 102119, 2021.

SILVA, M. C. A.; MONTEGGIA, L. O.; MIRANDA, L. A. S.; THEWES, M. R. Avaliação da viabilidade de utilização de colifagos como indicadores de poluição fecal: suas relações com parâmetros físicos e químicos e indicadores bacterianos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 20, n. 4, p. 645-652, Dec. 2015.

SILVEIRA, J. R. K.; GARCIA, D. C.; GOBO, A. B.; BARROS; A. M. Estudo do comportamento do processo de biodigestão em lagoas facultativas, aplicado ao tratamento de dejetos suínos. In. XXII Seminário de Iniciação Científica. **Anais [...]**. Ijuí, 2014.

SINDILARIU, P.; BRINKER, A.; REITER, R. Factors influencing the efficiency of constructed wetlands used for the treatment of intensive trout farm effluent. **Ecological Engineering**, v. 35, n. 5, p. 711-722, 2009.

SINHA, A. K.; EGGLETON, M. A.; LOCHMANN, R. T. An environmentally friendly approach for mitigating cyanobacterial bloom and their toxins in hypereutrophic ponds: Potentiality of a newly developed granular hydrogen peroxide-based compound. **Science of The Total Environment**, v. 637, p. 524-537, 2018.

SMITH, P. G; SCOTT, J. S. **Dictionary of Water and Waste Management**. Elsevier Butterworth-Heinemann. Second Edition. London, 2005.

SONG, H.; LEE, M.; HWANG, B. H.; HAN, C. T.; PARK, J. I.; HUR, Y. Development and Application of a PCR-Based Molecular Marker for the Identification of High Temperature Tolerant Cabbage (*Brassica oleracea* var. capitata) Genotypes. **Agronomy**, v. 10, n. 1, p. 116, 2020.

SOUTHICHAK, B.; NAKANO, K.; NOMURA, M.; CHIBA, N.; NISHIMURA, O. *Phragmites australis*: A novel biosorbent for the removal of heavy metals from aqueous solution. **Water Research**, v. 40, n. 12, p. 2295-2302, 2006.

SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Vol. 1. 4ª Ed. Editora UFMG. Belo Horizonte, 2014.

SUN, W.; KRUMINS, V.; FENNELL, D. E.; KERKHOF, L. J.; HÄGGBLÖM, M. M. Anaerobic Degradation of Aromatic Compounds. In: **Manual of Environmental Microbiology, Fourth Edition**. American Society of Microbiology, 2016. p. 5.1. 3-1-5.1. 3-14.

TAMKIN, A.; MARTIN, J.; CASTANO, J.; CIOTOLA, R.; ROSENBLUM, J.; BISESI, M. Impact of organic loading rates on the performance of variable temperature biodigesters. **Ecological Engineering**, v. 78, p. 87-94, 2015.

TANK, N.; SARAF, M. Salinity-resistant plant growth promoting rhizobacteria ameliorates sodium chloride stress on tomato plants. **Journal of Plant Interactions**, v. 5, n. 1, p. 51-58, 2010.

TANVEER, A.; MUMTAZ, K.; JAVAID, M. M.; CHAUDHRY, M. N.; BALAL, R. M.; KHALIQ, A. Effect of ecological factors on germination of horse purslane (*Trianthema portulacastrum*). **Planta Daninha**, v. 31, n. 3, p. 587-597, 2013.

TAO, W.; HE, Y.; WANG, Z.; SMITH, R.; SHAYYA, W.; PEI, Y. Effects of pH and temperature on coupling nitrification and anammox in biofilters treating dairy wastewater. **Ecological Engineering**, v. 47, p. 76-82, 2012.

TEH, C. Y.; WU, T. Y.; JUAN, J. C. Optimization of agro-industrial wastewater treatment using unmodified rice starch as a natural coagulant. **Industrial Crops and Products**, v. 56, p. 17-26, 2014.

TEIXEIRA, M.; CARVALHO, I. S. Effects of salt stress on purslane (*Portulaca oleracea*) nutrition. **Annals of Applied Biology**, v. 154, n. 1, p. 77-86, 2009.

TESI, R.; LENZI, A.; LOMBARDI, P. Effect of salinity and oxygen level on lettuce grown in a floating system. In: International Symposium on Managing Greenhouse Crops in Saline Environment. **Anais [...]**. Pisa, Italy, 2003. p. 383-387.

