UNIVERSIDADE FEDERAL DO ABC

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL

Aldrew Alencar Baldovi

Influência do tempo de detenção hidráulica na remoção de nitrogênio e fósforo em sistema de alagados construídos cultivados com *Eichhornia crassipes*

Santo André - SP 2019 Aldrew Alencar Baldovi

Influência do tempo de detenção hidráulica na remoção de nitrogênio e fósforo em sistema de alagados construídos cultivados com *Eichhornia crassipes*

Dissertação apresentada como requisito obrigatório para obtenção do grau de mestre no programa de pósgraduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Federal do ABC.

Orientadora: Prof^a Dr^a Roseli Frederigi Benassi

Coorientadora: Prof^a Dr^a Tatiane Araújo de Jesus

Santo André - SP 2019

Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do ABC Elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da UFABC com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Alencar Baldovi, Aldrew

Influência do tempo de detenção hidráulica na remoção de nitrogênio e fósforo em sistema de alagados construídos cultivados com Eichhornia crassipes / Aldrew Alencar Baldovi. — 2019.

130 fls.: il.

Orientadora: Roseli Frederigi Benassi Coorientadora: Tatiane Araújo de Jesus

Dissertação (Mestrado) — Universidade Federal do ABC, Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Santo André, 2019.

 Engenharia ecológica. 2. Eutrofização. 3. Fluxo horizontal superficial.
 Fósforo. 5. Saneamento ambiental. I. Frederigi Benassi, Roseli. II. Araújo de Jesus, Tatiane. III. Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, 2019. IV. Título. Este exemplar foi revisado e alterado em relação à versão original, de acordo com as observações levantadas pela banca no dia da defesa, sob responsabilidade única do autor e com a anuência de seu orientador.

treve Alencar Boldovi
florigt.



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO Fundação Universidade Federal do ABC Avenida dos Estados, 5001 – Bairro Santa Terezinha – Santo André – SP CEP 09210-580 · Fone: (11) 4996-0017

FOLHA DE ASSINATURAS

Assinaturas dos membros da Banca Examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Dissertação de Mestrado da candidata, ALDREW ALENCAR BALDOVI realizada em 01 de Julho 2019:

a

Prof.(a) Dr.(a) ANTONIO FERNANDO MONTEIRO CAMARGO Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho - Membro Titular

Prof.(a) Dr.(a) RODRIGO DE. FREITAS BUENO UNIVERSIDADE FEDERAL DO ABC - Membro Titular

Prof.(a) Dr.(a) DENISE DE CAMPOS BICUDO - Membro Suplente

Prof.(a) Dr.(a) EDUARDO LUCAS SUBTIL UNIVERSIDADE FEDERAL DO ABC - Membro Suplente

Prof.(a) Dr.(a) ROSELI FREDERIGI BENASSI UNIVERSIDADE FEDERAL DO ABC - Presidente

* Por ausência do membro titular, foi substituído pelo membro suplente descrito acima: nome completo, instituição e assinatura

🟵 Universidade Federal do ABC

Dedico este trabalho a todos aqueles que trabalham em prol do meio ambiente.

Contraction

V

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Universidade Federal do ABC - UFABC - pela estrutura e pelos equipamentos cedidos e por todo o aprendizado que me proporcionou durante os anos, desde a minha gradução.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001. Ainda, agradeço à UFABC pela concessão da bolsa de mestrado.

Ao programa da Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental - PGCTA - e a todo o corpo de docentes que contribuiu para a minha formação.

À minha orientadora Prof^a Dr^a Roseli Frederigi Benassi, pela confiança, ensinamento, apoio, contribuições durante todo o estudo e por trabalhar com tanto exímio pelas causas ambientais.

À minha coorientadora Prof^a Dr^a Tatiane Araújo de Jesus por me orientar desde a graduação sempre com muita dedicação; pela oportunidade de realizar este trabalho; pela paciência; pelo carinho; e por ser minha inspiração profissional.

Aos Prof^os Dr^os Antonio Camargo e Rodrigo Bueno pelas contribuições e ensinamentos durante as bancas de qualificação e defesa.

À Fundação Parque Zoológico de São Paulo pela cooperação e pela oportunidade de desenvolver esse estudo dentro de sua unidade. Em especial, agradeço ao chefe do setor técnico de gestão ambiental, Marcelo Takashi Misato, que tornou possível a implantação e operação do sistema piloto no zoológico. Ainda, agradeço a todos os funcionários da FPZSP que me ajudaram a tornar o projeto possível: Théo Sisla Zeron, Marcela Batista Durante, Rita de Cássia Souza Araújo, Severino Carlos Tenório, Vinícius Silva de Oliveira e o setor de manutenção da FPZSP.

Ao setor de transportes da UFABC, que possibilitou a minha ida ao zoológico semanalmente pelo período de dois anos de pesquisa. Em especial, aos motoristas Eddy Carlos Codonho e João de Almeida.

Aos amigos e estagiários que contribuíram para o desenvolvimento deste trabalho, agradeço pelas horas de dedicação nas coletas e no laboratório, por acreditarem no trabalho, pela companhia diária e pela amizade: Ana Carolina Nogueira, Anna Cláudia Morashashi, Diogo E. Kuribayashi, Everton Lucas, Isabela B. Gomes, Isabela Maia, Izaías Silva, Jacqueline H. S. Assumpção, Leandro S. Foltran, Leonardo Berlofa, Leticia O. Scabora, Lucas Felix, Marcio H. Kohatsu, Paloma A. Rocha, Palomma Nobre Silva, Rachel Bolchi, Rodolfo F. Ceburca, Tárcila O. de Miranda, Thais Goya Peduto, Therrése T. Torres e Tomaz A. De Silva.

Às minhas amigas e companheiras de mestrado Anna Cláudia Morashashi, Bruna Chyoshi e Jamile Gonçalves, por todo o apoio, carinho, força e ensinamentos.

Ao André Ribeiro de Barros Aguiar, meu noivo e melhor amigo, por todo incentivo, ajuda e companheirismo. Te amo.

À minha família por serem minha estrutura e por sempre me apoiarem nessa jornada.

Às minhas primas, que considero irmãs e melhores amigas: Alessia Alencar Rodrigues Lara, Alicia Tofaneli Lara, Aliane Tofaneli Lara, Adriane Alencar Lara, Larissa Marques e Jade Alencar Silva.

À tia Cora Elisa Lara e ao tio André Lara por sempre estarem presentes.

À minha avó Maria Elisa Gomes da Silva pelo apoio ao longo de toda a minha vida acadêmica com muito carinho e incentivo.

À minha mãe, que é a minha base e inspiração, por todo amor, força e aprendizado.

E em especial, agradeço ao meu pai, que dedicou a sua vida a fazer o bem e foi e sempre será o meu exemplo de vida. Saudades.

RESUMO

O acesso aos serviços de esgotamento sanitário no Brasil é limitado para grande parte da população, sendo esse um dos fatores responsáveis pela contaminação dos corpos d'água. A eutrofização é um dos principais problemas ambientais da atualidade associados à falta ou deficiência no tratamento de efluentes. Apesar do excesso de nutrientes contribuir para a eutrofização, estes são essenciais à vida, pois constituem diversas moléculas importantes para o metabolismo dos seres vivos. Assim, é necessário que sejam desenvolvidas tecnologias de tratamento de esgoto acessíveis e que promovam a recuperação deste recurso. As wetlands construídas (WCs) são sistemas de tratamento descentralizados considerados de baixo custo; com potencialidade de remover poluentes de maneira eficaz e de reciclar nutrientes com a compostagem das plantas. Neste contexto, o presente estudo teve por objetivo principal avaliar a remoção de fósforo e nitrogênio por meio de WC de fluxo horizontal superficial (WCFHS) povoadas com macrófitas aquáticas flutuantes (Eichhornia crassipes) em escala piloto com diferentes tempos de detenção hidráulica (TDH = 3, 7 e 10 dias). A WCFHS foi implantada nas dependências da Fundação Parque Zoológico de São Paulo como tratamento complementar à ETE de nível secundário. O sistema foi composto por tanques com e sem plantas e monitorado semanalmente durante dez meses com o intuito de avaliar: a influência do TDH e da temperatura do ar na remoção de poluentes; o desempenho das macrófitas na remoção de nutrientes; e a atenuação da fitotoxicidade do efluente pelo sistema piloto. A remoção média de fósforo total (PT) foi entre 88 % e 94 %; e ortofosfato (P-PO₄³⁻) entre 69 % e 76 %. Além disso, ao desconsiderar os efeitos de sedimentação pelos tanques sem plantas, o tanque com menor TDH (3 dias), foi o que apresentou maior participação das plantas na remoção média de DBO_{5.20} (43 %), PT (25 %)e P-PO4³⁻ (60 %). Ainda, a porcentagem média de PT e NT na biomassa seca da macrófita foi maior nos tangues com TDH de 3 dias. A temperatura do ar se relacionou positivamente com a remoção de poluentes, demonstrando que em temperaturas mais altas há maior taxa de crescimento e incorporação de poluentes pelas macrófitas. Com relação à fitotoxicidade, a entrada e a saída do sistema piloto foram classificadas como "não fitotóxicas" pelo bioensaio com a semente Sinapis alba e observou-se potencialização de germinação das sementes em todos os tanques. Desse modo, a WCFHS se mostrou eficaz e robusta na remoção de poluentes de maneira a ser considerada uma alternativa para a universalização do atendimento a serviços de esgotamento sanitário.

Palavras-chave: Engenharia ecológica; eutrofização; fluxo horizontal superficial; fósforo; saneamento ambiental.

ABSTRACT

Access to sewage services in Brazil is limited to a large part of the population, which is one of the key factors for the contamination of water bodies. Nowadays, eutrophication is one of the main environmental problems related to the lack or deficiency of effluent treatment. Despite the fact that excess nutrients contribute to eutrophication, they are essential to life since they constitute several important molecules for the metabolism of living beings. Thus, it is necessary to develop accessible sewage treatment technologies that promote the recovery of this resource. Constructed wetlands (CWs) are decentralized treatment systems considered to be low cost; with the potential to effectively remove pollutants and recycle nutrients with compost plant. In this context, the main objective of the present study was to evaluate the phosphorus and nitrogen removal by means of CW with horizontal and superficial flow (CWHSF) populated with floating aquatic macrophytes (Eichhornia crassipes) in a pilot scale with different hydraulic retention times (HRT = 3, 7 and 10 days). The CWHSF was set up in the dependencies of the Zoological Park Foundation of São Paulo as a complementary treatment to secondary level sewage treatment station. The system was composed of tanks with and without plants and weekly monitored during ten months in order to evaluate: the influence of HRT and air temperature on the pollutants removal; the performance of macrophytes in nutrient removal; and the attenuation of the effluent phytotoxicity by the pilot system. The mean removal of total phosphorus (TP) ranged between 88% and 94%; and orthophosphate (P-PO₄³⁻) between 69% and 76%. In addition, when the effects of the sedimentation of the tanks without plants were disregarded, the lowest HRT (3 days) tank presented the highest participation of the plants in the mean removal of BOD_{5,20} (43%), PT (25%) and P-PO₄³⁻ (60%). Also, the mean percentage of TP and TN in dry biomass of the macrophyte was higher in tanks with HRT of 3 days. The air temperature was positively related to the pollutants removal, demonstrating that at higher temperatures there is a higher growth rate and incorporation of pollutants by macrophytes. With respect to phytotoxicity, the entry and exit of the pilot system were classified as "non-phytotoxic" by the bioassay with the Sinapis alba seed and seed germination strengthening was observed in all tanks. Thus, CWHSF proved to be efficient and robust in what concerns to pollutants removal in such a way that it could possibly be considered as an alternative for the universal service of sewage services.

Keywords: Ecological engineering; eutrophication; surface horizontal flow; phosphorus; environmental sanitation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Representação espacial do índice médio de atendimento urbano por rede coletora de esgotos
dos estados do Brasil7
Figura 2. Representação de sistemas centralizados
Figura 3. Representação de sistemas descentralizados locais (a) e coletivos (b)13
Figura 4. Representação gráfica dos tipos de macrófitas aquáticas emergentes (1), flutuantes (2) e
submersas (3)
Figura 5. Wetlands construídas com fluxo horizontal superficial com macrófitas (a) emergentes, (b)
flutuantes e (c) submersas
Figura 6. Wetland construída com fluxo horizontal subsuperficial cultivada com macrófitas
emergentes
Figura 7. Wetland construída com fluxo vertical subsuperficial cultivada com macrófitas emergentes.
Figura 8. Evolução do número de publicações sobre wetlands construídas no período entre 1975 a 2018
corrigido pelo aumento da ciência
Figura 9. (a) Localização da Fundação Parque Zoológico de São Paulo (FPZSP) no município de São
Paulo; (b) Localização da FPZSP no Parque Estadual Fontes do Ipiranga (PEFI); (c) Localização da
ETE, ETAR, o local do experimento e os lagos das Antas e São Francisco
Figura 10. Fluxograma da estação de tratamento de esgoto (ETE) da Fundação Parque Zoológico de
São Paulo
Figura 11. Mapa de enquadramento dos corpos d'água receptores da UGRHI 6, de acordo com o
decreto 10.755/77
Figura 12. Macrófita aquática flutuante - Eichhornia crassipes (Aguapé)40
Figura 13. Estrutura quadriculada para o controle área superficial ocupada pela biomassa de macrófitas.
Figura 14. Desenho esquemático do sistema de tratamento terciário de efluentes da FPZSP com
alagados construídos povoado com E. crassipes em escala piloto
Figura 15. Montagem do sistema piloto. (a) Área disponibilizada; (b) Disposição dos tanques de
tratamento - 13 de setembro de 2017; (c) Montagem da estrutura e elevação do tanque de equalização -
30 de outubro de 2017; (d) Término da montagem do sistema - 09 de novembro de 2017; (e)
Aclimatação do sistema - 13 de dezembro de 2017; (f) Início das coletas - 08 de fevereiro de 2018; (g)
Galão para coleta de amostras - 08 de fevereiro de 2018 (h) Sistema piloto44
Figura 16. Disposição das sementes de Sinapis alba na placa de Petri no dia 0
Figura 17. Sementes de Sinapis alba germinadas na placa de Petri no dia 3
Figura 18. Desenho esquemático do balanço de massa
Figura 19. Representação do gráfico de Boxplot

Figura 20. Média diária da temperatura do ar (°C) e da precipitação pluviométrica (mm) entre janeiro e outubro de 2018, destacados os períodos de verão (vermelho), outono (amarelo), inverno (azul) e Figura 21. Variação da temperatura da fase líquida (°C) no sistema piloto durante o período Figura 22. Variação da temperatura do ar (°C) e da temperatura da fase líquida (°C) de acordo com o TDH de (a) 3 dias (b) 7 dias e (c) 10 dias de cada tanque do sistema piloto durante o período monitorado. Figura 23. Variação da condutividade elétrica (μ S cm⁻¹) da fase líquida do sistema piloto durante o Figura 24. Variação da temperatura do ar (°C) e da condutividade elétrica (μ S cm⁻¹) da fase líquida de acordo com o TDH de (a) 3 dias (b) 7 dias e (c) 10 dias de cada tanque do sistema piloto durante o Figura 25. Variação dos teores de oxigênio dissolvido (mg L⁻¹) da fase líquida do sistema piloto durante **Figura 26.** Variação da temperatura do ar (°C) e dos teores de oxigênio dissolvido (mg L^{-1}) da fase líquida de acordo com o TDH de (a) 3 dias (b) 7 dias e (c) 10 dias de cada tanque do sistema piloto Figura 28. Variação da temperatura do ar (°C) e do pH da fase líquida de acordo com o TDH de (a) 3 dias (b) 7 dias e (c) 10 dias de cada tanque do sistema piloto durante o período monitorado......65 Figura 29. Variação da alcalinidade (mg CaCO₃ L⁻¹) da fase líquida do sistema piloto durante o período Figura 30. Variação da temperatura do ar (°C) e da alcalinidade (mg CaCO₃ L⁻¹) da fase líquida de acordo com o TDH de (a) 3 dias (b) 7 dias e (c) 10 dias de cada tanque do sistema piloto durante o Figura 31. Variação da cor aparente (uC) da fase líquida do sistema piloto durante o período Figura 32. Variação da temperatura do ar (°C) e da cor aparente (uC) da fase líquida de acordo com o TDH de (a) 3 dias (b) 7 dias e (c) 10 dias de cada tanque do sistema piloto durante o período monitorado. Figura 33. Variação da turbidez (UNT) da fase líquida do sistema piloto durante o período monitorado. Figura 34. Variação da temperatura do ar (°C) e da turbidez (UNT) da fase líquida de acordo com o TDH de (a) 3 dias (b) 7 dias e (c) 10 dias de cada tanque do sistema piloto durante o período monitorado. Figura 35. Variação dos sólidos dissolvidos totais, SDT (mg L⁻¹) da fase líquida do sistema piloto

Figura 36. Variação da temperatura do ar (°C) e dos SDT (mg L ⁻¹) da fase líquida de acordo com o
TDH de (a) 3 dias (b) 7 dias e (c) 10 dias de cada tanque do sistema piloto durante o período monitorado.
Figura 37. Variação dos sólidos suspensos (a) totais, (b) voláteis e (c) fixos (mg L-1) do sistema piloto
durante o período monitorado75
Figura 38. Variação dos sólidos suspensos totais (mg L-1) da fase líquida de acordo com o TDH de (a)
3 dias (b) 7 dias e (c) 10 dias de cada tanque do sistema piloto durante o período monitorado75
Figura 39. Média dos valores de sólidos suspensos totais, voláteis e fixos (mg L-1) em cada entrada e
saída dos tanques de tratamento do sistema piloto durante o período monitorado
Figura 40. Mediana dos valores de sólidos totais, voláteis e fixos (mg L-1) na entrada e saída dos tanques
de tratamento do sistema piloto durante o período monitorado77
Figura 41. Índice de Germinação (IG) e Desvio Padrão (DP) em porcentagem para as amostras de
afluente e efluente do sistema piloto78
Figura 42. Variação da demanda bioquímica de oxigênio, DBO _{5,20} (mg L ⁻¹) da fase líquida do sistema
piloto durante o período monitorado80
Figura 43. Variação da temperatura do ar (°C) e da DBO _{5,20} (mg L ⁻¹) da fase líquida de acordo com o
TDH de (a) 3 dias (b) 7 dias e (c) 10 dias de cada tanque do sistema piloto durante o período monitorado.
Figura 44. Variação do carbono total, CT (mg L-1) da fase líquida do sistema piloto durante o período
monitorado
Figura 45. Variação da temperatura do ar (°C) e do CT (mg L ⁻¹) da fase líquida de acordo com o TDH
de (a) 3 dias (b) 7 dias e (c) 10 dias de cada tanque do sistema piloto durante o período monitorado. 82
Figura 46. Variação do carbono orgânico total, COT (mg L-1) da fase líquida do sistema piloto durante
o período monitorado
Figura 47. Variação da temperatura do ar (°C) e do COT (mg L^{-1}) da fase líquida de acordo com o TDH
de (a) 3 dias (b) 7 dias e (c) 10 dias de cada tanque do sistema piloto durante o período monitorado. 84
Figura 48. Variação do carbono inorgânico total, CIT (mg L ⁻¹) da fase líquida do sistema piloto durante
o período monitorado85
Figura 49. Variação da temperatura do ar (°C) e do CIT (mg L ⁻¹) da fase líquida de acordo com o TDH
de (a) 3 dias (b) 7 dias e (c) 10 dias de cada tanque do sistema piloto durante o período monitorado. 85
Figura 50. Variação da concentração de fósforo total, PT (mg L-1) da fase líquida do sistema piloto
durante o período monitorado87
Figura 51. Variação da temperatura do ar (°C) e do PT (mg L ⁻¹) da fase líquida de acordo com o TDH
de (a) 3 dias (b) 7 dias e (c) 10 dias de cada tanque do sistema piloto durante o período monitorado. 87
Figura 52. Variação da concentração de ortofosfato, P-PO4 ³⁻ (mg L ⁻¹) da fase líquida do sistema piloto
durante o período monitorado
Figura 53. Variação da temperatura do ar (°C) e do PO ₄ ³⁻ (mg L ⁻¹) da fase líquida de acordo com o
TDH de (a) 3 dias (b) 7 dias e (c) 10 dias de cada tanque do sistema piloto durante o período monitorado.