TOKITA, N.; YOSHIMURA, I.; TOKITA, T. Feeding behavior and dry matter digestibility in sheep fed first and second cut reed canary grass (*Phalaris arundinacea* L.). **Indian Journal of Animal Research**, v. 54, n. 3, p. 327-330, 2020.

TOURNEBIZE, JULIEN; CHAUMONT, CEDRIC; MANDER, ÜLO. Implications for Constructed Wetland to mitigate nitrate and pesticide pollution in agricultural drained watersheds. **Ecological Engineering**, v. 103, p. 415-425, 2017.

TRENTIN, I. C. L.; WESZ JUNIOR, V. J. **Desenvolvimento e agroindústria familiar**. 2013. Disponível em: <http://www.filo.unt.edu.ar/centinti/cehim/jor-nadas_antrop/desenvolvimento%20e%20agroindustria%20familair.pdf>. Acesso em: 11 jan. 2014.

USDS. United States Department of State. **Oil Embargo, 1973–1974**. Disponível em: <<https://history.state.gov/milestones/1969-1976/oil-embargo>>. Acesso em: 08 ago. 2017.

USGS. United States Geological Survey. **Water Color**. 2021. Disponível em: <https://www.usgs.gov/special-topic/water-science-school/science/water-color?qt-science_center_objects=0#qt-science_center_objects>. Acesso em 14 nov. 2021.

VAN DE MOORTEL, A. M.; MEERS, E., DE PAUW, N.; TACK, F. M. Effects of vegetation, season and temperature on the removal of pollutants in experimental floating treatment wetlands. **Water, Air & Soil Pollution**, v. 212, n. 1-4, p. 281-297, 2010.

VAN KAICK, T. S. **Estação de tratamento de esgoto por meio de zona de raízes: uma proposta de tecnologia apropriada para saneamento básico no litoral do Paraná.** Dissertação. Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná. Curitiba, 2002.

VAN WICHELEN, J.; VAN GREMBERGHE, I.; VANORMELINGEN, P.; DEBEER, A. E.; LEPORCQ, B.; MENZEL, D.; VYVERMAN, W. Strong effects of amoebae grazing on the biomass and genetic structure of a *Microcystis* bloom (*Cyanobacteria*). **Environmental Microbiology**, v. 12, n. 10, p. 2797-2813, 2010.

VANWONTERGHEM, I.; JENSEN, P. D.; HO, D. P.; BATSTONE, D. J.; TYSON, G. W. Linking microbial community structure, interactions and function in anaerobic digesters using new molecular techniques. **Current Opinion in Biotechnology**, v. 27, p. 55-64, 2014.

VERSPAGEN, J. M.; VAN DE WAAL, D. B.; FINKE, J. F.; VISSER, P. M.; VAN DONK, E.; HUISMAN, J. Rising CO₂ levels will intensify phytoplankton blooms in eutrophic and hypertrophic lakes. **PLoS one**, v. 9, n. 8, p. e104325, 2014.

VIVAN, M. L. **Estabelecimento do processo de nitrificação/desnitrificação para o pós-tratamento de digestatos da suinocultura.** Dissertação (mestrado). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2012, 114p.

VIVAN, M.; KUNZ, A.; STOLBERG, J.; PERDOMO, C.; TECHIO, V. H. Eficiência da interação biodigestor e lagoas de estabilização na remoção de poluentes em dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, p. 320-325, 2010.

VYMAZAL, J. Horizontal sub-surface flow and hybrid Constructed Wetland systems for wastewater treatment. **Ecological Engineering**, v. 25, n. 5, p. 478-490, 2005.

VYMAZAL, J. The use Constructed Wetland with horizontal sub-surface flow for various types of wastewaters. **Ecological Engineering**, v. 35, n. 1, p. 1-17, 2009.

VYMAZAL, J.; BŘEZINOVÁ, T. The use of Constructed Wetland for removal of pesticides from agricultural runoff and drainage: a review. **Environment International**, v. 75, p. 11-20, 2015.

WANG, C.; LIU, Q.; YE, F.; TANG, H.; XIONG, Y.; WU, Y.; HUANG, J. Dietary purslane (*Portulaca oleracea* L.) promotes the growth performance of broilers by modulation of gut microbiota. **AMB Express**, v. 11, n. 1, p. 1-11, 2021.