Figura 54. Variação da concentração de nitrogênio total, NT (mg L ⁻¹) da fase líquida do sistema piloto
durante o período monitorado91
Figura 55. Variação da temperatura do ar (°C) e do NT (mg L ⁻¹) da fase líquida de acordo com o TDH
de (a) 3 dias (b) 7 dias e (c) 10 dias de cada tanque do sistema piloto durante o período monitorado. 91
Figura 56. Variação da concentração de nitrogênio amoniacal, N_{amon} (mg L ⁻¹) da fase líquida do sistema
piloto durante o período monitorado93
Figura 57. Variação da temperatura do ar (°C) e do N_{amon} (mg L^{-1}) da fase líquida de acordo com o
TDH de (a) 3 dias (b) 7 dias e (c) 10 dias de cada tanque do sistema piloto durante o período monitorado.
Figura 58. Variação da concentração de nitrato, NO_3 (mg L^{-1}) na fase líquida do sistema piloto durante
o período monitorado95
Figura 59. Variação da temperatura do ar (°C) e do NO_3 (mg L ⁻¹) da fase líquida de acordo com o TDH
de (a) 3 dias (b) 7 dias e (c) 10 dias de cada tanque do sistema piloto durante o período monitorado. 95
Figura 60. Variação da massa seca coletada de macrófita nas WCFHS plantadas (T3, T7 e T10) durante
o período de monitoramento96
Figura 61. Tamanho das raízes das macrófitas aquáticas em cada tanque de tratamento do sistema
piloto97
Figura 62. Variação da concentração de PT e NT nas plantas e raízes das macrófitas nas WCFHS
plantadas (T3, T7 e T10) durante o período de monitoramento
Figura 63. Balanço de massa do PT (% mg) do efluente de cada tanque do sistema piloto durante o
período monitorado101
Figura 64. Balanço de massa do NT (% mg) do efluente de cada tanque do sistema piloto durante o
período monitorado102
Figura 65. Valores médios da redução (%) da cor, turbidez, sólidos suspensos totais (SST) e remoção
(%) de demanda bioquímica de oxigênio (DBO _{5,20}), fósforo total (PT), ortofosfato (P-PO ₄ ³⁻), nitrogênio
total (NT), nitrogênio amoniacal (N-NH3) e nitrato (N-NO3) pelo sistema piloto de WCFHS de
tratamento de efluentes
Figura 66. Floração de algas no tanque sem plantas 1 (TS3)115
Figura 67. Remoção da macrófita aquática flutuante do gênero Azolla spp. Nos tanques do sistema
piloto116
Figura 68. Adaptação realizada entre julho e agosto de 2018 para o encaminhamento do efluente tratado
pela ETE ao sistema piloto onde: (a) adaptação no local original de lançamento do efluente tratado pela
ETE; (b) distribuição em T do efluente para Lago São Francisco e para o sistema piloto com auxílio de
válvulas; (c) mangueira de bombeiro que encaminha o efluente ao sistema piloto117

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Processos de tratamento de esgoto mais utilizados no Brasil, de acordo com a população
atendida12
Tabela 2. Resumo dos trabalhos sobre tratamento de efluentes em wetlands construídas
Tabela 3. Características físico-químicas dos efluentes bruto e tratado pela ETE da FPZSP e limites
aceitáveis as diferenças classes de ambientes aquáticos lênticos de água doce
Tabela 4. Eficiências médias obtidas para nitrogênio (N), fósforo (P), demanda bioquímica de oxigênio
(DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) em sistemas de wetlands construídas (WC) de acordo
com o tipo de fluxo d'água adotado
Tabela 5. Tempo de detenção hidráulica (TDH), taxa de aplicação superficial (TAS) e vazão de entrada
dos tanques de tratamento do sistema piloto de WCFHS47
Tabela 6. Métodos empregados para as análises, bem como os equipamentos utilizados49
Tabela 7. Classificação qualitativa de fitotoxicidade
Tabela 8. Interpretação do coeficiente de Pearson (ρ). 56
Tabela 9. Taxa de remoção de cor aparente (%) nos tanques de tratamento
Tabela 10. Taxa de remoção de turbidez (%) nos tanques de tratamento
Tabela 11. Taxa de remoção mediana de sólidos totais, dissolvidos totais e suspensos totais (%) nos
tanques de tratamento
Tabela 12. Taxa de remoção de DBO _{5,20} (%) nos tanques de tratamento. 80
Tabela 13. Taxa de remoção de CT (%) nos tanques de tratamento
Tabela 14. Taxa de remoção de COT (%) nos tanques de tratamento. 84
Tabela 15. Taxa de remoção de CIT (%) nos tanques de tratamento
Tabela 16. Taxa de remoção de PT (%) nos tanques de tratamento. 87
Tabela 17. Taxa de remoção de PO43- (%) nos tanques de tratamento
Tabela 18. Taxa de remoção de NT (%) nos tanques de tratamento91
Tabela 19. Taxa de remoção de N_{amon} (%) nos tanques de tratamento
Tabela 20. Taxa de remoção de NO3 (%) nos tanques de tratamento. 95
Tabela 21. Teor dos macronutrientes fósforo total e nitrogênio total (g m ⁻² dia ⁻¹), encontrados no tecido
vegetal das macrófitas aquáticas da espécie Eichhornia crassipes, bem como a razão N:P
Tabela 22. Porcentagem média e desvios padrão (% PS \pm desvio padrão) de fósforo (n=29) e nitrogênio
total (n=6) por grama da biomassa seca de <i>Eichhornia crassipes</i>
Tabela 23. Balanço de massa do fósforo total (%) nas amostras líquidas na entrada e na saída do sistema
piloto
Tabela 24. Balanço de massa do nitrogênio total (%) nas amostras líquidas na entrada e na saída do
sistema piloto

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ANOVA	Análise de Variância
C	Carbono
CO_2	Dióxido de Carbono
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
СОТ	Carbono Orgânico Total
DBO _{5,20}	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DPR	Divisão de Produção Rural
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETA	Estação de Tratamento de Água
ETAR	Estação de Tratamento de Água de Reúso
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FPZSP	Fundação Parque Zoológico de São Paulo
FUNASA	Fundação Nacional de Saúde
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
LAA	Laboratório de Análises Ambientais
LCMA	Laboratório de Caracterização de Matrizes Ambientais
Ν	Nitrogênio
N_2	Nitrogênio gasoso
NH ₃	Amônia Livre
$N-NH_4^+$	Nitrogênio Amoniacal
NO ₂ -	Íon Nitrito
NO ₃ -	Íon Nitrato
N-Org	Nitrogênio Orgânico
NT	Nitrogênio Total
O_2	Oxigênio
OD	Oxigênio Dissolvido
ONU	Organização das Nações Unidas
Р	Fósforo
pН	Potencial Hidrogeniônico
PO4 ³⁻	Íon Fosfato
P-PO4 ³⁻	Ortofosfato
PT	Fósforo Total
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SST	Sólidos Suspensos Totais

ST	Sólidos Totais
TDH	Tempo de Detenção Hidráulico
uC	Unidade de Cor
UFABC	Universidade Federal do ABC
UNT	Unidade Nefelométrica de Turbidez
UPCO	Unidade de Produção de Composto Orgânico
UR	Umidade Relativa

SUMÁRIO

1.	INT	RODUÇÃO	1
2.	OBJ	ETIVOS	6
2.1.	Ol	ojetivo geral	6
2.2.	Ol	•jetivos específicos	6
3.	REV	ISÃO BIBLIOGRÁFICA	7
3.1.	Sa	neamento básico no Brasil	7
3.2.	Le	gislação ambiental nacional e internacional	8
3.3.	Eu	trofização	10
3.4.	Te	cnologias convencionais de tratamento de esgotos	11
3.5.	Sis	temas centralizados de tratamento de esgotos	12
3.6.	Sis	temas descentralizados de tratamento de esgotos	13
3.7.	W	etlands construídas	14
3.	.7.1.	Macrófitas aquáticas	14
3.	7.2.	Material suporte	16
3.	.7.3.	Microbiota	16
3.	7.4.	Tipos de <i>wetlands</i> construídas	17
3.	.7.5.	Operação e manutenção de sistemas de <i>wetlands</i> construídas	20
3.	7.6.	Mecanismos de remoção de poluentes em wetlands construídas	21
3.	.7.7.	Fitotoxicidade em wetlands construídas	
3.	7.8.	Estudos sobre wetlands construídas	23
4.	MA	FERIAL E MÉTODOS	32
4.1.	Ár	ea de estudo	
4.2.	Di	mensionamento de sistemas de <i>wetlands</i> construídas	
4.3.	Se	leção, obtenção e maneio da macrófita aquática flutuante	
4.5.	M	anutenção do sistema	
4.6.	Va	riáveis meteorológicas	
4.7.	C	leta de amostras e análises físico-químicas	
4.8.	Ar	álise dos resultados	55
5.	RES	ULTADOS	57
5.1.	Va	riáveis meteorológicas	57
5.2.	Те	mperatura, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido na fase líquida	
5.3.	Po	tencial Hidrogeniônico e Alcalinidade	64
5.4.	Co	r Aparente e Turbidez	68
5.5.	Só	lidos Totais	72
5.	.5.1.	Sólidos Dissolvidos Totais	
5.	.5.2.	Sólidos Suspensos Totais	74
5.6.	Fit	otoxicidade	78
5.7.	M	atéria orgânica	79
5.	7.1.	Demanda Bioquímica de Oxigênio	79
5.	.7.2.	Carbono Total	81

XVIII

5.7.3.	. Carbono Orgânico Total	
5.7.4	Carbono Inorgânico Total	
5.8.	Nutrientes	86
5.8.1.	. Fósforo Total	86
5.8.2	Ortofosfato Dissolvido	
5.8.3	Nitrogênio Total	90
5.8.4	Nitrogênio Amoniacal	
5.8.5.	Nitrito e Nitrato	94
5.9.	Desenvolvimento da biomassa	96
5.9.1	Crescimento da macrófita aquática Eichhornia crassipes	96
5.9.2	. Tecido vegetal das macrófitas: Teor de nutrientes	
5.10.	Balanço de massa	
5.10.	1. Balanço de massa - PT	
5.10.2	2. Balanço de massa - NT	
6. D	ISCUSSÃO	
6.1.	Matéria orgânica	
6.2.	Nutrientes	
6.3.	Composição do tecido da Eichhornia crassipes	110
6.4.	Influência da temperatura na remoção de poluentes	
6.5.	Influência do Tempo de Detenção Hidráulica na remoção de poluentes	
6.6.	Fitotoxicidade:	
6.7.	Dificuldades encontradas	
7 C	ONCLUSÕES	118
		10
ð. К	EFEKENUIAS BIBLIUGKAFIUAS	120

1. INTRODUÇÃO

Um dos principais problemas ambientais associados à falta ou deficiência no tratamento de efluentes é o fenômeno conhecido como eutrofização artificial (VON SPERLING, 2017; JEPPENSEN et al., 2017). Este é caracterizado pelo aumento exacerbado da biomassa de organismos fotossintéticos (algas e macrófitas aquáticas), acarretado devido ao excesso de nutrientes nos corpos d'água (ANSARI et al., 2011; JEPPENSEN et al., 2017) e, como consequência, pode ocorrer a depleção dos níveis de oxigênio, perda da biodiversidade e da qualidade da água e entupimento de tubulações e bombas (GALLI, 2010).

Em contrapartida, os nutrientes são elementos essenciais à vida. O fósforo, por exemplo, é constituinte de diversas moléculas importantes para o metabolismo dos seres vivos, como o trifosfato de adenosina (ATP), cuja função essencial é armazenar energia para as atividades vitais básicas das células. Além disso, todas as células necessitam de fósforo para existir, pelo fato destas serem cercadas por uma membrana fosfolipídica (GROSS, 2017). Entretanto, Petzet & Cornel (2011) afirmam que as reservas globais de fósforo são limitadas e Tarragó Abella et al. (2014) asseguram que poderia haver o esgotamento deste nutriente entre 50 e 250 anos. Deste modo, fica evidente a necessidade da recuperação deste recurso a partir de tecnologias de tratamento de esgoto, focadas não apenas na remoção, mas que possibilitem a ciclagem dos nutrientes.

Nos últimos anos, sistemas que promovam a conservação dos recursos naturais estão se tornando primordiais, de forma que os impactos negativos causados no meio ambiente sejam mitigados ou minimizados ao extremo. Em adição, procedimentos economicamente viáveis são de preferência geral das empresas, indústrias e comércios, desde que a eficiência seja equivalente ou superior à dos procedimentos tradicionais.

Subtil et al. (2016) e Machado (2016) apontam que sistemas descentralizados, ou seja, sistemas de tratamento situados próximos à fonte de geração de esgoto e reúso, são opções atrativas pois requerem infraestrutura de coleta e transporte reduzidos e suas configurações são de acordo com as necessidades específicas do local de tratamento do efluente. Além disso, os sistemas descentralizados permitem a redução dos custos de tratamento e manutenção, são de simples operação, tratam o efluente a níveis seguros para a saúde humana e ao meio ambiente e promovem a recuperação de recursos presentes nos efluentes (MASSOUD, 2009; SUBTIL et al., 2016). Estes sistemas mostram-se promissores em cidades pequenas ou até em metrópoles que não possuem espaço e/ou recursos para a implantasção de estações de

tratamento de esgoto centralizadas (BUENO et al., 2013). Dentre as tecnologias de tratamento descentralizado de esgotos, destacam-se as *wetlands* construídas (WC).

As *wetlands* construídas são sistemas desenvolvidos para o tratamento de efluentes que simulam os processos de purificação que ocorrem em alagados naturais. A técnica requer o uso de macrófitas aquáticas flutuantes ou emergentes, sedimento, microrganismos e/ou material suporte para remover poluentes do efluente e, consequentemente, promover a melhoria da qualidade da água e da saúde dos seres vivos do local (VYMAZAL, 2007).

Além destes sistemas de tratamento permitirem a recuperação de recursos presentes nos efluentes (ex. nutrientes) a partir da compostagem das plantas, são considerados de baixo custo de implantasção, operação e manutenção, quando comparados com sistemas tradicionais de tratamento de esgoto (reatores aeróbios e anaeróbios, lagoas e lodos ativados) (POÇAS, 2015). Entretanto, esse tipo de sistema apresenta desvantagens, como a possível proliferação de vetores de doenças, como mosquitos; a poda das macrófitas deve ser feita periodicamente, senão pode haver a morte das plantas dentro do sistema e, com isso, a liberação de nutrientes para a fase líquida, comprometendo a eficiência do tratamento.

As WCs podem ser configuradas de acordo com as necessidades específicas de tratamento do efluente local. Podem-se cultivar diferentes espécies e/ou gêneros de macrófitas (ex.: *Eichhornia crassipes, Salvinia, Thypa*); controlar o tempo de detenção hidráulica (TDH) do efluente, de modo a atingir a máxima eficiência do sistema e tratar o efluente a níveis seguros para a saúde humana e ao meio ambiente; e alternar o fluxo de escoamento do efluente (BENASSI et al., 2018).

Quanto ao fluxo, há três tipos principais: (1) o fluxo horizontal superficial (FHS), que apresenta condições favoráveis para o cultivo de macrófitas aquáticas emergentes, flutuantes ou submersas; (2) fluxo horizontal subsuperficial (FHSS) e (3) fluxo vertical subsuperficial (FVSS). Estes dois últimos são favoráveis para o cultivo de macrófitas aquáticas emergentes e uso de material suporte. A escolha do tipo adequado depende da composição do efluente e do poluente a ser removido. De acordo com Machado et al. (2017), a configuração de WCs que permite maior eficiência para a remoção de fósforo total (PT) é a de FHS, com média de remoção de 85% de PT e TDH entre 1,5 a 20 dias. Segundo Machado et al. (2017), as demais configurações permitem remoções de até 60% de PT com TDH entre 1 a 3 dias.

No Brasil, os estudos sobre WCs iniciaram na década de 80 (Scopus[®], 2019). O primeiro trabalho publicado (analisou-se as plataformas Scopus[®] e Science Direct) foi o de Kawai e Grieco (1983), que analisou a eficiência de WCFHSs povoadas com *E. crassipes* para o tratamento de esgoto doméstico, em São Paulo - SP. Foram obtidas remoções de 52 % de

nitrogênio total (NT) e 58 % de PT, com taxa de aplicação superficial (TAS) de 0,06 m³ m⁻² d⁻¹, com TDH de 10 dias entre dezembro e janeiro de 1983. Neste mesmo período, o estudo alcançou remoções menores com TDH de 2,5 dias e TAS de 0,24 m³ m⁻² d⁻¹ (12% de NT e 14% de PT).

Silva e Camargo (2008) avaliaram a eficiência de um sistema piloto de WCFHS composto de duas espécies de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*) na remoção de PT e turbidez de efluentes gerados por um viveiro de manutenção de reprodutores de camarões-canela (*Macrobrachium amazonicum*) no Brasil (clima tropical). O sistema piloto foi composto por 12 tanques de tratamento povoados com macrófitas aquáticas de maneira sequencial (*E.crassipes*; *P. stratiotes*; *E. crassipes* + *P. stratiotes*; e *P. stratiotes* + *E. crassipes*, com n=3) e 3 tanques sem plantas, o sistema operou com TDH de aproximadamente 17 horas e a TAS do sistema foi de 1,13 m³ m⁻² d⁻¹. A remoção média de PT por tanque foi de 41,9 % (sem plantas), 71,6 % (*E.crassipes*), 69,9 % (*P. stratiotes*), 72,5 % (*E. crassipes* + *P. stratiotes*) e 72,1 % (*P. stratiotes* + *E. crassipes*). Neste caso, as macrófitas aquáticas se mostraram eficientes e não diferiram significativamente quanto à remoção de fósforo dos efluentes de carcinicultura.

Paulo et al. (2009) estudaram WCFHS povoadas com macrófitas aquáticas emergentes (*Heliconia psittacorum, Cyperus isocladus* e *Canna sp*), enraizadas em cascalho fino para o tratamento de água cinza no Brasil. Este sistema operou durante 5 meses com TDH de 3 dias, TAS de 0,13 m³ m⁻² d⁻¹ e alcançou 8,0 ± 50,0 % de remoção de P-PO₄³⁻; 41,0 ± 26,0 % de NT; 22,0 ± 71,0 % de N-NH₃; 54,0 ± 38,0 % de N-NO₃; 55,0 ± 35,0 % de DBO_{5,20}; 44,0 ± 33,0 % de COD; 55,0 ± 39,0 % de turbidez e 57,0 ± 27,0 % de SST.

Ainda no Brasil, Bueno et al. (2013) realizaram a implantasção de *wetland* construída híbrida (de fluxo horizontal e vertical subsuperficial) povoada com diversas espécies de macrófitas aquáticas (*Potenderia cordata L., Hedychium coronarium, Cyperus prolifer, Colocasia esculenta var. aquatilis* e *Colocasia esculenta var. illustris*) em escala real para o tratamento de esgoto sanitário em residências. Os autores concluíram que os custos associados à construção deste sistema de tratamento é baixo quando utilizados materiais alternativos. Assim, esta tecnologia possibilita maior universalização do saneamento básico, de maneira a promover o acesso aos direitos básicos e melhorias na qualidade de vida da população.

Henares & Camargo (2013) avaliaram a remoção de nutrientes (PT, P-PO₄³⁻, NT e NKT) por leitos povoados com *E. crassipes* e *S. molesta* em conjunto e isoladamente operando com TDH de 12 horas (TAS = 1,60 m³ m⁻² d⁻¹). Os resultados alcançados neste trabalho

mostraram que o tanque que apresentou as maiores remoções foi aquele povoado apenas com *E. crassipes*, com 43,6, 44,4, 46,0 e 43,7% de remoção de PT, $P-PO_4^{3-}$, NKT e NT.

Esses estudos mostraram que as macrófitas aquáticas flutuantes, principalmente a *E. crassipes*, foram eficientes na remoção de nutrientes de efluentes variados. A *E. crassipes*, por sua vez, é uma das espécies mais comuns de macrófitas aquáticas encontradas no Brasil (COSTA et al., 2000). Ainda, autores citam que a *E. crassipes* se destaca dentre as demais macrófitas aquáticas flutuantes, pois é amplamente resistente às variações de pH, nutrientes, substâncias tóxicas, metais pesados e temperatura; apresenta ótima capacidade de absorver e incorporar nutrientes em sua biomassa; e tem elevado crescimento vegetativo, o que permite a maior recuperação de recursos (LIAO e CHANG, 2004; VYMAZAL, 2007; HASAN et al., 2009; REZANIA et al., 2015; REZANIA et al., 2016). Entretanto, apesar desta alta resistência a ambientes poluídos, estas apresentam limites de tolerância, de modo a se destacar a importância da avaliação do nível de toxicidade do efluente (BENASSI et al., 2018).

Como estudo de caso, o lago São Francisco, localizado nas dependências da Fundação Parque Zoológico de São Paulo (FPZSP), atualmente se encontra eutrofizado devido ao lançamento de efluentes com altas cargas de nutrientes advindos da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) da FPZSP. Esta ETE opera com etapa de tratamento secundário composto por lodos ativados por batelada e de acordo com os relatórios de análise técnica disponibilizados pela FPZSP, esta etapa de tratamento não proporciona a remoção necessária de nutrientes. Portanto, é notável a necessidade de um procedimento complementar ao sistema atual que promova a remoção de nutrientes, a fim de contribuir com a recuperação da qualidade das águas do lago.

Além disso, aprimorar a tecnologia de tratamento terciário de efluentes por meio de alagados construídos tendo em vista a remoção e o reaproveitamento de nutrientes poderá contribuir sobremaneira com a melhoria do tratamento de esgotos no Brasil e com a diminuição de impactos aos corpos hídricos que atualmente recebem altas cargas de nutrientes.

De acordo com o cenário estabelecido, o presente trabalho objetiva contribuir cientificamente com o aprimoramento da técnica de WCs de fluxo superficial horizontal povoados com macrófitas aquáticas (*E. crassipes*) com vistas à remoção de nutrientes dos efluentes da ETE da FPZSP. Ainda, o estudo propõe testes com tempos de detenção hidráulica variados e a avaliação dos sistemas não plantasdos a fim de determinar a contribuição da remoção de poluentes pelas macrófitas aquáticas.

Desta forma, são estabelecidas as seguintes hipóteses:

- O TDH de 3 dias da fase líquida influencia mais na remoção dos poluentes, em especial do fósforo, quando comparado com os demais TDHs;
- Os teores de nutrientes na biomassa da plantas são influenciados pelo TDH da fase líquida, de maneira que o TDH de 3 dias proporciona maior acúmulo de nutrientes quando comparado com os demais TDHs;
- 3. A taxa de remoção de poluentes está diretamente relacionada à temperatura do ar;
- Os tanques de tratamento com plantas apresentam melhor eficiência na remoção de nutrientes com relação aos tanques sem plantas;
- 5. O tratamento pelo sistema piloto permite a atenuação do nível de toxicidade no efluente. Assim, a proposta de pesquisa tem como principal justificativa a aplicação do conceito de Engenharia Ecológica para a inovação de um sistema de tratamento de efluentes com características peculiares, como a presença de nutrientes, para a potencial recuperação de áreas degradadas e melhoria da qualidade dos efluentes.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

Avaliar a remoção de nutrientes (N e P) de efluentes advindos da ETE da Fundação Parque Zoológico de São Paulo por meio de *wetlands* construídas de fluxo horizontal superficial povoadas com macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes*) em escala piloto com diferentes tempos de detenção hidráulica.

2.2. Objetivos específicos

- Avaliar a influência do tempo de detenção hidráulica na remoção dos poluentes (3, 7 e 10 dias);
- Avaliar a influência do TDH nos teores de nutrientes na biomassa das macrófitas aquáticas;
- Avaliar a influência da temperatura do ar na eficiência de remoção dos poluentes, principalmente do fósforo;
- Avaliar a atenuação da fitotoxicidade do efluente por meio de bioensaios com sementes de mostarda (*Sinapis alba*).

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Saneamento básico no Brasil

A Lei nº 11.445/07, a qual estabelece as diretrizes nacionais do saneamento básico no Brasil, define este conceito como um conjunto de serviços, infraestruturas e instalações de esgotamento sanitário, abastecimento de água, drenagem de águas pluviais urbanas, limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos.

De acordo com a Resolução 64/292 da Organização das Nações Unidas (ONU), é direito do ser humano ter acesso à água limpa e potável. Ainda, é dever do Estado prover a infraestrutura e os recursos para garantir o acesso da população às condições adequadas de saneamento (ONU, 2010).

Entretanto, a universalização do saneamento básico no Brasil não é uma realidade. Com relação ao setor de esgotamento sanitário, o índice médio de atendimento por redes de esgoto das cidades brasileiras é de 59,7% nas áreas urbanas. Já o índice médio do país para o tratamento de esgotos chega a 44,9% para a estimativa dos esgotos gerados e 74,9% para os esgotos coletados (SNIS, 2016). A Figura 1 apresenta o índice médio de atendimento urbano por rede coletora de esgotos dos estados do Brasil.

Figura 1.Representação espacial do índice médio de atendimento urbano por rede coletora de esgotos dos estados do Brasil.



Fonte: SNIS (2016).

Embora as condições adequadas de saneamento básico sejam essenciais para a saúde pública e para a qualidade ambiental, a universalização dos serviços de esgotamento sanitário continua sendo um desafio para o país (BORJA, 2014; NAHAS & HELLER, 2016).

3.2. Legislação ambiental nacional e internacional

A legislação ambiental atua regulando os limites de lançamento e descarte de poluentes líquidos em corpos d'água, de acordo com a classe da água onde esse efluente é descartado, com o intuito de limitar a carga poluidora encaminhada ao meio ambiente.

A resolução nº 357 de março de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), estabelece, em âmbito nacional, a classificação dos corpos d'água, as condições de lançamento de efluentes e traça diretrizes ambientais (BRASIL, 2005). Em 2011, esta resolução foi complementada e alterada parcialmente pela resolução nº 430, de 13 de maio de 2011 (BRASIL, 2011).

A resolução nº 357/2005 do CONAMA classifica os corpos d'água de acordo com a sua salinidade, ou seja, doce, salobra ou salina. Assim, de acordo com a qualidade da água e a sua destinação, o corpo d'água pode ser enquadrado como: Classe Especial, Classe 1, Classe 2, Classe 3 ou Classe 4.

No que se refere às águas doces, a classe especial abrange aquelas destinadas ao abastecimento público, após a desinfecção, e à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas e dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral. Águas de classe 1 são aquelas destinadas ao abastecimento para o consumo humano, após o tratamento simplificado e indicada para a irrigação de hortaliças e à recreação de contato primário. A classe 2 pode ser atribuída ao consumo humano, porém, após o tratamento convencional. Além disso, águas de classe 2 podem ser utilizadas para aquicultura e atividade de pesca. Já os corpos d'água de classe 3 apenas podem ser destinados à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras. Por fim, águas classificadas como classe 4 só podem ser destinadas à navegação e à harmonia paisagística.

A resolução nº 430/2011 estabelece critérios para o lançamento de efluentes de Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) em âmbito nacional. No entanto, cada estado segue os critérios de seus próprios decretos. O Estado de São Paulo, por exemplo, tem em vigor o decreto nº 8.468 desde 8 de setembro de 1976, o qual dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. Os artigos 18 e 19A deste decreto apresentam os parâmetros para

a liberação de efluentes tratados nos rios ou nas redes de esgoto, respectivamente. Dentre os limites de lançamento de alguns parâmetros estipulados, estão:

- pH entre 5,0 e 9,0;
- temperatura inferior a 40°C;
- materiais sedimentáveis até 1,0 mL L⁻¹ em teste de uma hora em "cone imhoff" (Artigo 18);
- materiais sedimentáveis até 10,0 mL L⁻¹ em teste de uma hora em "cone imhoff" (Artigo 19);
- substâncias solúveis em hexano até 100 mg L⁻¹;
- DBO 5 dias, 20°C no máximo de 60 mg L⁻¹ ou redução de no mínimo 80% da carga poluidora (Artigo 18);
- concentrações máximas de lançamento de determinados parâmetros, como: Arsênico (0,2 mg L⁻¹); Cádmio (0,2 mg L⁻¹) e Chumbo (0,5 mg L⁻¹).

No Brasil, não há padrões estipulados para o lançamento de fósforo e nitrogênio. Entretanto, a Resolução nº 430/2011 determina que o lançamento não interfira na classe do corpo d'água e define que, em trechos onde ocorra a captação para abastecimento público, o órgão ambiental competente poderá estabelecer padrões específicos no caso de lançamento de efluentes em corpos receptores com registro histórico de floração de cianobactérias (BRASIL, 2011). No caso do estado de São Paulo, fica a critério da CETESB fixar as concentrações máximas para as substâncias potencialmente prejudiciais que não estão no escopo da lei (SÃO PAULO, 1977).

Assim, a falta do estabelecimento de limite de lançamento de nutrientes no país, em especial o fósforo, culmina em problemas ambientais relacionados ao excesso destes nutrientes em ambientes aquáticos, como a eutrofização.

Contudo, cada país apresenta diferentes sistemas e limites para implementar padrões de lançamento de efluentes. Nos Estados Unidos da América (EUA), por exemplo, têm-se o *Clean Water Act* de 1972, o qual estabelece a estrutura básica para regular os lançamentos de poluentes nas águas dos EUA e regulamenta as normas de qualidade para as águas superficiais (EPA, 2019). A partir deste, o *Environment Protection Act* (EPA) implementa programas de controle de poluição, como o *National Pollutant Discharge Elimination System* (NPDES), o qual estabelece critérios e regulamentos para o lançamento de poluentes nas águas dos EUA (EPA, 2019). No que se refere às limitações no lançamento de nutrientes, têm-se os limites estabelecidos para as principais instalações municipais de tratamento de esgoto do país (EPA, 2019).

O subcapítulo II da norma NR 217 de 1979 do Estado de Wisconsin (EUA) entitulado *Phosphorus Effluent Standards and Limitations* ou Limitações e padrões de fósforo em efluentes, estabelece os padrões de lançamento de fósforo total (PT) em águas superficiais de 1 mg L⁻¹ de PT e fornece providências (WISCONSIN, 2019). O regulamento n° 44 de 2003, feita pelo ministro de Mauritos (África) em 05 de fevereiro de 2003, estabelece padrões de lançamento de diversos poluentes em efluentes (1 mg L⁻¹ de PT; 1 mg L⁻¹ de Nitrogênio amoniacal; 1 mg L⁻¹ de Nitrito; 10 mg L⁻¹ de Nitrato e outros) de acordo com os itens n° 39 sobre Limitações de efluentes e n° 96 sobre Regulações de EPA (2002), que fornecem orientações e condutas para o lançamento de efluentes variados. Em Beijing, na China, têm-se o *Municipal Effluent Disposal Standards*, o qual estabelece limites de lançamento para DBO_{5,20} de 25 mg L⁻¹ ou remoção de 70 a 90 %; PT entre 1 e 2 mg L⁻¹ ou remoção de 80 %; e NT de 10 a 15 mg L⁻¹ ou remoção de 70 a 80 % (EPA, 2002). Assim, apesar de não haverem padrões nacionais de lançamento de nutrientes em efluentes, é possível se basear nesses limites de lançamento estabelecidos internacionalmente.

3.3. Eutrofização

A eutrofização é definida como o aumento da biomassa de organismos fotossintéticos devido ao aumento das concentrações dos nutrientes (ANSARI et al., 2001, JEPPENSEN et al., 2017).

De acordo com a UNESCO (2018), o excesso de nutrientes em corpos aquáticos é um dos maiores problemas atuais para o controle da qualidade da água. O enriquecimento por nutrientes, principalmente por fósforo, causa diversos efeitos indesejáveis aos ecossistemas aquáticos, tais como a decomposição da biomassa de algas e plantas aquáticas que consomem o oxigênio dissolvido no corpo d'água, ocasionando a diminuição dos seus teores e consequente mortandade da fauna e perda da biodiversidade. Além disso, pode causar entupimento e degradação de tubulações e bombas pelo aumento da proliferação de algas e cianobactérias; aumento no custo do tratamento de águas, como o aumento da dosagem de produtos químicos na Estação de Tratamento de Água (ETA); e a redução da navegação e da capacidade de transporte (POMPÊO, 2017, VON SPERLING, 2017).

Em contrapartida, o fósforo é um elemento essencial à vida. Este elemento é constituinte de diversas moléculas importantes para o metabolismo dos seres vivos, como o trifosfato de adenosina (ATP), cuja função essencial é armazenar energia para as atividades vitais básicas das células. Além disso, todas as células necessitam de fósforo para existir, pelo fato destas serem cercadas por uma membrana fosfolipídica (GROSS, 2017).

Petzet & Cornel (2011) afirmam que as reservas globais de fósforo são limitadas e Tarragó Abella et al. (2014) asseguram que poderia haver o esgotamento deste nutriente entre 50 e 250 anos. Deste modo, fica evidente a necessidade da recuperação deste recurso a partir de tecnologias alternativas de tratamento de esgoto, focadas não apenas na remoção, mas que possibilitem a ciclagem dos nutrientes.

3.4. Tecnologias convencionais de tratamento de esgotos

O processo de tratamento de esgotos, de maneira geral, objetiva a redução de poluentes e/ou contaminantes de efluentes domésticos ou industriais, de acordo com as leis ambientais vigentes e as características do corpo receptor. Assim, a escolha do processo de tratamento de uma ETE se baseia nas exigências legais, ambientais e de saúde pública e/ou legais, considerando, adicionalmente, os aspectos econômicos, sociais, operacionais e a disponibilidade de área (VON SPERLING, 2017). De acordo com tais aspectos gerais, a ETE pode apresentar diferentes níveis de tratamento, os quais podem ser classificados como: preliminar, primário, secundário e terciário.

O nível preliminar utiliza mecanismos físicos, como o gradeamento e/ou desarenador, para a retirada de sólidos grosseiros do efluente. O nível primário tem o intuito de realizar a remoção de sólidos inorgânicos e matéria orgânica em suspensão a partir de decantadores primários e flotação, por exemplo. No nível secundário, é possível realizar a remoção de sólidos inorgânicos e matéria orgânica dissolvida e em suspensão. Este nível de tratamento abrange os tratamentos biológicos por lodos ativados, lagoas de estabilização (anaeróbias, facultativas e lagoas de maturação) ou lagoas de aeradas (ANA, 2018). Já o nível terciário, ou complementar, promove o tratamento de poluentes e contaminantes específicos por meio de tecnologias avançadas de tratamento de esgotos, como a osmose reversa, adsorção em carvão ativado e demais técnicas (VON SPERLING, 2017).

De modo geral, os sistemas de tratamento de esgotos mais utilizados no Brasil são os de nível primário e secundário. A Tabela 1 apresenta os processos de tratamento de esgoto mais utilizados no país, no que se refere à população atendida (ANA, 2018).

Processo de tratamento de esgoto	População atendida	
	(milhões)	(%)
Lodos ativados convencional	16,5	24
Nível primário	7,9	11
Lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa	5,5	8
Reator anaeróbio seguido de filtro aeróbio e decantador	4,4	6,6
Lodos ativados de aeração prolongada	4,4	6,4

Tabela 1. Processos de tratamento de esgoto mais utilizados no Brasil, de acordo com a população atendida.

Fonte: ANA (2018).

Os sistemas de tratamento primário e secundário são designados, principalmente, à remoção de matéria orgânica e sólidos sedimentáveis. Além disso, o nível secundário permite, em alguns casos, a remoção de nutrientes (VON SPERLING, 2017). Entretanto, o efluente advindo do tratamento secundário ainda pode apresentar altos níveis de nitrogênio (N) e fósforo (P). Nestas circunstâncias, o tratamento terciário se torna essencial, já que o excesso destes nutrientes no corpo d'água pode acarretar no processo de eutrofização das águas, comprometendo a qualidade e a saúde do meio aquático.

3.5. Sistemas centralizados de tratamento de esgotos

Os sistemas centralizados de tratamento de esgotos (Figura 2) são aqueles construídos em locais estratégicos para receber altas cargas de esgoto de diversos municípios (SUBTIL et al., 2016). Tais sistemas afastam o esgoto da sua fonte de geração, com o propósito de tratar grandes volumes de efluentes e não serem fonte de incômodos relacionados ao mau cheiro ou a ruídos.



Fonte: Adaptado de SUBTIL et al. (2016).

Os sistemas centralizados são opções amplamente utilizadas no Brasil, entretanto, ao serem implantasdos longe do local onde o efluente é gerado, algumas desvantagens são evidenciadas, como o custo demandado para a construção, operação e manutenção da estação de tratamento, principalmente devido à necessidade de bombas e tubulações de grande porte para a coleta do esgoto nos centros urbanos. Ainda, a falta de estrutura e investimento necessário, muitas vezes, não permite que o esgoto chegue ao seu destino final. Outro ponto a se destacar é a falta de capacidade para atender o aumento do volume de esgoto gerado em decorrência da expansão demográfica e consequente aumento no consumo de água e recursos (SUBTIL et al., 2016; BENASSI et al., 2018).

3.6. Sistemas descentralizados de tratamento de esgotos

Os sistemas descentralizados de tratamento de esgotos são aqueles construídos próximos às fontes de geração ou de reúso de esgoto (Figura 3) (SUBTIL et al., 2016). Tais sistemas permitem uma série de vantagens, tais como: requerem pouca infraestrutura de coleta e transporte; a configuração pode ser específica para as necessidades de tratamento do local; permite a redução de custos de tratamento e manutenção; simples operação; promovem tratamento em níveis seguros para a saúde humana e ao meio ambiente; e facilitam a recuperação de recursos.

Nesse contexto, a descentralização dos sistemas de tratamento de esgoto tem a potencialidade de proporcionar ao país a maior aproximação da universalização do atendimento em saneamento.



Figura 3. Representação de sistemas descentralizados locais (a) e coletivos (b).

Dentre os sistemas descentralizados, destacam-se as ecotecnologias, as quais integralizam os campos da tecnologia e da ecologia, com o propósito de minimizar os danos ao meio ambiente e promover o desenvolvimento sustentável por meio do conhecimento dos ecossistemas e da sociedade. Estes sistemas proporcionam o uso racional dos recursos naturais mantendo o foco nos princípios e conceitos do tripé da sustentabilidade, a qual busca ser socialmente justa, economicamente viável e ecologicamente correta (BENASSI et al., 2018). Dentre os exemplos de ecotecnologia, destacam-se as *wetlands* construídas, utilizadas em diversos países no tratamento secundário e terciário de esgotos sanitários.

3.7. Wetlands construídas

As *wetlands* naturais são áreas total ou parcialmente inundadas que promovem o tratamento das águas superficiais ou subterrâneas. Deste conceito, derivam-se as *wetlands* construídas (WC), também conhecidas como alagados construídos, que são sistemas alagados artificialmente desenvolvidos para tratar águas residuárias, principalmente esgotos sanitários (VYMAZAL, 2001).

Os sistemas de *wetlands* construídas promovem a recuperação de recursos e remoção de poluentes a partir da assimilação e conversão de nutrientes e matéria orgânica, a partir da utilização de macrófitas aquáticas, material suporte e/ou micro-organismos.

3.7.1. Macrófitas aquáticas

As macrófitas aquáticas são vegetais que permanecem enraizados, submersos, ou flutuantes em águas doces ou salobras e possuem capacidade de acumular poluentes em sua biomassa. As macrófitas aquáticas enraizadas, ou macrófitas aquáticas emergentes, são aquelas enraizadas no material suporte e com suas folhas fora da água (Ex.: caniço de água, taboa, junco e papiro brasileiro). As macrófitas aquáticas flutuantes permanecem flutuando sobre a superfície do corpo hídrico (Ex.: aguapé, alface d'água e samambaia aquática). Por fim, as macrófitas aquáticas submersas podem ser enraizadas ou livres, mas mantidas abaixo do nível d'água (Ex.: elódea, cabomba; utriculária). A Figura 4 ilustra os tipos de macrófitas aquáticas.



Figura 4. Representação gráfica dos tipos de macrófitas aquáticas emergentes (1), flutuantes (2) e submersas (3). (1) Emergentes

Fonte: SANCHEZ (2017).

As plantas desempenham um importante papel no tratamento em *wetlands* construídas, pois promovem a retirada e armazenamento de nutrientes, aderência de micro-organismos em suas raízes, liberação de oxigênio para o material filtrante, prevenção da colmatação do material filtrante e embelezamento paisagístico (BENASSI et al., 2018).

As espécies mais comuns de macrófitas aquáticas encontradas no Brasil são as do gênero *Typha* spp. (Taboa), *Eleocharis* spp., *Juncus* spp. (Junco), *Pistia stratiotes* (Alface d'água), *Phragmites* (Caniço de água), *Cyperus* spp. (Papiro Brasileiro), *Eichhornia* (Jacinto d'água, Aguapé, Baronesa, Rainha dos lagos) e *Salvinia* (samambaia aquática, erva de sapo, marrequinha, murerê) (COSTA et al., 2000).

A escolha da espécie de macrófita aquática para uso em sistemas de *wetlands* construídas depende de alguns fatores, tais como as características físico-químicas da água residuária a ser tratada, do poluente foco de remoção, tipo de *wetland* construída utilizada, condições climáticas da região e consequente adaptabilidade da espécie e a disponibilidade da plantas no local de implantasção do sistema. Destaca-se a importância de utilizar plantas adaptadas ao clima da região com o intuito de minimizar o estresse dos espécimes e facilitar a aclimatação do sistema.

As macrófitas aquáticas demandam manutenção periódica com podas e retirada de folhagem desprendida ou espécies competidoras para garantir a eficiência do sistema, de maneira a não ocorrer a devolução de nutrientes e matéria orgânica ao sistema de tratamento (VYMAZAL, 2001; BENASSI et al., 2018).

3.7.2. Material suporte

O material suporte é um substrato que atua como meio suporte para as raízes das macrófitas aquáticas, para a aderência de micro-organismos ou como material filtrante para a retenção de sólidos suspensos presentes no efluente (WOOD, 1995; USEPA, 2000; VYMAZAL, 2002). Neste material ocorre a maioria dos processos químicos e biológicos característicos dos sistemas de *wetlands* construídas, já que permite a aderência e desenvolvimento de micro-organismos que auxiliam na depuração do efluente com a adsorção de compostos inorgânicos, como ortofosfato e nitrogênio amoniacal (DAVIS, 1994; WOOD, 1995).

O material suporte pode ser de diversas naturezas, como areia, pedra brita, cascalhos, fibra de coco e outros materiais de diferentes granulometrias. Cada material possui características distintas e específicas de granulometria, porosidade e permeabilidade (ou condutividade hidráulica) que influenciam a dinâmica do escoamento do sistema. Dentre os materiais mais comumente utilizados em *wetlands* construídas, estão a areia, brita e cascalho (SEZERINO et al., 2015; MACHADO et al., 2017). Entretanto, é recomendada a utilização de materiais de granulometria maior nas extremidades do sistema (entrada e saída do esgoto) para evitar o entupimento de tubulações (USEPA, 2000). Assim como a escolha da macrófita aquática adequada, a escolha do tipo de material suporte deve estar associada com as finalidades do tratamento.

3.7.3. Microbiota

Dentre a microbiota atuante em *wetlands* construídas, os fungos e bactérias são os mais comumente encontrados. Estes micro-organismos desempenham papel na mineralização da matéria orgânica e de fósforo orgânico e na conversão das formas de nitrogênio. Atuam, principalmente, aderidos ao material suporte ou às raízes das macrófitas aquáticas, formando o biofilme.

Com relação à decomposição da matéria orgânica, as bactérias, fungos e leveduras são os responsáveis por consumir parte do carbono disponível como fonte de energia para síntese, manutenção e crescimento celular (USEPA, 2000; VYMAZAL & KROPFELOVÁ, 2008).

A conversão das formas do nitrogênio ocorre via processos de amonificação, nitrificação e desnitrificação pela ação de bactérias. As bactérias aeróbias e anaeróbias, aderidas nas raízes das plantas, promovem a transformação do nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺). Em seguida, na nitrificação, a amônia é convertida a nitrito (N-NO₂⁻) e nitrato (N-NO₃⁻), por bactérias nitrificantes, na presença de oxigênio dissolvido. Na

última etapa, as bactérias desnitrificantes reduzem o nitrato a nitrogênio gasoso (N₂), sob condições anóxicas (USEPA, 2000; VYMAZAL, 2007).

Assim, a microbiota presente nos sistemas de *wetlands* construídas auxiliam no tratamento do esgoto e na desinfecção do efluente e são importantes bioindicadores que permitem monitorar o desempenho e a eficiência do sistema.

3.7.4. Tipos de wetlands construídas

As *wetlands* construídas podem ter configurações distintas, de acordo com o tipo de tratamento necessário para a remoção do poluente foco de remoção. Há, basicamente, dois tipos de *wetlands* construídas, as de fluxo superficial e as de fluxo subsuperficial.

• Wetlands construídas de fluxo superficial:

São sistemas de tratamento que operam com o fluxo horizontal e superficial do efluente (Figura 5). Apresentam condições favoráveis para o cultivo de macrófitas aquáticas emergentes, flutuantes ou submersas.

Esta configuração permite possuir ou não o material suporte. Quando há material suporte, este permanece saturado e o fluxo de água escoa pela superfície; e utiliza-se as plantas enraizadas (macrófitas aquáticas emergentes ou submersas). Quando não há substrato, o sistema, obrigatoriamente, é povoado com macrófitas aquáticas flutuantes. A espécie de macrófita aquática mais amplamente utilizada nesta configuração é a *E. crassipes* (Aguapé).

A profundidade ideal do leito é de 0,5 metros (USEPA, 2000) e a velocidade de escoamento é baixa com a alimentação contínua de afluente. Destaca-se que o tempo de detenção hidráulica em *wetlands* de fluxo superficial varia entre 5 e 30 dias, de acordo com o objetivo de remoção. Esta configuração é recomendada, principalmente, para o tratamento terciário de efluente com foco na remoção de nutrientes, em especial o fósforo (KAWAI & GRIECO, 1983; TRIPATHI & UPADHYAY, 2003; VYMAZAL, 2005; YAPOGA et al., 2013).
Figura 5. *Wetlands* construídas com fluxo horizontal superficial com macrófitas (a) emergentes, (b) flutuantes e (c) submersas.



Fonte: SALATI et al. (2003).

Wetlands construídas de fluxo subsuperficial:

São sistemas de tratamento que operam com o fluxo horizontal ou vertical do efluente e este escoa subsuperficialmente.

Wetlands construídas de fluxo horizontal subsuperficial: Nesta configuração, o efluente escoa horizontal e subsuperficialmente ao leito (Figura 6). As componentes principais são o material suporte, que permanece saturado ou aparente, e as macrófitas aquáticas emergentes (USEPA, 2000; SAEED e SUN, 2012). As principais espécies utilizadas nesta configuração de *wetland* construída são a *Typha* (Taboa) e a *Eleocharis* (Junco). Além disso, a alimentação do sistema pode ser em regime de fluxo contínuo, intermitente ou até mesmo em batelada.

Esta configuração é recomendada, principalmente, para o tratamento secundário de efluente com foco na remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos e patógenos e potencializa o processo de desnitrificação (COOPER, 1999; VYMAZAL, 2011).

Figura 6. Wetland construída com fluxo horizontal subsuperficial cultivada com macrófitas emergentes.



Fonte: SALATI et al. (2003).

Wetlands construídas de fluxo vertical subsuperficial: Nesta configuração, o efluente escoa vertical e subsuperficialmente ao leito (Figura 7). As componentes principais são o material suporte, que permanece saturado ou aparente, e as macrófitas aquáticas emergentes. As principais espécies utilizadas nesta configuração de *wetland* construída são a *Phragmites australis* (Caniço de água), *Typha* (Taboa), *Juncus* (Junco) *e Cyperus giganteus* (Papiro brasileiro).

Estes sistemas são operados em regime de fluxo intermitente do afluente em períodos curtos seguidos de intervalos longos de descanso com o intuito de evitar a obstrução do material suporte e aumentar a transferência de oxigênio para o interior do meio filtrante. Tais condições aeróbias favorecem a ocorrência da nitrificação, potencializando a remoção de nitrogênio (COOPER, 1999; VYMAZAL e KROPFELOVÁ, 2008).

Deste modo, esta configuração é recomendada, principalmente, para o tratamento terciário de esgoto sanitário com foco na remoção de nutrientes, em especial o nitrogênio.

Figura 7. Wetland construída com fluxo vertical subsuperficial cultivada com macrófitas emergentes.



Fonte: SALATI et al. (2003).

Para ambas as configurações de *wetlands* construídas de fluxo subsuperficial, a profundidade ideal do leito é de 0,5 metros (USEPA, 2000) e a velocidade de escoamento é mais elevada, quando comparada com os sistemas de fluxo superficial, já que o tempo de detenção hidráulico varia de 2 a 5 dias (VYMAZAL, 2002).

Ainda, pode haver os sistemas híbridos, que aliam as vantagens de ambos os fluxos, potencializando a eficiência do tratamento do efluente. A junção desses sistemas permite remover matéria orgânica, sólidos suspensos e nutrientes. Entretanto, é recomendado que haja o tratamento prévio com foco na remoção de partículas grosseiras e sólidos sedimentáveis para evitar entupimentos de tubulações ou bombas (VYMAZAL et al., 1998; VYMAZAL, 2002).

3.7.5. Operação e manutenção de sistemas de *wetlands* construídas

A eficiência do tratamento dos *wetlands* construídas depende de muitos fatores, tais como o *design* e operação do sistema, a manutenção de podas das plantas e os fatores meteorológicos (ÇAKIR et al., 2015; GUPTA et al., 2015; REZANIA et al., 2016).

De acordo com Choudhary et al. (2011), o desempenho dos alagados construídos depende principalmente da Taxa de Aplicação Superficial (TAS), em L m⁻² d⁻¹, e do Tempo de Detenção Hidráulica (TDH), em dias. Em geral, estes parâmetros são considerados os principais fatores de controle operacional para melhorar a eficiência dos sistemas de tratamento (JING et al., 2002, TAO et al., 2006, WU et al., 2006).