WANG, H.; FOTIDIS, I. A.; ANGELIDAKI, I. Ammonia effect on hydrogenotrophic methanogens and syntrophic acetate-oxidizing bacteria. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 91, n. 11, p. 130, 2015.

WANG, J.; CHEN, G.; LIU, F.; SONG, X.; ZOU, G. Combined ozonation and aquatic macrophyte (*Vallisneria spiralis*) treatment of piggery effluent: Water matrix and antioxidant responses. **Ecological Engineering**, v. 102, p. 39-45, 2017.

WANG, X.; PAN, H.; GU, J.; QIAN, X.; GAO, H.; QIN, Q. Effects of oxytetracycline on archaeal community, and tetracycline resistance genes in anaerobic co-digestion of pig manure and wheat straw. **Environmental Technology**, v. 37, n. 24, p. 3177-3185, 2016.

WANG, X.; YANG, G.; FENG, Y.; REN, G.; HAN, X. Optimizing feeding composition and carbon–nitrogen ratios for improved methane yield during anaerobic co-digestion of dairy, chicken manure and wheat straw. **Bioresource Technology**, v. 120, p. 78-83, 2012.

WANG, Y.; WANG, J.; ZHAO, X.; SONG, X.; GONG, J. The inhibition and adaptability of four wetland plant species to high concentration of ammonia wastewater and nitrogen removal efficiency in Constructed Wetland. **Bioresource Technology**, v. 202, p. 198-205, 2016.

WHO. World Health Organization. **Global Solar UV Index: A Practical Guide**. Geneva, Switzerland, 2002. Disponível em: <<https://www.who.int/uv/publications/en/UVIGuide.pdf>>. Acesso em: 18 nov. 2021.

WITKOVSKI, A.; VIDAL, C. M. S. Proposição de um Sistema de Tratamento de Esgoto Sanitário Constituído de Tanque Séptico Seguido de Zona de Raízes para Ser Implementado em Pequenas Comunidades Rurais. **Revista Eletrônica Lato Sensu–UNICENTRO**, 2009.

WU, S.; AUSTIN, D.; LIU, L.; DONG, R. Performance of integrated household Constructed Wetland for domestic wastewater treatment in rural areas. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 6, p. 948-954, 2011.

WU, S.; ZHANG, D.; AUSTIN, D.; DONG, R.; PANG, C. Evaluation of a lab-scale tidal flow constructed wetland performance: oxygen transfer capacity, organic matter and ammonium removal. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 11, p. 1789-1795, 2011.

XING, J. C.; DONG, J.; WANG, M. W.; LIU, C.; ZHAO, B. Q.; WEN, Z. G.; ZHU, X. M.; DING, H. R.; ZHAO, X. H.; HONG, L. Z. Effects of NaCl stress on growth of *Portulaca oleracea* and underlying mechanisms. **Brazilian Journal of Botany**, v. 42, n. 2, p. 217-226, 2019.

YADAV, A. K.; ABBASSI, R.; KUMAR, N.; SATYA, S.; SREEKRISHNAN, T. R.; MISHRA, B. K. The removal of heavy metals in wetland microcosms: effects of bed depth, plant species, and metal mobility. **Chemical Engineering Journal**, v. 211, p. 501-507, 2012.

YAGHOUBIAN, N.; SREBRIC, J. Influence of plant coverage on the total green roof energy balance and building energy consumption. **Energy and Buildings**, v. 103, p. 1-13, 2015.

YANG, J.; QI, Y.; LI, H.; XU, G. Comparison of nitrogen and phosphorus purification effects of different wetland plants on eutrophic water. In: IOP Conference Series: Earth and Environmental Science. **Anais [...]**. IOP Publishing, 2018.

YAZICI, I.; TÜRKAN, I.; SEKMEN, A. H.; DEMIRAL, T. Salinity tolerance of purslane (*Portulaca oleracea* L.) is achieved by enhanced antioxidative system, lower level of lipid peroxidation and proline accumulation. **Environmental and Experimental Botany**, v. 61, n. 1, p. 49-57, 2007.

YE, F.; LI, Y. Enhancement of nitrogen removal in towery hybrid constructed wetland to treat domestic wastewater for small rural communities. **Ecological Engineering**, v. 35, n. 7, p. 1043-1050, 2009.

YUAN, Y.; ZHANG, H.; PAN, G. Flocculation of cyanobacterial cells using coal fly ash modified chitosan. **Water Research**, v. 97, p. 11-18, 2016.

ZAMALLOA, C.; VULSTEKE, E.; ALBRECHT, J.; VERSTRAETE, W. The techno-economic potential of renewable energy through the anaerobic digestion of microalgae. **Biore-source Technology**, v. 102, n. 2, p. 1149-1158, 2011.

ZAMAN, S.; HU, S.; ALAM, M. A.; DU, H.; CHE, S. The accumulation of fatty acids in different organs of purslane under salt stress. **Scientia Horticulturae**, v. 250, p. 236-242, 2019.

ZANETTE, A. L. **Potencial de aproveitamento energético do biogás no Brasil**. Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2009.

ZARKADAS, I. S.; SOFIKITI, A. S.; VOUDRIAS, E. A.; PILIDIS, G. A. Thermophilic anaerobic digestion of pasteurised food wastes and dairy cattle manure in batch and large volume laboratory digesters: Focussing on mixing ratios. **Renewable Energy**, v. 80, p. 432-440, 2015.

ZHANG, C.; SU, H.; BAEYENS, J.; TAN, T. Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 38, p. 383-392, 2014.

ZHANG, D. Q.; GERSBERG, R. M.; HUA, T.; ZHU, J.; TUAN, N. A.; TAN, S. K. Pharmaceutical removal in tropical subsurface flow Constructed Wetland at varying hydraulic loading rates. **Chemosphere**, v. 87, n. 3, p. 273-277, 2012.

ZHANG, L.; WANG, S.; JIAO, L.; ZHAO, H.; ZHANG, Y.; LI, Y. Physiological response of a submerged plant (*Myriophyllum spicatum*) to different NH₄Cl concentrations in sediments. **Ecological engineering**, v. 58, p. 91-98, 2013.

ZHANG, T.; HE, J.; LUO, X. Effect of Fe and EDTA on Freshwater Cyanobacteria Bloom Formation. **Water**, v. 9, n. 5, p. 326, 2017.

ZHANG, Y.; LV, T.; CARVALHO, P. N.; ARIAS, C. A.; CHEN, Z.; BRIX, H. Removal of the pharmaceutical's ibuprofen and iohexol by four wetland plant species in hydroponic culture: plant uptake and microbial degradation. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 3, p. 2890-2898, 2016.

ZHONG, F.; GAO, Y.; YU, T.; ZHANG, Y.; XU, D.; XIAO, E.; WU, Z. The management of undesirable cyanobacteria blooms in channel catfish ponds using a constructed wetland: Contribution to the control of off-flavor occurrences. **Water Research**, v. 45, n. 19, p. 6479-6488, 2011.

ZHOU, H.; QIU, G. Inhibitory effect of ammonia nitrogen on specific methanogenic activity of anaerobic granular sludge. **Journal of Central South University of Technology**, v. 13, n. 1, p. 63-67, 2006.

ZURITA, F.; CARREÓN-ÁLVAREZ, A. Performance of three pilot-scale hybrid constructed wetlands for total coliforms and *Escherichia coli* removal from primary effluent—a 2-year study in a subtropical climate. **Journal of Water and Health**, v. 13, n. 2, p. 446-458, 2015.

APÊNDICES

APENDICE 01 – Código fonte utilizado no Arduino

```

#include <SD.h> //Biblioteca cartão SD
#include <Wire.h> //INCLUSÃO DE BIBLIOTECA
#include <Adafruit_SII145.h> //INCLUSÃO DE BIBLIOTECA SENSOR UV
#include <OneWire.h> //INCLUSÃO DE BIBLIOTECA TEMPERATURA INTERNA
#include <DallasTemperature.h> //INCLUSÃO DE BIBLIOTECA TEMPERATURA INTERNA
#include "DHT.h" //INCLUSÃO DE BIBLIOTECA TEMPERATURA EXTERNA E UMIDADE

// --- Mapeamento de Hardware ---
#define CS_pin 4 //Comunicação SPI, CS_pin no digital 4
#define temp_pin 2 //Sensor de temperatura no pino digital 2
#define light_pin A4, A5 //Sensor de luminosidade nos pinos analógico A4 e A5
#define DS18B20 2 //DEFINE O PINO DIGITAL UTILIZADO PELO SENSOR
#define DHTPIN 7 // pino que estamos conectado
#define DHTTYPE DHT11 // DHT 11
#define tmp 1800000

OneWire ourWire(DS18B20); //CONFIGURA UMA INSTÂNCIA ONEWIRE PARA SE COMUNI-
CAR COM O SENSOR
DallasTemperature sensors(&ourWire); //BIBLIOTECA DallasTemperature UTILIZA A OneWire
Adafruit_SII145 uv = Adafruit_SII145();
DHT dht(DHTPIN, DHTTYPE);

void setup()

// --- Sensor UV ---

{
  Serial.begin(9600);
  Serial.println("Adafruit SII145");
  if (! uv.begin()) {
    Serial.println("Didn't find Sii145");
    while (1);
    delay (1000);
  }
}

// --- Cartão Temperatura interna ---

  Serial.begin(9600); //INICIALIZA A SERIAL
  sensors.begin(); //INICIA O SENSOR
  delay(1000); //INTERVALO DE x MINUTOS

// --- Sensor Umidade e Temperatura ---

  Serial.begin(9600);
  Serial.println("Umidade e Temperatura");
  dht.begin();