No que se refere ao controle da biomassa das plantas aquáticas, a poda periódica é de extrema importância, pois, quando as macrófitas aquáticas, como a da espécie *E. crassipes*, excedem uma determinada densidade no corpo d'água, sua taxa de crescimento tende a decrescer, diminuindo suas atividades biológicas relacionadas à assimilação das substâncias poluidoras (KAWAI & GRIECO, 1983). Ainda, as macrófitas aquáticas podem disponibilizar nutrientes para a coluna de água via excreção e decomposição de sua biomassa (ESTEVES 2011). Desta forma, sua poda deve ser feita periodicamente para otimizar a remoção de nutrientes (HENRY-SILVA & CAMARGO 2000).

Este procedimento permite a incidência solar na água, evita a anaerobiose do sistema, evita a proliferação de vetores de doenças e evita problemas de entupimento (SALATI et al., 2003; VYMAZAL, 2010). Apesar disso, há estudos com macrófitas que cobrem entre 80 % (HENRY-SILVA & CAMARGO, 2008; HENARES & CAMARGO, 2013) e 100% do leito com as plantas (WANG et al., 2018). Vymazal (2010) cita que macrófitas emergentes geralmente cobrem mais de 50% do leito, mas não apresenta estes dados para as macrófitas flutuantes. Benassi et al. (2018) recomendam que as macrófitas aquáticas ocupem inicialmente apenas 50% da área superficial do leito de WCFHS. Contudo, a cobertura padrão de macrófitas depende da heteregeneidade espacial e temporal dos ecossistemas aquáticos (JEFFRIES, 2008).

Vymazal (2010) também afirma que a temperatura do entorno é um fator que interfere na eficácia do sistema de *wetlands* construídas, ou seja, em baixas temperaturas há menos incorporação de contaminantes na biomassa da plantas, enquanto que, em temperaturas mais altas o processo se torna mais eficiente. Assim, temperaturas baixas interferem na fotossíntese das plantas e o seu desenvolvimento diminui, de modo a se anular em temperaturas abaixo de 10 °C (REDDY, 1983). A temperatura ideal, em clima temperado, varia entre 21°C e 30°C de

acordo com Kawai & Grieco (1983), entre 28°C e 30°C por Romitelli (1983) e na faixa de 25 a 30°C por Zágová et al. (1994).

3.7.6. Mecanismos de remoção de poluentes em wetlands construídas

Retenção e remoção de fósforo

Os mecanismos que retêm e removem fósforo em *wetlands* construídas são: adsorção, precipitação, sedimentação e absorção por plantas e micro-organismos. A adsorção e a precipitação se destacam na remoção de fósforo nestes sistemas de tratamento, enquanto a absorção pelas plantas e micro-organismos desempenha um papel menor na sua retenção e remoção. Este fato se deve à pequena porcentagem de absorção por estes materiais suporte frente à elevada concentração de fósforo nos efluentes previamente tratados das ETEs (VYMAZAL & KROPFELOVÁ, 2008).

Entretanto, Saeed & Sun (2012) e Mello (2016) afirmam que a poda periódica das plantas pode melhorar a remoção de nutrientes em *wetlands* construídas, já que estas assimilam o fósforo em seu tecido temporariamente, durante o seu crescimento. Assim, manter as plantas jovens no sistema é benéfico para aumentar a eficiência de retenção e remoção de fósforo do efluente. Caso contrário, os sítios ativos do meio suporte ficam saturados, inibindo a incorporação do nutriente na biomassa da plantas.

• Remoção e transformação de nitrogênio

Em *wetlands* construídas, a remoção de nitrogênio ocorre por meio de processos físico - químicos e biológicos como: amonificação, volatização, nitrificação, desnitrificação, oxidação anaeróbia (Anammox), adsorção pelo material suporte e absorção pelas plantas. De acordo com Mesquita et al. (2017), a retenção, transformação e eliminação das formas nitrogenadas em *wetlands* construídas se devem, principalmente, pelo processo de amonificação seguido de nitrificação e desnitrificação.

O processo de amonificação ocorre com a trasformação do nitrogênio orgânico em inorgânico (prioritariamente a nitrogênio amoniacal), por ação de bactérias durante a degradação da matéria orgânica (VAN HAANDEL & MARAIS, 1999; VON SPERLING, 2017). Esta etapa depende do pH (ideal entre 6,5 e 8,5), temperatura do ar (ideal entre 40 °C e 60 °C), razão carbono/nitrogênio (C/N) e da disponibilidade de nutrientes no sistema (SEZERINO, 2006).

O processo de nitrificação ocorre pela ação de bactérias autotróficas nitrificantes, as quais oxidam o nitrogênio amoniacal (NH₃) em nitrito (NO₂) pelas bactérias do gênero Nitrosomona; e depois em nitrato (NO₃), pelas bactérias do gênero Nitrobacter (MELLO, 2016). Esta etapa é influenciada pela temperatura, fonte de carbono inorgânico, população microbiológica, oxigênio dissolvido, amônia disponível e pH (ideal entre 7,5 e 8,5) (MELLO, 2016). Ressalta-se que as taxas de nitrificação declinam a partir do valor de pH igual a 6,8 e tendem a cessar em pH abaixo de 6 (METCALF & EDDY, 2015).

Além da nitrificação, têm-se o processo de desnitrificação por bactérias heterotróficas facultativas (*Pseudomonas*), o qual se baseia na redução do nitrato a óxido nítrico, óxido nitroso e, por fim, a nitrogênio gasoso, o qual é liberado para a atmosfera (PELISSARI, 2017). Este processo pode ser dependente da presença de carbono biodegradável e da concentração de oxigênio dissolvido no meio.

Ainda, o nitrogênio pode ser removido pela absorção das raízes das plantas e no material suporte, mas deve-se ter o cuidado de manejar as plantas periodicamente para não haver a dessorção do nutriente de volta ao efluente.

Remoção de matéria orgânica

A remoção de matéria orgânica carbonácea em *wetlands* construídas pode ocorrer por mecanismos físicos, como a sedimentação; ou bioquímicos, como a absorção pelas macrófitas aquáticas ou degradação microbiológica. A sua quantificação pode ser dada em termos de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_{5,20}), Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Carbono Total (CT), o qual consiste em Carbono Orgânico (CO) e Inorgânico (CI). De acordo com Celis (2015), a maior parte da remoção da matéria orgânica é na degradação aeróbia por micro-organismos, principalmente bactérias, que estão aderidas ao meio suporte e às raízes das macrófitas.

3.7.7. Fitotoxicidade em wetlands construídas

Apesar das macrófitas aquáticas manifestarem ampla resistência a ambientes poluídos, estas apresentam limites de tolerância em ambientes com elevadas concentrações de amônio, fósforo, metais pesados, sais e ácidos orgânicos presentes em efluentes industriais, agrícolas e domésticos (BENASSI et al., 2018). Desta maneira, é de extrema importância a avaliação da toxicidade do efluente.

Os testes de toxicidade, por sua vez, são análises complementares à avaliação da qualidade da água e da carga poluidora. Tais testes são considerados como alternativa rápida e de baixo custo para avaliar a toxicidade de compostos presentes no esgoto (BELO, 2011). Um dos organismos utilizados para estes bioensaios é a *Sinapis alba*, da família *Brassicaceae*, também conhecida como mostarda (PAULA, 2016). Esta é amplamente utilizada como bioindicadora e comumente usada na alimentação humana e na medicina (PAULA, 2016)

Nos primeiros dias de desenvolvimento das plântulas da semente, ocorrem diversos processos fisiológicos, os quais podem ser comprometidos pela presença de toxinas. No bioensaio, os parâmetros de análise são o crescimento da radícula e do hipocótilo indicando a capacidade da plântula de se estabelecer e se desenvolver (ROCHA, 2017). Assim, a partir da germinação das sementes, é possível avaliar a toxicidade da amostra líquida de acordo com as qualificações dos níveis de fitotoxicidade propostas por Belo (2011).

3.7.8. Estudos sobre wetlands construídas

Os estudos sobre *wetlands* construídas, abrangendo todas as configurações de tratamento, têm aumentado durante os anos. Nos últimos cinco anos (2013 - 2018) houve mais de 600 trabalhos publicados em cada ano na temática no mundo (Scopus®, 2019). A Figura 8 apresenta a evolução do número de publicações sobre *wetlands* construídas no período entre 1975 a 2018 corrigido pelo aumento da ciência. Para tanto, dividiu-se o valor total de artigos publicados por ano sobre WC pelo valor total de artigos publicados por ano sobre todas as temáticas.

Figura 8. Evolução do número de publicações sobre *wetlands* construídas no período entre 1975 a 2018 corrigido pelo aumento da ciência.



Fonte: Autoral; Base de dados: Scopus® (2019).

Ainda, o Relatório Mundial das Nações Unidas sobre o Desenvolvimento dos Recursos Hídricos (*World Water Development Report* – WWDR) apresenta os sistemas naturais, como as *wetlands* construídas, como as soluções mais acessíveis, de baixo custo e de eficiência reconhecida para solucionar os problemas relacionados à falta de tratamento de esgotos (UNESCO, 2018). Deste modo, este tipo de tratamento alternativo de esgoto está ganhando cada vez mais visibilidade e pesquisa.

A configuração de WC mais eficiente na remoção de fósforo total é a *wetland* **construída de fluxo horizontal superficial (WCFHS)** (Machado et al., 2017). Dentre os trabalhos sobre WCFHS, o de Kawai & Grieco (1983) estudaram a eficiência desse sistema de tratamento povoado com *E. crassipes* para o tratamento de esgoto doméstico da Estação Experimental de Tratamento de Esgotos do Caxingui da Cetesb, localizada em São Paulo. Foram obtidas remoções de 52 % de nitrogênio total e 58 % de fósforo total, com TAS de 0,06 m³ m⁻² d⁻¹, em TDH de 10 dias entre dezembro e janeiro. Já para TDH de 2,5 dias, obtiveram remoções menores, com 12% de nitrogênio e 14% de fósforo com TAS de 0,2 m³ m⁻² d⁻¹ entre abril e maio. Este resultado é referente ao sistema piloto com 0,6 m de profundidade, o qual apresentou eficiências superiores de remoção dos nutrientes em comparação com o alagado construído de 1,0 m de profundidade.

Tripathi e Upadhyay (2003) também estudaram a aplicação da *E. crassipes* em WCFHS para a remoção de nutrientes em efluentes de laticínios na Índia, país com clima tropical. Os autores alcançaram reduções de 72 % de nitrogênio e 63 % de fósforo com o tempo de detenção hidráulico de 56 dias (TAS = 0,01 m³ m⁻² d⁻¹). Combinando a atuação da *E. crassipes* com a espécie *L. minor*, a eficiência foi maior, com reduções de 79 % de nitrogênio e 69 % de fósforo.

Silva e Camargo (2008) avaliaram a eficiência de um sistema piloto de WCFHS compostos de duas espécies de macrófitas aquáticas flutuantes (*E. crassipes* e *Pistia stratiotes*) na remoção de PT e turbidez em efluentes gerados por um viveiro de manutenção de reprodutores de camarões-canela (*Macrobrachium amazonicum*) no Brasil (clima tropical). O sistema de tratamento foi constituído por 12 tanques de tratamento (*E. crassipes*; *P. stratiotes*; *E. crassipes* + *P. stratiotes*; e *P. stratiotes* + *E. crassipes*, com n=3) e 3 tanques sem plantas, operou com TDH de aproximadamente 17 horas e o TAS do sistema foi de 1,13 m³ m⁻² d⁻¹. As remoções de PT foram de: 42 %, 72 %, 70 %, 73 % e 72 % para os tanques Controle; *E. crassipes*; *P. stratiotes*; *E. crassipes* + *P. stratiotes*; e *R. stratio*

Ainda no Brasil, Henares & Camargo (2013) estudaram a influência de WCFHS povoadas com *E. crassipes* e *S. molesta* na remoção de nutrientes (PT, P-PO₄³⁻, NT e NKT). O

sistema piloto de tratamento foi constituído por 9 tanques de tratamento (*E.crassipes*; *S. molesta*; *E. crassipes* + *S. molesta*, com n=3) e operou com TDH de 12 horas. Os resultados alcançados neste trabalho mostraram que o tanque que apresentou as maiores remoções foi aquele povoado apenas com *E. crassipes* (44, 44, 46 e 44% de remoção de PT, P-PO₄³, NKT e NT, respectivamente) com TAS de 1,6 m³ m⁻² d⁻¹. Enquanto as demais configurações alcançaram, no máximo, 27 % de P-PO₄³⁻, 23 % de NT e 34 % de NKT. Esses estudos mostraram que as macrófitas aquáticas flutuantes, principalmente a *E. crassipes*, foram eficientes na remoção de nutrientes e turbidez dos efluentes do viveiro de criação de camarões.

Vymazal e Březinová (2018) e Kill et al. (2018) avaliaram sistemas de tratamento de WCFHS na remoção de nutrientes e matéria orgânica de efluentes agrícolas em escala real. O estudo de Vymazal e Březinová (2018), realizado na República Checa (clima temperado), utilizou o sistema de WC cultivadas com as macrófitas aquáticas emergentes *Phragmites australis*, *Typha latifólia* e *Glyceria máxima*. O estudo teve duração de 2 anos e alcançou remoções de 52 % de PT; 46 % de NT; 52 % de N-NO₃; 48 % de DBO_{5,20}; 45 % de COD; e 81 % de SST. Já o trabalho de Kill et al. (2018) foi realizado na Estônia, com clima temperado, utilizou a macrófita aquática *Typha latifolia*, operou o sistema pelo período de 10 meses e TDH de 4 dias. Entretanto, o sistema não alcançou as remoções esperadas. As reduções encontradas foram de apenas 14 % de PT; 14 % de P-PO₄³⁻; 20 % de NT; 29 % de N-NO₃ e 12 % de COD com TAS de 0,4 m³ m⁻² d⁻¹. Como justificativa, os autores citaram que o clima temperado dificultou a aclimatação do sistema, mesmo que este tenha ficado se estabelecendo pelo período de 2 anos.

Paulo et al. (2009) estudaram WCFHS cultivadas com plantas emergentes (*Heliconia psittacorum*, *Cyperus isocladus* e *Canna sp*), enraizadas em cascalho fino para o tratamento de água cinza no Brasil (clima tropical). Este sistema operou durante 5 meses com TDH de 3 dias e TAS de 0,1 m³ m⁻² d⁻¹. O estudo apresentou desvio padrão alto e alcançou 8 ± 50 % de remoção de P-PO₄³⁻; 41 ± 26 % de NT; 22 ± 71 % de N-NH₃; 54 ± 38 % de N-NO₃; 55 ± 35 % de DBO_{5,20}; 44 ± 33 % de COD; 55 ± 39 % de turbidez e 57 ± 27 % de SST.

Em geral, os sistemas de WCFHS estudados nesta revisão apresentaram remoção média de PT de 57 %; P-PO₄³⁻ de 23 %, NT de 49 %, DBO_{5,20} de 55 % e turbidez de 74 %. A máxima remoção de PT foi de 73 % e a mínima de 14 %; P-PO₄³⁻ máxima de 44 % e mínima de 8 %; NT máxima de 79 % e mínima de 12 %; DBO_{5,20} máxima de 55 % e mínima de 48 % e turbidez com máxima de 82 % e mínima de 55 %. Quando se compara esta revisão de WCFHS com o estudo de revisão de trabalhos com *wetlands* construídas no Brasil de Machado et al. (2017),

nota-se que as médias de remoção encontradas foram distintas. Para esta configuração (WCFHS), os autores encontraram que as médias de remoção foram: PT 85%; NT < 10,0%; DBO 31,0 % e DQO < 20,0 %. Entretanto, os valores convergem pelo fato de terem sido revisados trabalhos e localidades diferentes.

Notou-se que os TDHs de WCFHs variaram bastante entre os trabalhos estudados. Autores afirmam que o desempenho das WCs depende do Tempo de Detenção Hidráulico (TDH) do sistema, já que este é considerado um dos principais fatores de controle operacional para melhorar a eficiência do tratamento de WCs (JING et al., 2002, TAO et al., 2006, WU et al., 2006, CHOUDHARY et al., 2011). Portanto, se mostra relevante o estudo do tempo de detenção ideal para o sistema de tratamento, levando-se em consideração que a remoção de nutrientes e poluentes depende de diversos fatores, tais como: as condições físico-químicas da água, concentração de nutrientes/poluentes no corpo d'água, as características da plantas aquática e da temperatura do entorno (VYMAZAL, 2010, ÇAKIR et al., 2015; GUPTA et al., 2015; REZANIA et al., 2016).

Como exemplo da influência da temperatura do entorno, Yuan et al. (2016) estudaram a influência da sazonalidade em *wetlands* construídas povoadas com *E. crassipes* com TDH de 2 dias. O estudo foi realizado na cidade de Guangzhou, na província de Guangdong, China (clima subtropical). Neste estudo, foi observado que a concentração de poluentes de águas residuais aumentou à medida que a temperatura diminuiu do verão para o inverno. Gwenaelle et al. (2001) estudando os alagados construídos na parte norte da bacia de drenagem de Coe[¬]t Dan, aproximadamente 70 km a sudoeste de Rennes na Bretanha, França (ambiente temperado), também comprovaram a influência da sazonalidade sobre a remoção de poluentes e também sobre os metais pesados pela *E. crassipes*.

As *wetlands* construídas de fluxo horizontal subsuperficial (WCFHSS) são eficientes na remoção de matéria orgânica (Machado et al., 2017). Zúñiga, Zurita e Barrios (2016), Sanchez et al. (2018) e Wang et al. (2018) estudaram a eficiência de remoção de matéria orgânica de efluentes em WCFHSS. Zúñiga, Zurita e Barrios (2016) operaram um sistema piloto de tratamento de esgoto composto por WCFHSS povoados com *Cyperus papyrus* e outras plantas ornamentais, enraizadas em cascalho, durante o período de 220 dias para o tratamento de esgoto doméstico. O experimento foi realizado no México, com clima tropical equatorial, com TDH de 4,5 dias e TAS de 0,13 m³ m⁻² d⁻¹. Foram analisados os parâmetros P-PO₄³⁻, N-NH₃, DBO_{5,20} e DQO e as reduções médias encontradas foram de 33 %, 77 %, 56 %, 46 %, respectivamente. Wang et al. (2018) também avaliaram esta configuração para a remoção de nutrientes e matéria orgânica (PT, NT e COD) com as espécies *Canna indica* e *Thalia dealbata* enraizadas no cascalho. O estudo foi realizado na China, país de clima tropical e subtropical úmido, e contemplou 11 meses de duração. O sistema piloto alcançou remoções de 28 % de PT, 32 % de NT e 73 % de COD com TDH de 1,5 dias e TAS de 0,3 m³ m⁻² d⁻¹.

O estudo de Sanchez et al. (2018) abordou a avaliação da eficiência de WCFHSS na remoção de matéria orgânica (DBO_{5,20}), cor e turbidez. O experimento foi desenvolvido na estação de tratamento de esgoto de Arujá – SP pelo período de 3 meses. O sistema de WCFHSS foi alocado logo após o tratamento preliminar e operou como sistema secundário de tratamento de esgotos. O sistema testou três configurações com diferentes disposições das macrófitas aquáticas (*Eleocharis sp*; *Typha sp*; *Eleocharis sp* + *Typha sp*.) e um tanque sem plantas com brita como material suporte. Todos os tanques tiveram TDH variando entre 2,9 e 4,5 dias (média de 3,7 dias) e TAS de 0,2 m³ m⁻² d⁻¹. As eficiências de remoção alcançadas foram: 94 %, 92 %, 91% e 93 % de DBO_{5,20}, 71 % 55%, 49 % e 70 % de cor aparente e 77 %, 55 %, 43 % e 68% de turbidez para *Eleocharis sp*; *Typha sp*; *Eleocharis sp* + *Typha sp* e tanque sem plantas, respectivamente. Neste estudo, foi possível observar que o tanque sem plantas apresentou eficiência média de remoção similar ou superior aos tanques com plantas, sugerindo que o material suporte teve mais influência no tratamento do que as macrófitas aquáticas.

No geral, os sistemas de WCFHSS estudados nesta revisão apresentaram remoção média de 92 % de DBO_{5,20}, 58 % de cor e 58 % de turbidez. Foram encontrados valores de remoção de 28 % de PT; 33 % de P-PO₄³⁻; 32 % de NT; 77 % de N-NH₃; 46 % de DQO e 73 % de COD. Notou-se que esta configuração opera satisfatoriamente na remoção de DBO_{5,20} pois obtiveram-se médias acima de 90 %. O estudo de revisão de Machado et al. (2017) encontrou médias de remoção de 52 % de PT, 30% de NT, 82 % de DBO_{5,20} e 77 % de DQO.

Já a configuração de WC mais indicada para a conversão de nitrogênio, de acordo com Machado et al. (2017) é a de **fluxo vertical subsuperficial (WCFVSS)**. Al-Isawi, Ray & Scholz (2017) analisaram a eficiência de um sistema piloto de WCFVSS povoado com *Phragmites australis* na remoção de nutrientes, matéria orgânica, turbidez e SSTs em esgoto doméstico na Inglaterra (clima temperado marítimo). O estudo teve duração de quatro anos e quatro meses, o TDH do sistema foi de 3 dias e a TAS de 0,2 m³ m⁻² d⁻¹. As eficiências alcançadas foram de 60 % de P-PO₄³⁻, 80 % de N-NH₃, 24 % de N-NO₃, 75 % de DBO_{5,20}, 63 % de DQO, 91 % de turbidez e 91 % de SST.

Wang et al. (2018) analisaram a remoção de PT, NT e COT em esgoto doméstico por WCFVSS cultivadas com *Canna indica* e *Thalia dealbata* enraizadas em cascalho. O sistema, localizado na China com clima tropical e subtropical úmido, operou por 11 meses com TDH de 0,02 dias e TAS de 0,003 m³ m⁻² d⁻¹ e alcançou remoções de 45 % de PT, 26 % de NT e 79 % COT.

Lima et al. (2018) e Paulo et al. (2009) estudaram WCFVSS no Brasil, com clima subtropical e tropical, respectivamente. Lima et al. (2018) analisaram microcosmos de WCFVSS compostos por *E. crassipes* enraizadas em três tipos de material suporte (cascalho, argila expandida leve e brita) na remoção de PT, NKT e DQO de esgoto sintético. O estudo teve duração de 296 dias, TDH de 2,5 dias e TAS de 0,2 m³ m⁻² d⁻¹. As remoções de PT variaram de 18 % a 71 %, NKT variou de 19 % a 47 % e COT de 55 % a 73 %, sendo maior onde utilizou-se brita como substrato. Assim, neste estudo, a brita se mostrou o melhor material suporte para a remoção de poluentes. Paulo et al. (2009), em seu estudo de 5 meses sobre WCFVSS cultivadas com *Arundina bambusifolia* e *Alpinia purpurata* enraizadas em cascalho fino, operando com TDH de 3 dias e TAS de 0,22 m³ m⁻² d⁻¹, alcançou reduções médias de 55 % de P-PO4³⁻, 68 % de NT, 60 % de N-NH3, 60 % de N-NO3, 86 % de DBO_{5,20}, 74 % de COT, 77 % de turbidez e 81 % de SST.

Nesta revisão, os sistemas de WCFVSS apresentaram remoção média de PT de 40 %, 57 % de P-PO₄³⁻, 46 % de NT, 29 % de NKT, 70 % de N-NH₃, 42 % de N-NO₃, 81 % de DBO_{5,20}, 63 % de DQO, 77 % de COT, 84 % de turbidez e 86 % de SST. Notou-se que esta configuração opera satisfatoriamente na remoção da série nitrogênio, matéria orgânica, turbidez e SST. O estudo de revisão de Machado et al. (2017) encontrou médias de 60 % de remoção para PT, 45 % para NT, 59 % para DBO_{5,20} e 64 % para DQO.

Os **sistemas híbridos** são utilizados quando há a necessidade de unir as características de diferentes configurações de WC para amplificar a eficiência do tratamento do efluente. Vymazal e Kröpfelová (2015) estudaram o sistema híbrido de WC composto pelo fluxo horizontal subsuperficial (FHSS) e vertical subsuperficial (FVSS) para melhorar a eficiência de remoção de nitrogênio de esgoto municipal. O experimento piloto foi realizado na República Checa, com clima temperado, durante 19 meses e alcançou reduções de 30 % de PT, 80 % de NT, 89 % de N-NH₃, de 93 % de DBO_{5,20}, 84 % de COT e 96 % de SST. A TAS foi de 0,5 m³ m⁻² d⁻¹ para FHSS e 0,06 m³ m⁻² d⁻¹ para FVSS. Bueno et al. (2015) avaliou a eficiência de WC híbrido (FVSS seguido de FHSS) povoado com macrófitas emergentes no tratamento de esgoto sanitário. Este sistema híbrido, de TDH de 3 horas e TAS de 0,003 m³ m⁻² d⁻¹, apresentou altas remoções de matéria orgânica, com remoção média de DQO de 87 %; e remoção de NKT de 48 % e de PT de 68 %. A Tabela 2 apresenta, de maneira resumida, os trabalhos estudados sobre WC em diversas configurações.

	Fonte doMaterialTDHTempoPaís/Remoção (%)																				
Tipo WC	Escala	Afluente	Macrófita	Suporte	(dias)	$(m^3 m^{-2} d^{-1})$	de Estudo	Clima	РТ	P-PO ₄ ³⁻	NT	NKT	N-NH3	N-NO ₃	DBO 5,20	DQO	COD ou COT	Cor Aparente	Turb.	SST	Referência
			E. crassipes	-	0,5	1,60			43,6	44,4	46,0	43,7	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Piloto	Viveiro de Camarao- da-malásia	E. crassipes + S. molesta	-	0,5	1,60	50 dias	Brasil/ Tropical	-	26,7	23,0	33,7	-	-	-	-	-	-	-	-	Henares & Camargo (2013)
			S. molesta	-	0,5	1,60		chuvoso	-	23,8	19,8	30,9	-	-	-	-	-	-	-	-	· · · ·
			E. crassipes	-	0,7	1,13			71,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	80,2	-	
	D'I /	Viveiro de	E. crassipes + P. stratiotes	-	0,7	1,13	-	Brasil/	72,5	-	-	-		-	-	-	-	-	79,8	-	Silva &
	Piloto	canela	P. stratiotes + E. crassipes	-	0,7	1,13	5 meses	chuvoso	72,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	81,5	-	(2008)
			P. stratiotes	-	0,7	1,13			69,9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	75,2	-	
	Real	Agrícola	Phragmites australis + Typha latifolia + Glyceria maxima	-	-	-	2 anos	República Checa/ Temperado	52,0*	-	45,5 *	-	-	51,8*	47,6*	-	44,7*	-	-	81,0*	Vymazal & Březinová (2018)
	Real	Agrícola	Typha latifolia	-	4,0	0,38	10 meses	Estônia/ Temperado	14,4	14,3	20,0	-	-	29,0	-	-	12,4	-	-	-	Kill et al. (2018)
FHS	Piloto	Esgoto doméstico	E. crassipes	-	10,0	0,06	1 ano	Brasil/ Tropical	58,0	-	52,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Kawai e Grieco (1983)
					2,5	0,24		enavoso	14,0	-	12,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
			E. crassipes	-	56,0	0,01			63,2	-	72,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
			L. minor		56,0	0,01			56,3	-	60,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
			A. pinnata		56,0	0,01			58,8	-	62,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Submicro cosmo	Laticínios	E. crassipes + L. minor		56,0	0,01	56 dias	Índia/ Tropical	69,4	-	78,8	-		-	-	-	-	-	-	-	Tripathi & Upadhyay (2003)
			E. crassipes + Azolla pinnata		56,0	0,01			66,7	-	74,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(2000)
			L. minor + Azolla pinnata	-	56,0	0,01			68,7	-	70,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Piloto	Água cinza	Heliconia psittacorum , Cyperus isocladus e Canna sp	Cascalho fino	3,0	0,13	5 meses	Brasil/ Tropical	-	8,0	41,0	-	22,0	54,0	55,0	-	44,0	-	55	57	Paulo et al. (2009)

Tabela 2. Resumo dos trabalhos sobre tratamento de efluentes em *wetlands* construídas.

Tabela 2 (continuação). Resumo dos trabalhos sobre tratamento de efluentes em wetlands construídas.

		Forto do		Matarial TDU		TAC	Tempo	Doás/	Remoção (%)												
Tipo WC	Escala	Afluente	Macrófita	Suporte	(dias)	$(m^3 m^{-2} d^{-1})$	de Estudo	Clima	РТ	P-PO ₄ ³⁻	NT	NKT	N-NH ₃	N-NO3	DBO 5,20	DQO	COD ou COT	Cor Aparente	Turb.	SST	Referência
	Piloto	Esgoto doméstico	<i>Cyperus</i> <i>papyrus</i> + outras plantas ornamentais	Cascalho	4,5**	0,13	220 dias	México/ Tropical Equatorial	-	32,9*	-	-	76,6*	-	56,3*	45,7*	-	-	-	-	Zúñiga, Zurita & Barrios (2016)
FHSS	Piloto	Esgoto doméstico	Canna indica + Thalia dealbata	Cascalho	1,5	0,28	11 meses	China/ Tropical e Subtropical úmido	27,8	-	31,9	-	-	-	-	-	72,6	-	-	-	Wang et al. (2018)
			Eleocharis sp		3,7	0,19		Dread1/	-	-	-	-	-	-	94,0	-	-	71,0	77,0	-	
	Piloto	Esgoto	<i>Typha</i> sp.	Brita	3,7	0,19	3 meses	Tropical	-	-	-	-	-	-	92,0	-	-	55,0	55,0	-	Sanchez et
		municipal	<i>Typha</i> sp. E Eleocharis sp		3,7	0,19		chuvoso	-	-	-	-	-	-	91,0	-	-	49,0	43,0	-	al. (2018)
	Piloto	Esgoto doméstico	Phragmites australis	-	3,0	0,20	4 anos e 4 meses	Inglaterra/ Temperado marítimo	-	59,8	-	-	79,6	23,7	74,9	62,8	-	-	91,3	91,3	Al-Isawi, Ray & Scholz (2017)
	Piloto	Esgoto doméstico	Canna indica + Thalia dealbata	Cascalho	0,02	0,003	11 meses	China/ Tropical e Subtropical úmido	45,0	-	23,6	-	-	-	-	-	79,3	-	-	-	Wang et al. (2018)
FVSS				Cascalho	2,5	0,16			26,0	-	-	21,0	-	-	-	60,0	-	-	-	-	
	Microcos mo	Esgoto sintético	E. crassipes	Argila expandida leve	2,5	0,16	296 dias	Brasil/ Subtropical	18,0	-	-	19,0	-	-	-	55,0	-	-	-	-	Lima et al. (2018)
				Brita	2,5	0,16			71,0	-	-	47,0	-	-	-	73,0	-	-	-	-	
	Piloto	Água cinza	Arundina bambusifolia e Alpinia purpurata	Cascalho fino	3,0	0,22	5 meses	Brasil/ Tropical	-	55,0	68,0	-	60,0	60,0	86,0	-	74,0	-	77,0	81,0	Paulo et al. (2009)
FHSS e FVSS	Piloto	Esgoto doméstico	5 espécies Emergentes (não especificadas)	Brita e pedra britada n°1 e n° 2	0,13	0,003	14 semanas	Brasil/ Clima Tropical	68,0	-	-	48,0	-	-	-	87,0	-	-	95,9	99,6	Bueno et al. (2015)
FHSS e FVSS	Piloto	Esgoto municipal	FVSS: Phragmites australis FHSS: Phalaris arundinacea	-	-	FVSS: 0,45 FHSS: 0,06	19 meses	República Checa/ Temperado	30,0	-	79,9	-	88,8	-	92,5	-	83,8	-	-	96,0	Vymazal & Kröpfelová (2015)

* Média dos parâmetros ** Médias dos TDHs

Além dos estudos citados anteriormente, as WCs também são conhecidas pela remoção de metais pesados e organismos patogênicos. Yapoga et al. (2013), relatam que a *E. crassipes* apresentou grande capacidade acumulativa de metais pesados, como o (Zn, Cd, Cu e Cr) de efluentes poluídos quando cultivada em tanques plásticos com diâmetro de 60 cm por 15 dias. A remoção máxima no efluente foi observada no décimo dia de ensaio com, aproximadamente, 92%, 62%, 89% e 37% de remoção para o Zn, Cd, Cu e Cr, respectivamente. Os autores ainda relataram que as raízes de *E. crassipes* mostraram-se melhores acumuladoras dos metais do que as folhas.

Maine et al. (2006) também verificaram a eficiência das WCs povoadas com macrófitas aquáticas misturadas no leito (*Pistia stratiotes*, *E. crassipes* e *Salvinia rotundifolia*) na remoção de metais pesados (Cr, Ni e Fe) em efluentes de indústria metalúrgica, localizada em Santo Tomé, na Argentina (clima quente e temperado). Foram testados dois sistemas com escalas diferentes: pequena escala (6,0 m x 3,0 m x 0,4 m; c x l x p) com TDH de 7 dias; e de grande escala (50,0 m x 40,0 m x 1,0 m; c x l x p) com TDH entre 7 e 12 dias. O sistema piloto de pequena e de grande escala reduziram, respectivamente, as concentrações de Cr em 81% e 66%, de Ni em 82% e 86% e de Fe em 67% e 95%. Maine et al. (2006) ainda afirmam que a concentração de OD foi a causa dos diferentes mecanismos de retenção entre as duas escalas de WC estudadas. A WC de escala menor permitiu maior desenvolvimento das macrófitas, e este crescimento extensivo causou depleção do oxigênio. Assim, a remoção de metais nos tanques de menor escala foi devido à sedimentação; enquanto a concentração desses metais pesados na escala maior foi dada pela retenção dos metais na vegetação.

Foram encontrados poucos estudos sobre a remoção de organismos patogênicos, especialmente protozoários por alagados construídos povoados com plantas aquáticas. Quiñónez-Díaz et al. (2016), estudaram a remoção de organismos patogênicos por alagados construídos de fluxo sub-superficial povoados com a macrófita aquática *Typha* em leito arenoso com efluente doméstico. Os autores alcançaram, em média, 90% de remoção dos microrganismos com TDH variando entre 1 e 2 dias. Gersberg et al. (1987), conduziram um estudo de *wetlands* construídas de fluxo sub-superficial com TDH de 5,5 dias e verificaram que as eficiências de remoção dos microrganismos foram maiores com a presença das plantas aquáticas devido à adsorção e filtração pelo seu sistema radicular.

Desta forma, as WCs apresentam amplo espectro de tratamento. Este sistema descentralizado de tratamento de efluentes apresenta-se com potencial de desintoxicar ambientes poluídos ou degradados a partir do uso de macrófitas aquáticas e/ ou material suporte (HAMMER, 1989; KADLEC & KNIGHT, 1996).

4. MATERIAL E MÉTODOS

Esta seção apresenta o material e os métodos utilizados para o desenvolvimento deste estudo. A ideia central do estudo, por sua vez, foi proporcionar um tratamento complementar de esgotos com cargas elevadas de nutrientes, em especial o fósforo, advindo de ETE para a mitigação do processo de eutrofização dos corpos d'água receptores. Desta maneira, esta seção fornece as informações necessárias para a implantasção, operação e manutenção do sistema piloto; assim como as análises laboratorias dos parâmetros físico-químicos da fase líquida e sólida; e ferramentas para a análise estatística dos resultados.

4.1. Área de estudo

O experimento foi desenvolvido nas dependências da Fundação Parque Zoológico de São Paulo (FPZSP), a qual está situada no município de São Paulo, entre a latitude 23.651 S e longitude -46.623 S, na Unidade de Conservação Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI), um importante remanescente de Mata Atlântica no país que ocupa área de, aproximadamente, 900.000 m² (SMA, 2014). Destaca-se que neste local nasce o Córrego Ipiranga, o qual, na sequência, deságua no rio Tamanduateí e, por conseguinte, no Rio Tietê. A Figura 9 apresenta a localização do PEFI, da FPZSP e do local do experimento.

A Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) da FPZSP está em operação desde 2007 e realiza o tratamento de todo o esgoto gerado no parque. A ETE opera com vazão média de 16,6 L h⁻¹ e vazão máxima de 23,0 L h⁻¹ (dados obtidos em 2015). O tratamento do esgoto gerado na FPZSP é composto das seguintes etapas de tratamento: **Tratamento preliminar:** gradeamento e caixa de areia; **Tratamento secundário:** lodos ativados por batelada. A fase líquida é encaminhada para o Lago São Francisco. Já o que se refere à fase sólida, a parte retida nas grades vai para aterro sanitário e a do decantador, segue para os leitos de secagem.

Atualmente, após a secagem da fase sólida, esta é acumulada em área reservada na Unidade de Produção de Composto Orgânico (UPCO), pois a FPZSP está em trâmite para a execução do "Plano Agronômico". Este plano prevê a destinação final da fase sólida à Divisão de Produção Rural (DPR), localizada em Araçoiaba da Serra – SP, de acordo com a Resolução do CONAMA 375/06 (BRASIL, 2006), a qual define os critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos gerados em ETEs e seus produtos derivados.

A Figura 10 apresenta o fluxograma do sistema de tratamento de esgoto da ETE e a Tabela 3 a caracterização físico-química mais recente dos efluentes bruto e tratado pela ETE da FPZSP.

Figura 9. (a) Localização da Fundação Parque Zoológico de São Paulo (FPZSP) no município de São Paulo; (b) Localização da FPZSP no Parque Estadual Fontes do Ipiranga (PEFI); (c) Localização da ETE, ETAR, o local do experimento e os lagos das Antas e São Francisco.



Fonte: Autoral.



Figura 10. Fluxograma da estação de tratamento de esgoto (ETE) da Fundação Parque Zoológico de São Paulo.

Fonte: Autoral.

Tabela 3. Características físico-qu	uímicas dos efluentes bruto e tratado	pela ETE da FPZSP e l	limites aceitáveis as diferenç	cas classes de ambientes a	quáticos lênticos de água doce
1					

Donômotro	Unidada	Efluorto Druto	Efluente tretede	Data da anasia	Lir	nite de lançan	nento	Limite aceitável		
Parametro	Unidade	Elluente bruto	Enuente tratado	Data do ensalo	Brasil◊	EUA°	China •	Classe 1*	Classe 4*	
pН	U pH	$7,5 \pm 0,02$	$7,4 \pm 0,02$	11/04/2016	5,0 a 9,0	5,0 a 9,0	s.d.	5,0 a 9,0	5,0 a 9,0	
Temperatura	°C	23,5	25,0	11/04/2016	< 40,0	40,0	s.d.	< 40,0	< 40,0	
Sólidos Sedimentáveis	mL L ⁻¹	$20,0\pm4,7$	<0,1	16/04/2016	≤1,0	35,0 [‡]	35,0*	≤1,0	≤1,0	
Fósforo Total	mg L ⁻¹	s.d.	0,5	13/09/2016	s.d.	1,0	1,0 ou redução de 80 %	0,02#	s.d.	
Nitrito	mg L ⁻¹	s.d.	0,2	17/08/2016	s.d.	1,0	10.0* ou raduaão	1,0	1,0	
Nitrato	mg L ⁻¹	s.d.	1,4	17/08/2016	s.d.	10,0	10,0* Ou redução	10,0	10,0	
Amônia	mg L ⁻¹	s.d.	1,1	17/08/2016	s.d.	1,0	ue /0 a 80 %	0,5	0,5	
DBO 5,20	mg L ⁻¹	s.d.	$32,8 \pm 1,0$	26/01/2016	60,0 ou redução de 80%	40,0	25,0 ou redução de 70 a 90 %	5,0	60,0 ou redução de 80%	

*Limite aceitável para lançamento de efluente pelo Decreto Estadual 8468/76 Art. 19A (SÃO PAULO, 1976).

[#] Limite aceitável pela Resolução nº 357/2005 do CONAMA (BRASIL, 2005).

^o Limite aceitável pelo artigo 18 do Decreto nº 8.468/1976 (SÃO PAULO, 1977).

[°] Regulação Nº.44.de 2003 de Mauritos (África); e pela norma NR 217/2016 - *Effluent Standards and Limitations for Phosphorus* de Wisconsin - EUA (EPA, 2019).

•Municipal Effluent Disposal Standards de Beijing (China) de 2004.

* Lançamento para a soma de todas as formas de nitrogênio total.

^{\ddagger} Em mg L⁻¹. sd = sem dados.

Fonte: Dados cedidos pela FPZSP, BRASIL (2005).

Como apresentado na Tabela 3 a estação de tratamento de esgoto da FPZSP opera satisfatoriamente para a remoção de alguns poluentes, como os sólidos sedimentáveis e matéria orgânica. Este sistema de tratamento (lodos ativados) pode ser operado para remover P e N, mas com condições específicas. Sabe-se que para a remoção biológica de nitrogênio é necessário a etapa de nitrificação, seguida da etapa da desnitrificação (MESQUITA et al., 2017). Já para a remoção biológica de fósforo, quando os microrganismos sofrem alternância entre condições anaeróbias e aeróbias, alguns deles são induzidos a assimilarem mais fósforo do que o necessário para manutenção do seu metabolismo, de modo que ocorra a remoção do excesso de fósforo no lodo (HENRIQUE et al., 2010). Assim, a remoção de nutrientes pode ser realizada em conjunto com o sistema de lodo ativado através de diversos processos, como o processo Phoredox 3-estágios, Bardenpho 5-estágios e outros. Tais processos consistem em tratar o efluente em estágios distintos (anaeróbio, anóxico e aeróbio) e realizar a recirculação do lodo, promovendo assim, a remoção dos nutrientes. Entretanto, a ETE da FPZSP não opera com tais condições e se mostra ineficaz para a remoção de nutrientes, o que justifica acrescentar etapa específica de tratamento, como a presente proposta.

Vale ressaltar que, de acordo com os dados disponibilizados pela FPZSP das análises físico-químicas realizadas em amostra do lago São Francisco em abril de 2016, os parâmetros que estão acima do limite estabelecido pela Resolução do CONAMA 357/2005 (Art.14 – Classe 1 – Águas doces) são gosto, odor, DBO, OD, coliformes termotolerantes, clorofila-a, cianobactérias, manganês total, ferro total, cloro residual total, fósforo total, nitrogênio amoniacal e tolueno. Como esses poluentes, inclusive metais pesados, estão em desacordo com a Resolução, este estudo optou por realizar teste de toxicidade do efluente para certificar que não há lançamento de efluente tóxico no lago, bem como avaliar a capacidade de diminuição de um possível efeito tóxico pelo sistema de WC, já que pode haver substâncias não previstas (fármacos, por exemplo).

A Figura 11 apresenta o mapa de enquadramento dos corpos d'água receptores da Unidade Hidrográfica de Gerenciamento de Recursos Hídricos 6 (UGRHI 6), a qual engloba 34 municípios da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). Esta região corresponde à área drenada pelo rio Tietê desde suas nascentes em Salesópolis, até a barragem de Rasgão. A área destacada corresponde à região em que a FPZSP está situada.



Figura 11. Mapa de enquadramento dos corpos d'água receptores da UGRHI 6, de acordo com o decreto 10.755/77.

Fonte: Adaptado de CETESB (1977).

Destaca-se que este mapa está de acordo com o Decreto Estadual 10.755/77 (SÃO PAULO, 1977), o qual dispõe sobre o enquadramento dos corpos de água receptores na classificação prevista no Decreto Estadual nº 8.468/76 (SÃO PAULO, 1977). De acordo com o item 1.12 deste Decreto Estadual, todas as localidades que possuem nascentes são enquadradas como Classe 1 (SÃO PAULO, 1977). Assim, como há cerca de 24 nascentes nas delimitações do PEFI, incluindo duas na região da FPZSP (FERNANDES, REIS & CARVALHO, 2002), os corpos d'água do PEFI deveriam ser classificados como Classe 1 da Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005). Entretanto, a FPZSP tem outorga do DAEE para lançamento superficial em corpo hídrico (Portaria DAEE n° 816, de 11 de Março de 2015) e também, Licença de Operação da CETESB para operação da ETE (LO n° 33005881 de 19/09/2014), no qual há a autorização para o lançamento dos efluentes nos lagos. Assim, a classe de enquadramento considerada para o lançamento de efluentes no local é a Classe 4. Nesta classe, as restrições de lançamento de poluentes são menores quando comparadas à Classe 1, de modo que o Lago São Francisco, recinto de diversos animais da FPZSP,

atualmente, recebe cargas elevadas de poluentes e encontra-se bastante degradado e eutrofizado.

4.2. Dimensionamento de sistemas de wetlands construídas

O dimensionamento do sistema piloto de alagados construídos é constituído de algumas etapas. A primeira delas é a escolha do tipo de configuração de WC mais indicada para o tratamento desejado, ou seja, aquela que potencialize a remoção do(s) principal(is) poluente(s). A Tabela4 apresenta a remoção média de poluentes por tipo de configuração de WC de acordo com o estudo de Machado et al. (2017) sobre revisão de *wetlands* construídas no Brasil.

Tabela 4. Eficiências médias obtidas para nitrogênio (N), fósforo (P), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) em sistemas de *wetlands* construídas (WC) de acordo com o tipo de fluxo d'água adotado.

Tipo de WC	Poluente	Remoção Média (%)
	Р	85,0
Wetlands Construídas de	Ν	< 10,0
Fluxo Superficial (WCFS)	DBO	31,0
	DQO	< 20,0
Watlanda Construídos do	Р	51,5
Fluxe Subsuperficial	Ν	30,0
Horizontal (WCEH)	DBO	81,5
Horizontal (WCFH)	DQO	76,5
Watlanda Construídos do	Р	60,0
<i>Wellands</i> Construidas de	Ν	45,0
riuxo subsuperficial vertical	DBO	59,0
$(\mathbf{W}\mathbf{C}\mathbf{F}\mathbf{V})$	DQO	63,5

Fonte: MACHADO et al. (2017).

A ETE da FPZSP não promove a remoção necessária de nutrientes por apresentar um sistema de tratamento secundário voltado à remoção de matéria orgânica. Deste modo, como visto na Tabela 3, as configurações de *wetlands* construídas mais indicadas para o tratamento complementar de efluentes são as de fluxo horizontal superficial (WCFS) e as de fluxo vertical (WCFV). Entretanto, as WCFS são de construção mais simples e, devido ao manejo constante das macrófitas aquáticas flutuantes, permite intensa recuperação de nutrientes. Assim, esta foi a configuração escolhida para este trabalho.

O segundo passo é a caracterização físico-química do esgoto a ser tratado, para a determinação da concentração afluente do principal poluente a ser removido (fósforo total). A FPZSP realiza esta caracterização no efluente bruto e tratado da ETE periodicamente. Desta forma, os dados foram cedidos pela instituição para esta avaliação.

Assim, define-se a eficiência de remoção e a concentração final desejada para o principal poluente que se pretende remover de acordo com a legislação ambiental. A escolha levou em consideração os parâmetros da Classe I (BRASIL, 2005), já que a FPZSP está situada numa Unidade de Conservação. Mas ressalta-se que a FPZSP tem outorga do DAEE e licença de operação da CETESB para lançar o efluente como Classe 4 no Lago São Francisco. Em sequência, determinou-se a vazão média a ser tratada, de acordo a capacidade do sistema piloto no espaço disponibilizado pela coordenação do parque (79 m²).