```

```

delay(1000);

// --- Cartão SD ---

Serial.begin(9600);          //Inicia comunicação serial com 9600 de baud rate
Serial.println("Iniciando SD Card"); //Imprime frase
pinMode(CS_pin, OUTPUT);    //Configura o pino CS como saída

// -- Verifica se cartão SD está pronto --
if(!SD.begin(CS_pin))
{
  Serial.println("Falha ao abrir cartao SD");
  return;
}
Serial.println("Cartao SD iniciado com sucesso!");
delay (1000);

//Cria e escreve arquivo CSV
File logFile = SD.open("LOG5.csv", FILE_WRITE);
if(logFile)
{
  logFile.println(",");
  String header = "T_Celsius, Vis, IR, UV, Umidade, T_ext_C";
  logFile.println(header);
  logFile.close();
  Serial.println(header);
} //end if logFile
else
{
  Serial.println("Erro ao abrir arquivo");
  delay (1000);
}
}

void loop()
{
  Serial.println("=====");
  Serial.print("Vis: "); Serial.println(uv.readVisible());
  Serial.print("IR: "); Serial.println(uv.readIR());
  // Uncomment if you have an IR LED attached to LED pin!
  //Serial.print("Prox: "); Serial.println(uv.readProx());

  float UVindex = uv.readUV();
  // the index is multiplied by 100 so to get the
  // integer index, divide by 100!
  UVindex /= 100.0;
  Serial.print("UV: "); Serial.println(UVindex);
  delay(1000);
  int Solar = uv.readUV();

  sensors.requestTemperatures();//SOLICITA QUE A FUNÇÃO INFORME A TEMPERATURA DO
  SENSOR
  int Temperatura = digitalRead (2);
  Serial.print("Temperatura: "); //IMPRIME O TEXTO NA SERIAL

```

```

Serial.print(sensors.getTempCByIndex(0)); //IMPRIME NA SERIAL O VALOR DE TEMPERA-
TURA MEDIDO
Serial.println("°C"); //IMPRIME O TEXTO NA SERIAL
delay(1000);//INTERVALO DE x segundo

// A leitura da temperatura e umidade pode levar 250ms!
// O atraso do sensor pode chegar a 2 segundos.
float h = dht.readHumidity();
float t = dht.readTemperature();
// testa se retorno é valido, caso contrário algo está errado.
if (isnan(t) || isnan(h))
{
  Serial.println("Failed to read from DHT");
}
else
{
  Serial.print("Umidade: ");
  Serial.print(h);
  Serial.print(" %");
  Serial.print("Temperatura: ");
  Serial.print(t);
  Serial.println(" °C");
  delay(tmp);
}

//Cria string de dados para armazenar no cartão SD
//Utilizando arquivo do tipo Comma Separete Value
String dataString = String(sensors.getTempCByIndex(0)) + "," + String(uv.readVisible())+ "," +
String(uv.readIR()) + "," + String(UVindex) + "," + String(dht.readHumidity()) + "," +
String(dht.readTemperature())+ ",";

//Abre o arquivo para escrita
//Apenas um arquivo pode ser aberto de cada vez
File logFile = SD.open("LOG5.csv", FILE_WRITE);
if(logFile)
{
  logFile.println(dataString);
  logFile.close();
  Serial.println(dataString);
} //end if logFile
else
{
  Serial.println("Erro ao abrir arquivo para escrita final");
  delay(1000);
}
}
}

```