Estipulou-se três tempos de detenção hidráulica (TDHs) diferentes no estudo (3, 7 e 10 dias) para a avaliação do tempo ideal de deter o efluente no sistema de WC para a remoção de nutrientes, em especial o fósforo. Assim, a partir dos TDHs e do volume dos tanques, foi possível, pela Equação 1, estipular a vazão média do efluente em cada tanque de tratamento.

$$Qm\acute{e}d = rac{V}{TDH}$$
 Equação 1

Onde:

Q_{méd}: Vazão média através do leito (m³ d⁻¹);

V: Volume do leito (m³);

TDH: Tempo de detenção hidráulica (d).

O tempo de detenção hidráulica corresponde ao tempo que o esgoto permanece dentro do sistema em tratamento. Assim, o TDH é um parâmetro que influencia diretamente a eficiência do sistema (CHOUDHARY et al., 2011).

Determinou-se, então, o coeficiente de decaimento do poluente (K_T), que representa o comportamento da remoção do poluente ou contaminante em função da influência causada pela temperatura e pelo tempo. Desta forma, a constante K_T em função da temperatura T (°C) pode ser determinada a partir da Equação 2.

$$K_{T} = K_{20}(\theta)^{(T-20)}$$
 Equação 2

Onde,

K₂₀: Constante de decaimento a 20°C (d⁻¹);

 θ : Coeficiente de temperatura; e

T: Temperatura da *wetland* construída (°C).

Em seguida, definiu-se a altura do nível do esgoto de 0,53 metros. O que está de acordo com a recomendação da *United States Environmental Protection Agency* (USEPA) para

sistemas de *wetlands* construídas. Com os parâmetros citados definidos, foi possível calcular a área superficial (A_s) necessária para a instalação do leito (Equação 3).

$$A_{s} = \frac{Qm \acute{e}d \times ln (Ca/Ce)}{K_{T} \times h}$$
 Equação 3

Onde:

A_s: Área superficial do leito (m²);

 $Q_{méd}$: Vazão média através do leito (m³ d⁻¹);

C_a: Concentração do poluente no afluente - concentração de entrada (mg L⁻¹);

Ce: Concentração do poluente no efluente - concentração de saída (mg L⁻¹);

K_T: Coeficiente de decaimento do poluente (d⁻¹);

h: Altura do nível do esgoto (m).

Com base na área superficial (A_s) calculada, é possível determinar as dimensões (largura e comprimento) do leito. Foram utilizados 6 tanques de 1.000 litros de 1,40 m de comprimento por 1,16 m de largura.

4.3. Seleção, obtenção e manejo da macrófita aquática flutuante

A seleção da espécie de macrófita aquática apropriada para o sistema de tratamento de efluentes escolhido levou em consideração diversos aspectos:

- Principais poluentes que se deseja remover do esgoto;
- Tipo de *wetland* construída utilizada;
- Condições climáticas da região e adaptabilidade da espécie;
- Disponibilidade da plantas no local de implantasção do sistema;
- Características físico-químicas da água residuária a ser tratada.

Deste modo, optou-se por escolher a espécie de macrófita aquática flutuante *E. crassipes* (Figura 12), também conhecida por aguapé, pois esta espécie estava disponível para colheita no Lago das Garças, no Jardim Botânico de São Paulo, localizado ao lado da FPZSP e, consequentemente, estava adaptada ao clima da região.



Figura 12. Macrófita aquática flutuante - Eichhornia crassipes (Aguapé).

Fonte: (a) Katia Sendra Tavares; (b) Autoral.

Além disso, a escolha da espécie levou em consideração o fato da *E. crassipes* ser conhecida por suas propriedades cumulativas de biomassa, por acelerar a ciclagem de nutrientes e por sua elevada capacidade de crescimento vegetativo (VYMAZAL, 2001; MAINE et al., 2006; HENRY-SILVA & CAMARGO, 2006, 2008). Ademais, esta espécie apresenta ampla resistência em águas altamente poluídas com grandes variações de nutrientes, pH, substâncias tóxicas, metais pesados e variações de temperatura (VYMAZAL, 2007; YAPOGA et al., 2013; TING et al., 2018). Estas macrófitas aquáticas podem também agir como barreiras físicas ao material alóctone, ou seja, material advindo de uma fonte que não é natural do lugar em que se encontra (ESTEVES, 2011).

Como orientado por Kawai e Grieco (1983), a colheita e o transporte das plantas para o local do experimento foi realizada com, aproximadamente, 30 dias de antecedência ao início do experimento, período destinado à adaptação biológica das plantas ao novo meio.

Após o período de adaptação, foi mantida entre 50 e 60% da área do tanque coberta com plantas (BENASSI et al., 2018). A determinação da quantidade de biomassa por m² foi realizada semanalmente, bem como a remoção dos indivíduos excedentes. Para tanto, utilizouse uma estrutura quadriculada de dimensões 110 cm x 132 cm, subdividida em 120 unidades de 11 por 11 cm para o controle da área ocupada pelas macrófitas (Figura 13).

Figura 13. Estrutura quadriculada para o controle área superficial ocupada pela biomassa de macrófitas.

Fonte: Autoral.

Vale ressaltar que durante o manejo semanal foram mantidos, preferencialmente, os indivíduos jovens da plantas *E. crassipes* nos tanques de tratamento para a melhor eficiência do sistema, já que é na fase de crescimento que há a maior incorporação dos poluentes (ROMITELLI, 1983). Desse modo, foram removidas as folhas e os indivíduos mais velhos.

Assim, semanalmente, as macrófitas aquáticas foram podadas e o resíduo decorrente da poda foi armazenado em saco plástico e transportado para o Laboratório de Caracterização de Matrizes Ambientais da Universidade Federal do ABC (UFABC) - Santo André para análise de PT e NT.

4.4. Delineamento experimental

O sistema piloto de leitos povoados com macrófitas aquáticas flutuantes foi constituído fundamentalmente por uma bomba centrífuga para recalque do efluente (pertencente ao sistema de tratamento de esgoto da FPZSP); uma caixa d'água de 1.000 L como tanque de equalização de vazão (1,13 m x 1,60 m x 0,76 m de largura, comprimento e altura, respectivamente); seis caixas d'água retangulares de 1.000 L como tanques de tratamento com e sem plantas (1,16 m x 1,40 m x 0,53 m de largura, comprimento e altura, respectivamente); e indivíduos de macrófitas aquáticas flutuantes (*E. crassipes*).

A instalação do sistema piloto de tratamento foi realizada em espaço previamente fornecido pela FPZSP próximo ao Lago São Francisco, ao lado da Estação de Tratamento de

Água de Reuso (ETAR). Esta área apresenta dimensões de 10,0 m de comprimento e 7,9 m de largura, totalizando 79 m². A Figura 14 ilustra a disposição do sistema piloto.

A alimentação do tanque de equalização de vazão foi feita com o efluente proveniente do tratamento secundário (lodos ativados por batelada) da ETE e, em seguida, este foi conduzido aos tanques de tratamento por ação da gravidade através de mangueiras de ¹/₄ de polegada. A Figura 15 mostra as etapas de montagem do sistema piloto de WC.



Figura 14. Desenho esquemático do sistema de tratamento terciário de efluentes da FPZSP com alagados construídos povoado com *E. crassipes* em escala piloto.

LAGO SAU FRANCISCU

P*E PONTO DE COLETA DE ENTRADA P*S PONTO DE COLETA DE SAÍDA ₩ TORNEIRAS DE MANGUEIRAS

ESQUEMÁTICO - SISTEMA DE TRATAMENTO TERCIÁRIO DE EFLUENTES COM ALAGADOS CONSTRUÍDOS

Fonte: Autoral.

Figura 15. Montagem do sistema piloto. (a) Área disponibilizada; (b) Disposição dos tanques de tratamento - 13 de setembro de 2017; (c) Montagem da estrutura e elevação do tanque de equalização - 30 de outubro de 2017; (d) Término da montagem do sistema - 09 de novembro de 2017; (e) Aclimatação do sistema - 13 de dezembro de 2017; (f) Início das coletas - 08 de fevereiro de 2018; (g) Galão para coleta de amostras - 08 de fevereiro de 2018 (h) Sistema piloto.





(b)



(**d**)







(e)

Figura 15 (continuação). Montagem do sistema piloto. (a) Área disponibilizada; (b) Disposição dos tanques de tratamento - 13 de setembro de 2017; (c) Montagem da estrutura e elevação do tanque de equalização - 30 de outubro de 2017; (d) Término da montagem do sistema - 09 de novembro de 2017; (e) Aclimatação do sistema - 13 de dezembro de 2017; (f) Início das coletas - 08 de fevereiro de 2018; (g) Galão para coleta de amostras - 08 de fevereiro de 2018; (h) Sistema piloto.

(**f**)



(**h**)



Fonte: Autoral.

Para regular a vazão para que proporcionasse a maior remoção dos poluentes desejados, foi necessário estudar o TDH ótimo para que houvesse a incorporação ideal dos contaminantes na biomassa da plantas. Os TDHs em estudos sobre WCFHS revisados variam entre 0,5 e 56 dias (KAWAI & GRIECO, 1983; TRIPATHI & UPADHYAY, 2003; SILVA & CAMARGO, 2008; PAULO et al., 2009; HENARES & CAMARGO, 2013; KILL et al., 2017; VYMAZAL & BŘEZINOVÁ, 2018). Desta forma, a fim de se obter os maiores níveis de remoção dos poluentes do efluente, o projeto avaliou o TDH ideal para as condições ambientais específicas do local de estudo. Assim, o experimento, de duração de 10 meses, testou três TDHs do efluente nos alagados construídos: 3 dias, 7 dias e 10 dias. A vazão foi ajustada para cada tanque, semanalmente, com o auxílio de uma proveta e um cronômetro. Foram coletadas, semanalmente, amostras do afluente e do efluente do sistema piloto para a análise de parâmetros, de modo a obter-se uma série de dados ao longo do período estudado. A partir da análise e tratamento estatístico dos dados coletados, foi avaliado o TDH que proporcionou maior eficiência de remoção de poluentes do sistema.

Nesse contexto, a dinâmica do sistema funcionou da seguinte maneira: o efluente da ETE da FPZSP foi recalcado para o tanque de equalização, elevado a aproximadamente 2,0 m. O efluente foi distribuído por gravidade aos tanques de tratamento de 1.000 L, dos quais três deles são sem macrófita aquática (TS3, TS7 e TS10) e três têm cerca de 60 % de sua área ocupada por indivíduos jovens de *E. crassipes* (T3, T7 e T10).

Porém, cada torneira distribuiu o efluente com uma vazão diferente para os alagados construídos, de modo a proporcionar os TDHs estipulados (3, 7 e 10 dias). Vale ressaltar que cada tanque de tratamento tem um tanque sem plantas com o mesmo TDH. O TDH, a TAS e as vazões de entrada de cada tanque são apresentados na Tabela 5. Posteriormente ao tratamento com as macrófitas, o efluente foi lançado no lago São Francisco, que já recebia os efluentes tratados pela ETE a nível secundário e, desse modo, o presente estudo não contribuiu com prejuízos a este ecossistema aquático.

	unques de tratamento e		
Tanque	TDH (d)	TAS $(m^3 m^{-2} d^{-1})$	Vazão (m ³ d ⁻¹)
TS3	3	0,18	0,29
Т3	3	0,18	0,29
TS7	7	0,07	0,12
T7	7	0,07	0,12
TS10	10	0,06	0,08
T10	10	0,06	0,08

 Tabela 5. Tempo de detenção hidráulica (TDH), taxa de aplicação superficial (TAS) e vazão de entrada dos tangues de tratamento do sistema piloto de WCFHS.

Fonte: Autoral.

4.5. Manutenção do sistema

Com o intuito de manter o sistema operando adequadamente, foi necessária a realização de manutenções periódicas. As mangueiras foram desentupidas e limpas periodicamente através da técnica de hidrojateamento; as macrófitas aquáticas foram podadas semanalmente; e as plantas "pragas" que surgiram nos leitos foram removidas manualmente sempre que identificadas. No quinto e no último mês de operação (julho e outubro de 2018), os tanques foram esvaziados e limpos para remoção dos sólidos sedimentados.

4.6. Variáveis meteorológicas

A precipitação, a temperatura e a umidade relativa do ar foram monitoradas juntamente aos parâmetros físico-químicos. Os dados de temperatura do ar (°C) e umidade relativa do ar (%) foram monitorados semanalmente em campo com o auxílio de um termohigrômetro. Além disso, foram obtidas informações de evapotranspiração da água (mm d⁻¹), temperatura do ar (°C) e precipitação (mm d⁻¹) para o período de 1 de janeiro a 31 de outubro, na Estação Meteorológica do Instituto Astronômico e Geofísico da Universidade de São Paulo (IAG USP), situada a cerca de 100 m do local onde foi instalado o sistema de tratamento na FPZSP.

4.7. Coleta de amostras e análises físico-químicas

Aos 09 de fevereiro de 2018, após, aproximadamente, um mês da montagem do experimento (04 de janeiro de 2018), iniciou-se o monitoramento do sistema piloto semanalmente com o intuito de analisar o desempenho do mesmo na remoção de poluentes e a variabilidade dos dados conforme os diferentes TDHs e a variação da temperatura do ar.

A coleta das amostras do afluente e do efluente foi feita em garrafas plásticas de 500 mL e das macrófitas aquáticas em sacos plásticos de 40 litros, ambos acondicionados em caixas térmicas com gelo, para o seu transporte do local de estudo ao Laboratório de Caracterização

de Matrizes Ambientais (LCMA) da Universidade Federal do ABC (UFABC). Para a análise das macrófitas aquáticas, utilizou-se apenas aquelas podadas.

Já os sólidos removidos do fundo dos tanques após as limpezas do sistema em julho e em outubro de 2018, foram quantificados e uma alíquota de volume conhecido (45 mL) foi armazenada de acordo com o método 5010 B do *Standard Methods* (APHA, 2012). Entretanto, a FPZSP não emitiu autorização para a análise destas amostras a tempo de incluir no estudo.

Os métodos que foram empregados para a análise dos parâmetros e as respectivas referências estão apresentados na Tabela 6. Vale destacar que a frequência das análises foi semanal. As amostras que não foram analisadas no dia da coleta, foram armazenadas sob refrigeração conforme indicação das metodologias e devidamente rotuladas para posterior análise.

Parâmetro	Unidade	Metodologia	Equipamentos	Referência
Temperatura do efluente*	°C	Termopar	Sonda multiparamétrica (Marca HORIBA, Modelo U-50)	APHA (2012)
Oxigênio dissolvido*	mg L ⁻¹	Potenciométrico	Sonda multiparamétrica (Marca HORIBA, Modelo U-50)	APHA (2012)
Condutividade elétrica*	μS cm ⁻¹	Condutométrico	Sonda multiparamétrica (Marca HORIBA, Modelo U-50)	APHA (2012)
Sólidos dissolvidos totais*	mg L ⁻¹	Potenciométrico	Sonda multiparamétrica (Marca HORIBA, Modelo U-50)	APHA (2012)
Sólidos suspensos totais	mg L ⁻¹	Gravimétrico – Método 2540D	Estufa de secagem (Marca Solab, Modelo SL-100); Forno mufla (Marca Sppencer, Modelo Semi Digital 1200°C); Balança analítica (Marca Shimadzu, Modelo AUW220D)	APHA (2012)
pH*	U pH	Potenciométrico	Sonda multiparamétrica (Marca HORIBA, Modelo U-50)	-
Turbidez	UNT	Nefelométrico	Turbidímetro (Marca Policontrol, Modelo AP 2000)	-
Cor	uC	Colorimétrico	Colorímetro (Marca Policontrol, Modelo Aquacolor Cor)	-
Alcalinidade	mg L ⁻¹	Método 2320 B – Titulométrico	Titulador automático (Marca Mettler Toledo, Modelo EasyPlus)	APHA (2012)
DBO _{5,20}	mg L ⁻¹	Potenciométrico	Sonda de oxigênio (Marca Thermo Scientific, Modelo K08177); Incubadora refrigerada BOD (Marca Solab Modelo SL-117/250)	APHA (2012)
Carbono orgânico total	mg L ⁻¹	Método 5310 B – Combustão à alta temperatura	Analisador de COT (TOC-L) (Marca Shimadzu, Modelo 5000A)	APHA (2012)

Tabela 6. Métodos empregados para as análises, bem como os equipamentos utilizados.

Parâmetro	Unidade	Metodologia	Equipamentos	Referência
Nitrogênio dissolvido total	mg L ⁻¹	Método de Combustão e detecção por quimiluminescência	Analisador de COT (TOC-L) com o módulo TNM-L (Marca Shimadzu, Modelo 5000A)	APHA (2012)
Nitrogênio amoniacal	mg L ⁻¹	Método 4500NH3 B e Método 4500NH3 C – Destilação e Titulométrico	Destilador de nitrogênio (Marca Solab, Modelo SL-74); Titulador automático (Marca Mettler Toledo, Modelo EasyPlus)	APHA (2012)
Nitrato dissolvido	mg L ⁻¹	Método 4110 B – Cromatografia de Íons	Cromatógrafo de íons (Marca Metrohm, Modelo 883 Basic IC Plus)	APHA (2012)
Nitrito dissolvido	mg L ⁻¹	Método 4110 B – Cromatografia de Íons	Cromatógrafo de íons (Marca Metrohm, Modelo 883 Basic IC Plus)	APHA (2012)
Fósforo total	mg L ⁻¹	Método 4500P – Digestão com persulfato e ácido ascórbico	Autoclave vertical (Marca Prismatec, Modelo CS); Espectrofotômetro (Marca Hach, Modelo DR 5000)	APHA (2012) e ANDERSEN (1976)
Fósforo dissolvido	mg L ⁻¹	Método 4500P B – Sem digestão	Espectrofotômetro (Marca Hach, Modelo DR 5000)	APHA (2012)
Fitotoxicidade	IG	Ensaio de Germinação com semente de mostarda	Incubadora refrigerada BOD (Marca Solab Modelo SL-117/250)	ISO 11.269 (2012)
Fósforo total nas macrófitas	mg g ⁻¹	Secagem e Trituração e Método 4500P – Digestão com persulfato e ácido ascórbico	 Balança semi-analítica (Marca Shimadzu, Modelo AUW220D); Estufa de secagem (Marca Solab, Modelo SL-100); Moinho de bola em ágata (Marca Retsch, Modelo RM 200) Autoclave vertical (Marca Prismatec, Modelo CS); Espectrofotômetro (Marca Hach, Modelo DR 5000) 	ANDERSEN (1976) e KIEHL (1985)
Nitrogênio total nas macrófitas	mg g ⁻¹	Secagem e Trituração e Análise Elementar	Balança semi-analítica (Marca Shimadzu, Modelo AUW220D); Estufa de secagem (Marca Solab, Modelo SL-100); Moinho de bola em ágata (Marca Retsch, Modelo RM 200) Analisador Elementar Flash (Marca Thermo Scientific, Modelo EA 1112)	KIEHL (1985) e Manual do Analisador Elementar

Tabela 6 (continuação). Métodos empregados para as análises, bem como os equipamentos utilizados

*medidas in situ.

Ressalta-se que as seguintes determinações foram realizadas *in situ* com o auxílio da sonda multiparamétrica (Marca Horiba, Modelo U-50): temperatura do efluente, pH, condutividade elétrica e sólidos dissolvidos totais. Os teores de oxigênio dissolvido também foram determinados *in situ* por meio de sonda de oxigênio (Marca Thermo Scientific, Modelo K08177). Já as demais análises foram realizadas no laboratório LCMA do Bloco L do *campus* de Santo André da UFABC. A seguir, um resumo da metodologia de análise de alguns parâmetros que apresentam especificidades.

• Série Fósforo:

As análises de fósforo total (em amostra bruta) e ortofosfato (em amostras filtradas em filtros de fibra de vidro com retenção típica de partículas de 1,2 μ m) foram realizadas de acordo com os métodos 4500P e 4500P B do ácido ascórbico, respectivamente. Ressalta-se que apenas a análise de fósforo total seguiu a digestão em autoclave com reagente oxidante. A diluição das amostras líquidas utilizadas foi de 5 mL de amostra e 10 mL de água ultrapura.

• Série Nitrogênio:

O nitrogênio total foi analisado, em sua fração dissolvida, no analisador TOC-L com o módulo TNM-L (Marca Shimadzu, Modelo 5000A) a partir do método de combustão e detecção por quimiluminescência. Para a análise do nitrogênio dissolvido amoniacal, seguiramse os métodos 4500NH3 B, 4500NH3 C, Destilação e Titulométrico (APHA, 2012). Já para os íons nitrito e nitrato, optou-se pelo método 4110 B, de cromatografia de íons, com o uso do equipamento Cromatógrafo de íons (Marca Metrohm, Modelo 883 Basic IC Plus).

• Fitotoxicidade:

Os bioensaios de Fitotoxicidade com *Sinapis alba* foram realizados de acordo com a norma ISO 11.269 da *International Organization for Standartization* (ISO 11.269, 2012) e seguindo a metodologia adotada por Belo (2011) e Vieira (2016).

Os ensaios experimentais foram conduzidos da seguinte maneira: em uma placa de Petri de 9 centímetros de diâmetro foram pipetados 3 mL da amostra a ser testada. Logo em seguida, a amostra foi homogeneizada com movimentos circulares e inseriu-se um papel filtro qualitativo para fixação das sementes. As amostras preparadas foram:

(a) Controle: Nesta amostra contém 3 mL de água ISO. A água ISO é uma solução que apresenta condições ótimas de desenvolvimento das raízes das sementes, permitindo

que o estudo avalie a qualidade das sementes e valide o procedimento. Um litro desta solução contém as seguintes substâncias químicas: cloreto de cálcio (11,76 g), sulfato de magnésio (4,93 g), bicarbonato de sódio (2,59 g) e cloreto de potássio (0,23 g).

(**b**) **Diluições do ensaio:** Foram realizadas três diluições em água ISO para cada amostra: 100, 50 e 25 % (v/v). Cada diluição foi realizada em duplicata (n=2), com o objetivo de obter maior acurácia nos resultados. Assim, foi realizado o ensaio para a saída de cada tanque de tratamento (T3, T7 e T10); para cada tanque controle (TS3, TS7 e TS10); e para a entrada dos sistemas.

Após o filtro de papel absorver o líquido foram alinhadas 6 sementes de mostarda na parte superior de cada placa Petri (Figura 16). Em seguida, as placas foram mantidas por, aproximadamente, 20 minutos na posição semi-vertical para a fixação das sementes no papel filtro. Após esse período, as placas foram vedadas para evitar qualquer tipo de perda de amostra. E então, encaminhadas à incubadora na posição semi-vertical, sem exposição à luz e em temperatura de 21 ± 2 °C durante o período de 72 horas.







Após as 72 horas, período destinado à germinação das sementes, foram realizadas as medições dos comprimentos das raízes com o auxílio de um paquímetro digital (Marca Mtx, Modelo 150 mm) com precisão de 0,001 cm. A Figura 17 mostra o desenvolvimento das sementes após o período de incubação. Neste momento do ensaio, foi possível analisar o número de sementes germinadas, determinar o crescimento das raízes e, assim, avaliar o efeito tóxico das amostras.

Figura 17. Sementes de *Sinapis alba* germinadas na placa de Petri no dia 3.



Fonte: Autoral.

Para avaliar o efeito tóxico das amostras, é necessário realizar o cálculo do índice de germinação (IG). Este índice permite classificar as amostras líquidas de acordo com o seu grau de fitotoxicidade. A Tabela 7 apresenta a classificação qualitativa de fitotoxicidade proposta por Belo (2011).

	Tablia 7. Classificação quantativa de Inoloxicidade.							
IG	Classificação do material em análise							
>100	O material potencializa a germinação e o crescimento das raízes das plantas							
80-100	Não Fitotóxico, composto maturado							
60-80	Moderadamente Fitotóxico							
30-60	Fitotóxico							
<30	Muito Fitotóxico							
	Fonte: Belo (2011).							

Belo (2011) valida que para a obtenção do IG, é preciso calcular a porcentagem relativa de germinação (%RSG) e a porcentagem de crescimento radicular (%RRG). Assim, calcular a Porcentagem Relativa de Germinação (%RSG), foi utilizada a Equação 4:

$$\% RGS = \frac{\bar{S}germinadasamostras}{\bar{S}germinadascontrole} * 100\%$$
Equação 4

Onde:

- S
 germinadasamostras: média aritmética da quantidade de sementes germinadas nas amostras;
- Sgerminadascontrole: média aritmética da quantidade de sementes germinadas no controle.
Para calcular a Porcentagem Relativa de Crescimento Radicular (%RRG), foi utilizada a Equação 5:

$$\% RRG = \frac{\bar{L}raízamostras}{\bar{L}raízcontrole} * 100\% Equação 5$$

Onde:

- La fraízamostras: média aritmética do comprimento das raízes das amostras;
- Lraízcontrole: média aritmética do comprimento das raízes do controle.

Após a determinação de %RSG e %RRG, foi determinado o Índice de Germinação (IG), através da Equação 6:

$$IG = \frac{RSG * RRG}{100}$$
 Equação 6

• Macrófitas:

Para a análise das macrófitas no laboratório, todas as partes das plantas foram secas em estufa de secagem com circulação de ar (Marca Solab, Modelo SL-100) por 5 dias a 70°C e suas massas determinadas em balança semi-analítca (Marca Shimadzu, Modelo AUW220D), de modo a armazenar dados referentes à área ocupada por elas nos tanques ao longo do tempo. As macrófitas foram então trituradas e peneiradas para as análises dos teores de fósforo total, nitrogênio total e carbono orgânico total. A análise de fósforo total seguiu a metodologia de Andersen (1978) e para as análises de nitrogênio total, foi utilizado o analisador elementar (Marca Thermo Scientific, Modelo EA 11120).

• Correção pela Evapotranspiração:

Todos os parâmetros analisados tiveram suas concentrações na saída do sistema piloto corrigidas pela porcentagem de evapotranspiração, pois foi necessário estipular a perda de água pela evaporação da água e pela evapotranspiração da *E. crassipes*, devido à sua necessidade hídrica (ALLEN et al., 1998). De acordo com Vymazal & Březinová (2008), a razão da taxa de evapotranspiração da água pela taxa de evapotranspiração da *E. crassipes* varia entre 1,50 e 2,52 na Flórida, EUA (clima tropical). A Equação 7 exemplifica esta razão:

$$E_t / E_0 = 1,5 \ a \ 2,5$$
 Equação 7

Onde:

E_t = Taxa de evapotranspiração da água pela *E. crassipes*;

 $E_0 = Taxa$ de evapotranspiração da água;

Assim, para alcançar o valor de E_t , basta multiplicar E_0 pela razão dada por Vymazal & Březinová (2008) (média de 2,01) (Equação 8).

$$E_t = E0 \times 2,01$$
 Equação 8

Desta forma, é possível calcular o valor da evapotranspiração da água nos tanques com macrófitas aquáticas para cada dia (mm d⁻¹). Para os tanques sem plantas, considerou-se apenas E_0 (mm d⁻¹), os quais foram coletados na Estação Meteorológica IAG USP. Os valores de evapotranspiração encontrados foram, então, divididos pela concentração do poluente no efluente de cada tanque de tratamento durante todo o período estudado para realizar a sua correção.

• Balanço de massa:

Foi realizado o balanço de massa de PT e NT no sistema piloto. Para isso, considerouse o número total de dias em que o sistema operou; a evapotranspiração (mm d⁻¹); soma da massa de PT e NT no afluente (mg); soma da massa de PT e NT no efluente (mg); soma da massa de PT e NT nas macrófitas (mg); e a massa de PT e NT no sedimento (mg) (Figura 18). Ainda, a alíquota de PT e NT no sedimento foi calculada pela diferença entre a massa desses parâmetros no afluente, na saída (corrigido pela evapotranspiração) e nas macrófitas.



Fonte: Autoral.

4.8. Análise dos resultados

Anteriormente à análise dos dados, foi realizado o seu tratamento prévio de modo a se obter resultados mais representativos. O controle de qualidade dos dados foi realizado para detectar possíveis erros associados à imprecisão no preparo de amostras, à execução das metodologias ou à incerteza proveniente do manuseio de equipamentos. Com os dados organizados, foi feita a análise exploratória com histogramas, *boxplot* (Figura 19) e demais ferramentas para melhor compreensão dos resultados.



Assim, para a análise e interpretação dos resultados, foram realizadas as análises estatísticas. Estas análises oferecem ordem, estrutura e significado aos dados, de modo a identificar as relações e diferenças entre as variáveis e fazer possíveis previsões. Assim, foi realizada a Análise de Variância (ANOVA), a qual consiste no procedimento de comparação entre tratamentos (ANJOS, 2008). O teste de Tukey foi realizado com o intuito de avaliar diferenças os similaridades estatísticas nos resultados, com nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$). Ainda, foi realizada a correlação de Pearson (ρ), a fim de medir o grau de correlação entre duas variáveis. A Tabela 8 apresenta a interpretação deste coeficiente de acordo com Cohen (1988). Para tais análises e construção dos gráficos foram utilizados o software Origin[©] e a plataforma Jupyter, cuja programação foi realizada na linguagem Python.

Tabela 8. Interpretação do coeficiente de Pearson (ρ). ρ^* Interpretação0,50 a 1,0Correlação forte0,30 a 0,49Correlação moderada0,1 a 0,29Correlação fraca

*positivo ou negativo. Fonte: Cohen (1988).

Por fim, com a análise dos resultados obtidos no afluente e efluente do sistema piloto, foi avaliada a eficiência de remoção dos poluentes e contaminantes da água residuária (em porcentagem), de modo que foi considerado como remoção pelas macrófitas a porcentagem de remoção obtida no tanque de tratamento menos a obtida no tanque controle.

5. RESULTADOS

Este capítulo apresenta os resultados alcançados no trabalho durante o período estudado Ressalta-se que o sistema operou entre 09 de fevereiro a 31 de outubro, com intervalo entre julho e agosto por problemas operacionais do sistema piloto e da ETE da FPZSP.

5.1. Variáveis meteorológicas

A Figura 20 apresenta a variação da temperatura média do ar (°C) e da precipitação pluviométrica (mm) diária durante as estações do ano (verão, outono, inverno e primavera) de 2018. São destacados os períodos de verão (em vermelho), outono (amarelo), inverno (azul) e primavera (laranja).

Figura 20. Média diária da temperatura do ar (°C) e da precipitação pluviométrica (mm) entre janeiro e outubro de 2018, destacados os períodos de verão (vermelho), outono (amarelo), inverno (azul) e primavera (laranja).



Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados da Estação Meteorológica do IAG, USP.

Durante o período de estudo relativo ao verão (01 de janeiro a 20 de março), a temperatura média do ar foi de 22,3 \pm 1,8 °C, com máxima de 35,0 °C e mínima de 15,3 °C. No outono (21 de março a 20 de junho), a temperatura média do ar foi de 19,1 \pm 2,7 °C, com máxima de 31,3 °C e mínima de 5,9 °C. No período referente ao inverno (21 de junho a 22 de setembro), a temperatura média do ar foi de 16,9 \pm 2,5 °C, com máxima de 22,7 °C e mínima de 10,7 °C. Já na primavera (22 de setembro a 31 de outubro), a temperatura média do ar foi de 19,5 \pm 2,2 °C, com máxima de 23,0 °C e mínima de 15,3 °C.

Durante o verão, a precipitação pluviométrica média diária foi de 4,8 \pm 8,6 mm, com mínima de 0 mm e máxima de 42,0 mm, totalizando 56 dias com chuva e 24 dias sem chuva durante esse período. No outono, a precipitação média foi de 1,9 \pm 5,7 mm, com mínima de 0 mm e máxima de 36,1 mm, totalizando 51 dias com chuva e 40 dias sem chuva durante esse período. Para o inverno, a precipitação média foi de 1,5 \pm 5,5 mm, com mínima de 0 mm e máxima de 35,7 mm, totalizando 40 dias com chuva e 54 dias sem chuva durante esse período. Nos 39 dias analisados durante a primavera, a precipitação média foi de 4,7 \pm 8,4 mm, com mínima de 0 mm e máxima de 0 mm e máxima de 42,9 mm, totalizando 29 dias com chuva e 10 dias sem chuva durante esse período.

5.2. Temperatura, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido na fase líquida

Esta seção apresenta os dados coletados em campo de temperatura da água (°C), condutividade elétrica (μ S cm⁻¹) e oxigênio dissolvido (mg L⁻¹) com o auxílio da sonda multiparamétrica para cada tanque do sistema piloto durante o período estudado de 09/02/2018 a 28/06/2018 e de 06/09/2018 a 31/10/2018, totalizando 5 coletas para o tanque de equalização de vazão e 29 coletas para os tanques de tratamento. Considerou-se o tanque de equalização de vazão como "entrada" e os dados coletados nos tanques de tratamento (T3, TS3, T7, TS7, T10 e TS10) como "saída".

5.2.1. Temperatura da fase líquida

A temperatura da fase líquida dos tanques de tratamento (°C) variou de 13,7 °C a 24,8 °C, e foi maior no verão. A partir da análise estatística dos dados nas 28 coletas, foi possível observar que os valores de temperatura da fase líquida na entrada e na saída do sistema piloto não apresentaram diferença significativa (Figura 21). Ressalta-se que as medidas foram realizadas sempre entre 10h e 11h da manhã.

No que se refere à influência da temperatura do ar (°C) na temperatura da fase líquida (°C) no sistema piloto, destaca-se que, a partir da análise de correlação de Pearson, em geral, tais variáveis estão diretamente e fortemente relacionadas (ρ TS3= 0,8 ; ρ T3= 0,9 ; ρ TS7 = - 0,05; ρ T7 = 0,9 ; ρ TS10 = 0,9; ρ T10 = 0,9). Ou seja, quanto maior a temperatura do ar, maior a temperatura da água nos tanques de tratamento. A Figura 22 apresenta a variação da temperatura da fase líquida em cada tanque do sistema piloto e a variação da temperatura do ar durante o período monitorado. Nesta figura é possível observar que houve variação sazonal deste parâmetro.

Figura 21. Variação da temperatura da fase líquida (°C) no sistema piloto durante o período monitorado.



Figura 22. Variação da temperatura do ar (°C) e da temperatura da fase líquida (°C) de acordo com o TDH de (a) 3 dias (b) 7 dias e (c) 10 dias de cada tanque do sistema piloto durante o período monitorado. **(a) (b)**

TDH = 3 dias





(c)

TDH = 10 dias

59

5.2.2. Condutividade elétrica

Os valores médios observados de condutividade elétrica (CE) para a entrada foi de $259,0 \pm 0,0 \ \mu\text{S cm}^{-1}$. Já para a saída do sistema piloto, os valores variaram de 111,7 a 238,3 μ S cm⁻¹. A ANOVA comprovou que houve diferença significativa entre os valores de CE na entrada e saída dos tanques ($p_{valor} \le 2,6 \times 10^{-8}$). Entretanto, com relação à CE na saída dos tanques com e sem plantas, foi possível observar que TS3 e T3 não apresentaram diferença estatítica ($p_{valor} = 1,0$), enquanto os demais apresentaram ($p_{valor} = 0,02$ para TS7 e T7; $p_{valor} = 0,01$ para TS10 e T10) (Figura 23).

No que se refere à influência da temperatura do ar (°C) na condutividade elétrica da água (μ S cm⁻¹) no sistema piloto, destaca-se que, a partir da análise de correlação de Pearson, tais variáveis estão inversamente relacionadas, mas de maneira moderada ou fraca (ρ TS3= - 0,3; ρ T3= -0,3; ρ TS7 = -0,2; ρ T7 = -0,3; ρ TS10 = -0,2; ρ T10 = -0,3). A Figura 24 apresenta a variação da CE em cada tanque do sistema piloto e a variação da temperatura do ar durante o período monitorado. Ressalta-se que houve 27 análises de CE durante o período estudado pois, em dois dias de monitoramento, a sonda multiparamétrica não funcionou para este parâmetro.



Figura 24. Variação da temperatura do ar (°C) e da condutividade elétrica (µS cm⁻¹) da fase líquida de acordo com o TDH de (a) 3 dias (b) 7 dias e (c) 10 dias de cada tanque do sistema piloto durante o período monitorado. (a) **(b)**

TDH = 3 dias

TDH = 7 dias





TDH = 10 dias

61

5.2.3. Oxigênio dissolvido

Os teores médios observados de oxigênio dissolvido (OD) na entrada foi de 3,2 ± 2,0 mg L⁻¹. Já para a saída do sistema piloto, as concentrações variaram de 0,4 a 16,8 mg L⁻¹. A partir da análise estatística, foi possível observar que os dados de OD indicaram diferença significativa entre o valor de OD na entrada e na saída dos tanques sem plantas, com p_{valor} igual $\leq 0,01$. Entretanto, não houve diferença significativa entre os valores de entrada e saída nos tanques de tratamento com plantas, com p_{valor} $\geq 0,20$. Os tanques sem plantas apresentaram valores médios de OD (mg L⁻¹) maiores do que os tanques de tratamento com plantas. Entretanto, não apresentaram diferença estatística entre si (p_{valor} $\geq 0,09$) (Figura 25). Ressaltase que houve 27 medidas de OD durante o período estudado pois, em dois dias de monitoramento, a sonda multiparamétrica não funcionou para este parâmetro.

No que se refere à influência da temperatura do ar na concentração de OD (mg L⁻¹) no sistema, destaca-se que, a partir da análise de correlação de Pearson, a temperatura do ar está inversamente relacionada à concentração de OD nos tanques sem plantas (ρ TS3= -0,3; ρ TS7 = -0,06; ρ TS10 = -0,3), ou seja, quanto maior a temperatura, menor a concentração de OD nos tanques. Enquanto nos tanques de tratamento com plantas, esta correlação foi positiva (ρ T3= 0,2; ρ T7 = 0,2; ρ T10 = 0,1). Porém, a correlação entre as variáveis variou de moderada (ρ 0,3 a 0,49) a fraca (ρ < 0,3). A Figura 26 apresenta a variação dos teores de OD na saída dos tanques do sistema piloto e a variação da temperatura do ar durante o período monitorado.



Figura 26. Variação da temperatura do ar (°C) e dos teores de oxigênio dissolvido (mg L⁻¹) da fase líquida de acordo com o TDH de (a) 3 dias (b) 7 dias e (c) 10 dias de cada tanque do sistema piloto durante o período monitorado. **(a) (b)**

TDH = 3 dias





TDH = 10 dias

(c)

5.3. Potencial Hidrogeniônico e Alcalinidade

Os valores médios de pH foram de 5,7 \pm 0,2 na entrada e 6,1 \pm 1,0 na saída do sistema piloto. De acordo com análise estatística aplicada, não houve diferença significativa entre os valores da entrada ($p_{valor} \ge 0,7$) e o mesmo comportamento foi observado entre as amostras de saída ($p_{valor} \ge 0,2$). Ainda, não foi observada diferença estatística deste parâmetro entre os tanques de tratamento e seus respectivos tanques sem plantas com diferentes TDHs. Entretanto, foi possível observar diferença entre entrada e saída nos tanques TS3 ($p_{valor} = 0,01$) e TS10 ($p_{valor} = 0,01$), enquanto as demais apresentaram valores estatisticamente iguais (Figura 27).

Ressalta-se que, segundo a resolução CONAMA nº 430/2011 (BRASIL, 2011), a faixa adequada de pH para o efluente ser lançado em corpo hídrico deve estar entre 5 e 9. Assim, todos os valores médios estão dentro da faixa adequada de pH para o lançamento de forma que o sistema de tratamento piloto não afetou negativamente este parâmetro.

No que se refere à influência da temperatura do ar no pH, destaca-se que, a partir da análise de correlação de Pearson, a temperatura do ar está inversamente e fortemente relacionada a este parâmetro em todas as entradas ($\rho TS3_E = -0.7$; $\rho T3_E = -0.6$; $\rho TS7_E = -0.7$; $\rho T7_E = -0.7$; $\rho TS10_E = -0.7$; $\rho T10_E = -0.7$) e saídas do sistema ($\rho TS3_S = -0.8$; $\rho T3_S = -0.7$; $\rho TS7_S = -0.6$; $\rho T7_S = -0.7$; $\rho TS10_S = -0.7$; $\rho T10_S = -0.7$). A Figura 28 apresenta a variação do pH do efluente em cada tanque do sistema piloto e a variação da temperatura do ar durante o período monitorado.

Figura 27. Variação do pH da fase líquida do sistema piloto durante o período monitorado.



Figura 28. Variação da temperatura do ar (°C) e do pH da fase líquida de acordo com o TDH de (a) 3 dias (b) 7 dias e (c) 10 dias de cada tanque do sistema piloto durante o período monitorado. **(a) (b)**

TDH = 3 dias

TDH = 7 dias



TDH = 10 dias





Em relação à alcalinidade, os valores médios de entrada foram de 11,5 ± 13,7 mg L⁻¹, com mínima de 2,9 mg L⁻¹ e máxima de 51,3 mg L⁻¹. Já para a saída, os valores médios foram de 14,6 ± 16,5 mg L⁻¹, com mínima de 3,1 mg L⁻¹ e máxima de 63,1 mg L⁻¹. Em média, a alcalinidade aumentou no efluente do sistema piloto em todos os tanques de tratamento. Entretanto, a partir da análise estatística, não houve diferença significativa entre os valores de entrada e saída do sistema piloto ($p_{valor} \ge 0,2$) (Figura 29).

No que se refere à influência da temperatura do ar na alcalinidade (mg L⁻¹), a partir da análise de correlação de Pearson, estes parâmetros estão diretamente relacionados em todas as entradas (ρ TS3_E= 0,3; ρ T3_E= 0,5; ρ TS7_E = 0,3; ρ T7_E = 0,3; ρ TS10_E = 0,4; ρ T10_E = 0,4) e saídas do sistema (ρ TS3_S= 0,4; ρ T3_S= 0,3; ρ TS7_S = 0,4; ρ T7_S = 0,4; ρ TS10_S = 0,4; ρ T10_S = 0,3). A Figura 30 apresenta a variação da alcalinidade do efluente em cada tanque do sistema piloto e a variação da temperatura do ar durante o período monitorado.

Figura 29. Variação da alcalinidade (mg CaCO₃ L⁻¹) da fase líquida do sistema piloto durante o período monitorado.





TDH = 3 dias

TDH = 7 dias



TDH = 10 dias

(c)

5.4. Cor Aparente e Turbidez

Os valores médios de cor aparente na entrada variaram de $49,8 \pm 55,8$ uC a $60,5 \pm 73,8$ uC. Já para a saída, os valores médios variaram de $26,1 \pm 29,4$ uC a $48,3 \pm 60,7$ uC nos tanques sem plantas e de $3,3 \pm 6,7$ uC a $5,5 \pm 4,3$ uC nos tanques com plantas. A taxa de remoção de cor está apresentada na Tabela 9.

Observou-se que os tanques de tratamento com plantas apresentam valores menores de cor quando comparados com os tanques de tratamento sem plantas. Além disso, houve diferença significativa entre os valores de cor aparente de entrada e saída do sistema piloto para os tanques de tratamento com plantas T3_E e T3_S ($p_{valor} = 1,8 \times 10^{-4}$), T7_E e T7_S ($p_{valor} = 6,8 \times 10^{-5}$) e T10_E e T10_S ($p_{valor} = 4,1 \times 10^{-5}$) e para o tanque sem plantas TS10_E TS10_S ($p_{valor} = 0,02$) (Figura 31).

No que se refere à influência da temperatura do ar na cor (uC), a partir da análise de correlação de Pearson, estes parâmetros estão inversamente relacionados nas entradas T3, T10 e TS10 (ρ T3_E= -0,006; ρ TS10_E = -0,2; ρ T10_E = -0,1) e diretamente relacionados em TS3, TS7 e T7 (ρ TS3_E= 0,05; ρ TS7_E = 0,02; ρ T7_E = 0,04). Já nas saídas do sistema, todos os valores estão inversamente relacionados com a temperatura do ar (ρ TS3_S= -0,3; ρ T3_S= -0,004; ρ TS7_S = -0,6; ρ T7_S = -0,1; ρ TS10_S = -0,3; ρ T10_S = -0,05). Entretanto, a maioria das correlações foi fraca. A Figura 32 apresenta a variação da cor aparente da fase líquida em cada tanque do sistema piloto e a variação da temperatura do ar durante o período monitorado.





Fubera 7. Taxa de femoção de cor aparente (70) nos tanques de tratamento			
Tongue de tretemente	Remoção Média de cor aparente (%)		
l'anque de tratamento	Efluente	Macrófitas*	
TS3	38,3	20.1	
T3	67,4	29,1	
TS7	39,7	20.1	
Τ7	78,9	59,1	
TS10	43,0	29 /	
T10	81,4	38,4	

*Remoção média de cor aparente descontando a remoção do tanque de tratamento sem plantas de mesmo TDH.

Figura 32. Variação da temperatura do ar (°C) e da cor aparente (uC) da fase líquida de acordo com o TDH de (a) 3 dias (b) 7 dias e (c) 10 dias de cada tanque do sistema piloto durante o período monitorado. **(a) (b)**

TDH = 3 dias

TDH = 10 dias



Tabela 9. Taxa de remoção de cor aparente (%) nos tangues de tratamento

(c)

Com relação à turbidez, os valores médios de entrada variaram de $14,8 \pm 13,1$ UNT a $17,0 \pm 13,4$ UNT. Já para a saída, os valores médios variaram de $9,4 \pm 6,7$ UNT a $10,4 \pm 12,2$ UNT nos tanques sem plantas e de $1,4 \pm 0,5$ UNT a $2,9 \pm 2,3$ UNT nos tanques com plantas. A taxa de remoção média deste parâmetro em cada tanque de tratamento está apresentada na Tabela 10.

Assim como observado nos dados de cor, os tanques de tratamento com plantas apresentam valores menores de turbidez quando comparados com os tanques de tratamento sem plantas. Além disso, houve diferença significativa entre os valores de turbidez de entrada e saída do sistema piloto ($p_{valor} \ge 4,6 \times 10^{-6}$), exceto para os tanques sem plantas TS7 e TS10 ($p_{valor} = 0,06 \text{ e } 0,05$, respectivamente) (Figura 33).

A partir da análise de correlação de Pearson, a temperatura do ar está inversamente relacionada com a turbidez (UNT) nas entradas ($\rho TS3_E = -0,2$; $\rho T3_E = -0,2$; $\rho TS7_E = -0,2$; $\rho T7_E = -0,3$; $\rho TS10_E = -0,4$; $\rho T10_E = -0,2$) e nas saídas do sistema piloto ($\rho TS3_S = -0,2$; $\rho T3_S = -0,2$; $\rho TS7_S = -0,4$; $\rho T7_S = -0,2$; $\rho TS10_S = -0,4$; $\rho T10_S = -$

Figura 33. Variação da turbidez (UNT) da fase líquida do sistema piloto durante o período monitorado.



	Remoção Médi	a de turbidez (%)	
l'anque de tratamento	Efluente	Macrófitas*	
TS3	42,1	20.9	
Т3	72,9	50,8	
TS7	40,4	40,4	
Τ7	80,8		
TS10	48,8	27.5	
T10	86,3	37,5	

TDH.

Figura 34. Variação da temperatura do ar (°C) e da turbidez (UNT) da fase líquida de acordo com o TDH de (a) 3 dias (b) 7 dias e (c) 10 dias de cada tanque do sistema piloto durante o período monitorado. **(b) (a)**

TDH = 3 dias

TDH = 7 dias



Tabela 10. Taxa de remoção de turbidez (%) nos tanques de tratamento

P

(c)



5.5. Sólidos Totais

5.5.1. Sólidos Dissolvidos Totais

Durante o período estudado, 09/02/2018 a 28/06/2018 e 06/09/2018 a 31/10/2018, foram realizadas 5 coletas para o tanque de equalização de vazão e 29 coletas para os tanques de tratamento. Como este dado foi coletado em campo com o auxílio da sonda multiparamétrica, considerou-se o tanque equalização de vazão como "entrada" e os dados coletados nos tanques de tratamento (T3, TS3, T7, TS7, T10 e TS10) "saída".

O valor médio, assim como o desvio padrão, de SDT (mg L⁻¹) na entrada do sistema piloto foi de $123,9 \pm 23,2$ mg L⁻¹. Já para a saída, os valores médios variaram de $81,1 \pm 24,4$ mg L⁻¹ a $94,2 \pm 34,0$ mg L⁻¹ nos tanques sem plantas e de $96,3 \pm 33,9$ mg L⁻¹ a $103,0 \pm 36,8$ mg L⁻¹ nos tanques com plantas. Não houve diferença significativa entre os dados de entrada e saída dos tanques de tratamento (menor p_{valor} obtido foi igual a 0,08 para Entrada e TS10). Assim como não houve diferença entre os valores de SDT entre os tanques com e sem plantas: TS3 e T3 (p_{valor} = 1,0), TS7 e T7 (p_{valor} = 0,5) e TS10 e T10 (p_{valor} = 0,5) (Figura 35).

A partir da análise de correlação de Pearson, a temperatura do ar está moderada e inversamente relacionada com os valores de SDT (mg L⁻¹) na entrada (ρ Entrada = -0,4) e fraca e inversamente relacionada nas saídas do sistema piloto (ρ TS3_S= -0,2; ρ T3_S= -0,2; ρ TS7_S = -0,06; ρ T7_S = -0,2; ρ TS10_S = -0,1; ρ T10_S = -0,1). A Figura 36 apresenta a variação do SDT na entrada e saída de cada tanque do sistema piloto e a variação da temperatura do ar durante o período monitorado.



Figura 36. Variação da temperatura do ar (°C) e dos SDT (mg L⁻¹) da fase líquida de acordo com o TDH de (a) 3 dias (b) 7 dias e (c) 10 dias de cada tanque do sistema piloto durante o período monitorado. (a) **(b)**

TDH = 3 dias

TDH = 7 dias



TDH = 10 dias

(c)

5.5.2. Sólidos Suspensos Totais

Os valores médios de Sólidos Suspensos Totais (SST) da entrada variaram de 34,2 \pm 39,3 mg L⁻¹ a 84,5 \pm 272,4 mg L⁻¹. Já para a saída, os valores médios variaram de 14,8 \pm 16,3 mg L⁻¹ a 20,1 \pm 11,7 mg L⁻¹ para os tanques sem plantas e de 2,7 \pm 4,4 mg L⁻¹ a 7,6 \pm 6,4 mg L⁻¹ para os tanques com plantas.

Não houve diferença estatística entre os valores de SST na entrada ($p_{valor} \ge 0,9$). Assim como não houve diferença entre os valores de entrada com as saídas dos tanques de tratamento sem plantas ($p_{valor} \ge 0,07$). Entretanto, a Figura 37a mostra que os tanques de tratamento com plantas apresentam menores concentrações de SST (mg L⁻¹) na saída quando comparados com os tanques de tratamento sem plantas de mesmo TDH: TS3_S e T3_S ($p_{valor} = 9,1 \times 10^{-5}$), TS7_S e T7_S ($p_{valor} = 7,8 \times 10^{-6}$) e TS10_S e T10_S ($p_{valor} = 1,3 \times 10^{-4}$). As Figuras 37b e 37c apresentam a variação dos valores de sólidos suspensos voláteis e fixos (mg L⁻¹) e suas respectivas diferenças estatísticas. É possível observar que a maior fração do SST está em sua forma volátil. Os valores de SSV no efluente, por sua vez, apresentam diferença estatística entre os tanques de tratamento com plantas e os tanques de tratamento sem plantas de mesmo TDH ($p_{valor} \le 3,1 \times 10^{-4}$). Já para SSF, apenas houve diferença estatística entre os valores de saída de TS3_S e T3_S ($p_{valor} = 0,04$).

A partir da análise de correlação de Pearson, em geral, a temperatura do ar está e moderada e diretamente relacionada com os valores de SST (mg L⁻¹) na maioria das entradas do sistema piloto (ρ TS3_E= 0,3; ρ T3_E= 0,2; ρ TS7_E = 0,3; ρ T7_E = 0,3; ρ TS10_E = -0,2; ρ T10_E = -0,3). Em contrapartida, está moderada e inversamente relacionada com a maioria dos valores de SST (mg L⁻¹) nas saídas do sistema (ρ TS3_S= -0,4; ρ T3_S= -0,3; ρ TS7_S = -0,5; ρ T7_S = -0,3; ρ TS10_S = -0,3; ρ T10_S = 0,1). O mesmo comportamento foi observado para os valores de SSV e SSF. A Figura 38 apresenta a variação do SST na fase líquida de cada tanque do sistema piloto e a variação da temperatura do ar durante o período monitorado.

Figura 37. Variação dos sólidos suspensos (a) totais, (b) voláteis e (c) fixos (mg L⁻¹) do sistema piloto durante o período monitorado.



Figura 38. Variação dos sólidos suspensos totais (mg L⁻¹) da fase líquida de acordo com o TDH de (a) 3 dias (b) 7 dias e (c) 10 dias de cada tanque do sistema piloto durante o período monitorado. **(a) (b)**

TDH = 3 dias





(c)



A Figura 39 apresenta a média dos valores de sólidos suspensos totais, voláteis e fixos (mg L⁻¹) na entrada e saída do sistema piloto durante o período de estudado.



Figura 39. Média dos valores de sólidos suspensos totais, voláteis e fixos (mg L^{-1}) em cada entrada e saída dos tanques de tratamento do sistema piloto durante o período monitorado.

A partir dos valores de SDT e SST, foi possível estimar os sólidos totais (ST). Entretanto, vale ressaltar que a análise do SST seguiu o método gravimétrico (2540D – APHA 2012), realizado em laboratório; e a análise de SDT seguiu o método potenciométrico (APHA, 2012) com o uso da sonda multiparamétrica (Marca HORIBA, Modelo U-50) no campo. Desta forma, como há diferença de metodologia e da fonte de análise da amostra, os resultados de sólidos totais podem estar subestimados. A Figura 40 apresenta a mediana dos valores ST e suas respectivas frações de SDT e SST. A Tabela 11 apresenta a taxa de remoção mediana destes parâmetros. Foi realizada a mediana dos dados de modo a alcançar os resultados que mais correspondem ao comportamento dos parâmetros estudados, já que houve grandes variações dos valores obtidos.



Figura 40. Mediana dos valores de sólidos totais, voláteis e fixos (mg L^{-1}) na entrada e saída dos tanques de tratamento do sistema piloto durante o período monitorado.

Tabela 11. Taxa de remoção mediana de sólidos totais, dissolvidos totais e suspensos totais (%) nos tanques de tratamento.

	Taxa de remoção mediana (%)					
Tanque de Tratamento	ST		SDT		SST	
	Efluente	Macrófita	Efluente	Macrófita	Efluente	Macrófita
TS3	24,9	5,6	25,3	0	22,6	53,4
Т3	30,5		21,5		75,9	
TS7	28,8	2,8	27,8	0	34,1	57,2
Τ7	31,6		18,0		91,4	
TS10	34,1	0	31,3	0	49,4	44,2
T10	33,3	0	21,3		93,6	

5.6. Fitotoxicidade

Os resultados obtidos da fitotoxicidade do afluente e efluente do sistema piloto para todo o período estudado (n = 24) estão apresentados na Figura 41.





A partir da análise da Figura 41, é possível analisar que, apesar da grande variabilidade dos dados, em média, o efluente de todos os tanques são classificados como não fitotóxicos. Entretanto, ao analisar o desvio padrão dos resultados obtidos, a entrada (em todas as diluições) e o TS10 (sem diluição) apresentaram-se moderadamente fitotóxicos (IG entre 60 e 80%) em algumas coletas. Ainda analisando o desvio padrão, todos os tanques potencializaram a germinação das sementes (IG acima de 100%) em todas as diluições. Assim, foi possível notar que a entrada apresentou maior nível de fitotoxicidade do que a saída do sistema piloto. Entretanto, o sistema, em geral, não apresentou casos de toxicidade do efluente.

De acordo com USEPA (1989), para que haja confiabilidade no teste de fitotoxicidade, a porcentagem de germinação deve ser superior a 65 % do total de sementes utilizadas na amostragem. Neste estudo, todas as diluições proporcionaram dados confiáveis, com porcentagem de germinação acima de 65%.

5.7. Matéria orgânica

Esta seção irá apresentar os dados analisados de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_{5,20}), Carbono Total (CT), Carbono Orgânico Total (COT) e Carbono Inorgânico Total (CIT), todos em mg L⁻¹. Ressalta-se que houve 28 coletas para a análise de DBO_{5,20} e 19 coletas para os demais parâmetros.

5.7.1. Demanda Bioquímica de Oxigênio

Os valores médios de DBO_{5,20} na entrada do sistema variaram de 9,6 ± 6,7 mg L⁻¹ a 10,4 ± 7,4 mg L⁻¹. Já para a saída, os valores médios variaram de 9,8 ± 7,8 mg L⁻¹ a 7,0 ± 4,8 mg L⁻¹ para os tanques sem plantas e de 4,2 ± 4,2 mg L⁻¹ a 5,6 ± 5,7 mg L⁻¹ para os tanques com plantas. Vale destacar que os tanques com plantas apresentaram valores sempre menores de DBO_{5,20} que os sem plantas. A taxa de remoção média deste parâmetro em cada tanque de tratamento está apresentada na Tabela 12.

A ANOVA indicou que não houve diferença significativa entre os valores de DBO_{5,20} na entrada dos tanques de tratamento ($p_{valor} = 1$). Entretanto, houve diferença significativa entre a entrada e saída dos tanques de tratamento com plantas ($p_{valor} \le 0,006$). Os tanques sem plantas apresentaram valores médios de DBO_{5,20} (mg L⁻¹) maiores do que os tanques de tratamento com plantas na saída. Entretanto, os tanques de mesmo TDH não apresentaram diferença significativa, apenas os tanques TS3 com T7 e TS3 com T10 apresentaram diferença estatística entre si ($p_{valor} \le 0,008$) (Figura 42).

A partir da análise de correlação de Pearson, a temperatura do ar está inversamente relacionada com a concentração de DBO_{5,20} (mg L⁻¹) do tanque de tratamento de TDH de 10 dias (TS10 e T10) e com as saídas dos demais tanques (ρ TS3_S= -0,1; ρ T3_S= -0,01; ρ TS7_S = -0,2; ρ T7_S = -0,1). O restante apresentou relação positiva com a temperatura (ρ TS3_E= 0,05; ρ T3_E= 0,05; ρ TS7_E = 8,6 × 10⁻⁴; ρ T7_E = 0,07). Entretanto, todas as correlações obtidas foram fracas. A Figura 43 apresenta a variação da DBO_{5,20} da fase líquida de cada tanque do sistema piloto e a variação da temperatura do ar durante o período monitorado.



	Remoção Médi	ia de DBO _{5,20} (%)	
l'anque de tratamento	Efluente	Macrófitas*	
TS3	3,7	42 5	
T3	46,2	42,5	
TS7	22,9	24.6	
Τ7	57,5	34,0	
TS10	27,4	22.4	
T10	49,8	22,4	

TDH.



TDH = 3 dias

TDH = 7 dias



 $a\tilde{a} da DDO (0) maa ta$ de tretere

(c)

5.7.2. Carbono Total

Os valores médios de CT na entrada do sistema variaram de $14,3 \pm 8,1$ mg L⁻¹ a $16,7 \pm 9,4$ mg L⁻¹. Já para a saída, os valores médios variaram de $12,3 \pm 13,5$ mg L⁻¹ a $22,9 \pm 12,6$ mg L⁻¹ para os tanques sem plantas e de $15,4 \pm 9,6$ mg L⁻¹ a $16,7 \pm 10,4$ mg L⁻¹ para os tanques com plantas. A taxa de remoção média deste parâmetro em cada tanque de tratamento está apresentada na Tabela 13.

A partir da análise estatística, foi possível observar que não houve diferença significativa entre os valores de CT de entrada dos tanques de tratamento ($p_{valor} = 1$). Em geral os valores de CT foram ligeiramente maiores na saída do sistema, entretanto, não houve diferença estatística entre os valores de entrada e saída ($p_{valor} \ge 0,07$) (Figura 44).

A partir da análise de correlação de Pearson, a temperatura do ar está fraca e inversamente relacionada com a concentração de CT (mg L⁻¹) nas saídas dos tanques TS3, T3, TS7, T7 e TS10 e na entrada do TS10 (ρ TS3s= -0,1; ρ T3s= -0,3; ρ TS7s = -0,3; ρ T7s = -0,2; ρ TS10s = -0,04; ρ TS10_E = -0,02). O restante, em geral, apresentou relação moderada e positiva com a temperatura (ρ TS3_E= 0,3; ρ T3_E= 0,3; ρ TS7_E = 0,1; ρ T7_E = 0,4; ρ T10_E = 0,3; ρ T10s = 0,1). A Figura 45 apresenta a variação do CT da fase líquida de cada tanque do sistema piloto e a variação da temperatura do ar durante o período monitorado.

Figura 44. Variação do carbono total, CT (mg L⁻¹) da fase líquida do sistema piloto durante o período monitorado.



For any do tratamento	Remoção Mé	édia de CT (%)	
l'anque de tratamento	Efluente	Macrófitas*	
TS3	0,0	0.0	
T3	0,0	0,0	
TS7	0,0	2.4	
Τ7	3,4	3,4	
TS10	14,7	0.0	
T10	0,0	0,0	

*Remoção média de CT descontando a remoção do tanque de tratamento sem plantas de mesmo TDH.



TDH = 3 dias

TDH = 7 dias



(c)

5.7.3. Carbono Orgânico Total

Os valores médios de entrada de COT variaram de $5,8 \pm 3,2 \text{ mg } \text{L}^{-1} \text{ a } 7,8 \pm 8,1 \text{ mg } \text{L}^{-1}$. Já para a saída, os valores médios variaram de $6,0 \pm 5,4 \text{ mg } \text{L}^{-1} \text{ a } 7,6 \pm 10,6 \text{ mg } \text{L}^{-1}$ para os tanques sem plantas e de $6,1 \pm 5,2 \text{ mg } \text{L}^{-1} \text{ a } 7,2 \pm 5,3 \text{ mg } \text{L}^{-1}$ para os tanques com plantas. A taxa de remoção média deste parâmetro em cada tanque de tratamento está apresentada na Tabela 14.

A partir da análise estatística, foi possível observar que os dados de CT indicaram que não houve diferença significativa entre os valores de entrada dos tanques de tratamento($p_{valor} \ge 0,9$). Assim como não houve diferença estatística entre os valores de entrada e saída($p_{valor} \ge 0,4$) (Figura 46). A partir da análise de correlação de Pearson, a temperatura do ar está diretamente e fortemente relacionada com a concentração de COT (mg L⁻¹) nas entradas e nas saídas dos tanques de tratamento ($\rho \le 0,9$), exceto para T3_S e T10_E ($\rho \le -0,02$), onde a relação é fraca e negativa. A Figura 47 apresenta a variação do COT do afluente do efluente em cada tanque do sistema piloto e a variação da temperatura do ar durante o período monitorado.

5.7.4. Carbono Inorgânico Total

Os valores médios de entrada de CIT variaram de: $8,2 \pm 5,6 \text{ mg } \text{L}^{-1} \text{ a } 9,8 \pm 8,7 \text{ mg } \text{L}^{-1}$. Já para a saída, os valores médios variaram de $8,0 \pm 8,8 \text{ mg } \text{L}^{-1}$ a $15,1 \pm 9,1 \text{ mg } \text{L}^{-1}$ para os tanques sem plantas e de $8,8 \pm 6,9 \text{ mg } \text{L}^{-1}$ a $9,8 \pm 9,2 \text{ mg } \text{L}^{-1}$ para os tanques com plantas. A taxa de remoção média deste parâmetro em cada tanque de tratamento está apresentada na Tabela 15.

A partir da análise estatística, foi possível observar que os dados de CIT indicaram que não houve diferença significativa entre os valores de entrada dos tanques de tratamento ($p_{valor} = 1$). Apenas TS3 apresentou diferença entre seus valores de CIT na entrada e saída do sistema piloto ($p_{valor} = 0,009$) enquanto os demais tanques não apresentaram diferença estatística entre a entrada e saída ($p_{valor} \ge 0,08$) (Figura 48). A partir da análise de correlação de Pearson, a temperatura do ar está inversamente relacionada com a concentração de CIT (mg L⁻¹) nas saídas dos tanques TS3, T3, TS7, T7 e TS10 e na entrada do TS10 (ρ TS3_S= -0,2; ρ T3_S= -0,02; ρ TS7_S = -0,5; ρ T7_S = -0,3; ρ TS10_S = -0,04; ρ TS10_E = -0,1). O restante apresentou relação positiva com a temperatura (ρ TS3_E= 0,1; ρ T3_E= 0,3; ρ TS7_E = 0,02; ρ T7_E = 0,2; ρ T10_E = 0,3; ρ T10_S = 0,05). Em geral, as correlações entre os parâmetros foram fracas. A Figura 49 apresenta a variação do CIT no sistema piloto.

Figura 46. Variação do carbono orgânico total, COT (mg L⁻¹) da fase líquida do sistema piloto durante o período monitorado.



T 1444	Remoção Média de COT (%)		
ranque de tratamento	Efluente	Macrófitas*	
TS3	3,7	22.5	
T3	26,2	22,5	
TS7	22,2	0.0	
T7	0,0	0,0	
TS10	4,3	0.0	
T10	0,0	0,0	

*Remoção média de COT descontando a remoção do tanque de tratamento sem plantas de mesmo TDH.

Figura 47. Variação da temperatura do ar (°C) e do COT (mg L⁻¹) da fase líquida de acordo com o TDH de (a) 3 dias (b) 7 dias e (c) 10 dias de cada tanque do sistema piloto durante o período monitorado. (a) **(b)**

TDH = 3 dias

TDH = 7 dias



(c)



Tanana da tuatamanta	Remoção Média de CIT (%)		
Tanque de tratamento	Efluente	Macrófitas*	
TS3	0,0	5 0	
T3	5,8	5,8	
TS7	0,0	7.0	
T7	7,8	/,8	
TS10	0,0	16.0	
T10	16,0	16,0	

Figura 49. Variação da temperatura do ar (°C) e do CIT (mg L⁻¹) da fase líquida de acordo com o TDH de (a) 3 dias (b) 7 dias e (c) 10 dias de cada tanque do sistema piloto durante o período monitorado. **(a) (b)**

TDH = 3 dias

TDH = 7 dias



*Remoção média de CIT descontando a remoção do tanque de tratamento sem plantas de mesmo TDH.

(c)

5.8. Nutrientes

5.8.1. Fósforo Total

Os valores médios de PT na entrada do sistema variaram de $1,4 \pm 1,6$ mg L⁻¹ a $2,0 \pm 2,9$ mg L⁻¹. Já para a saída, os valores médios variaram de $0,3 \pm 0,3$ mg L⁻¹ a $0,5 \pm 0,4$ mg L⁻¹ para os tanques sem plantas e de $0,1 \pm 0,1$ mg L⁻¹ a $0,2 \pm 0,2$ mg L⁻¹ para os tanques com plantas. A taxa de remoção média deste parâmetro em cada tanque de tratamento está apresentada na Tabela 15. Nesta tabela é possível analisar que todos os tanques sem plantas, de modo que a maior diferença entre eles está entre TS3 e T3. Ou seja, quando se descontam os valores de remoção do tanque controle, desconta-se a influência da sedimentação, da floração de algas e das demais variáveis associadas às condições deste tanque sem macrófitas aquáticas.

A partir da análise estatística, foi possível observar que os dados de PT indicaram que não houve diferença significativa entre os valores de entrada dos tanques de tratamento ($p_{valor} \ge 0.9$). Entretanto, houve diferença estatística entre os valores de entrada e saída para os tanques de tratamento com plantas T3_E e T3_S ($p_{valor} = 2.0 \times 10^{-4}$), T7_E e T7_S ($p_{valor} = 7.1 \times 10^{-5}$) e T10_E e T10_S ($p_{valor} = 7.2 \times 10^{-5}$) e para os tanques de tratamento sem plantas TS3_E e TS3_S ($p_{valor} = 0.002$) e TS10_E e TS10_S ($p_{valor} = 4.0 \times 10^{-4}$). Ainda, houve diferença significativa das concentrações de PT na saída entre os tanques de tratamento com plantas e sem plantas de mesmo TDH, com p_{valor} de 1.8×10⁻⁴ para TS3 e T3, de 1.9×10⁻⁵ para TS7 e T7 e 8.9×10⁻⁵ para TS10 e T10 (Figura 50).

A análise de correlação de Pearson verificou que a temperatura do ar está inversamente relacionada com a concentração de PT (mg L⁻¹) nas entradas e nas saídas de todos os tanques de tratamento ($\rho \leq -0,6$). É possível analisar que os dados de saída apresentaram-se mais uniformes e sem grandes variações, principalmente os tanques de tratamento (T3, T7 e T10). Esse comportamento pode ser analisado melhor na Figura 51, a qual apresenta a variação deste parâmetro na fase líquida de cada tanque do sistema piloto e a variação da temperatura do ar durante o período monitorado (n=29).

Figura 50. Variação da concentração de fósforo total, PT (mg L⁻¹) da fase líquida do sistema piloto durante o período monitorado.







TDH = 3 dias

TDH = 7 dias



0	Remoção Média de PT (%)		
0	Efluente	Macrófitas*	_
	62,3	25.2	_
	87,5	23,2	
	68,8	22.1	
	91,9	23,1	
	79,3	14.8	
	94,1	14,0	

Tabela 16. Taxa de remoção de PT (%) nos tanques de tratamento.

*Remoção média de PT descontando a remoção do tanque de tratamento sem plantas de mesmo TDH.

(c)

5.8.2. Ortofosfato Dissolvido

Os valores médios de P-PO₄³⁻ na entrada dos sistema variaram de 0,2 ± 0,3 mg L⁻¹ a 0,3 ± 0,6 mg L⁻¹. Já para a saída, os valores médios variaram de 0,1 ± 0,1 mg L⁻¹ a 0,2 ± 0,2 mg L⁻¹ para os tanques sem plantas e de 0,07 ± 0,06 mg L⁻¹ a 0,08 ± 0,09 mg L⁻¹ para os tanques com plantas. A taxa de remoção média deste parâmetro em cada tanque de tratamento está apresentada na Tabela 17. Assim como para o PT, o T3 apresentou a maior remoção média de P-PO₄³⁻ pelas macrófitas aquáticas (59,9 %) quando comparado com os demais tanques de tratamento.

A análise estatística indicou que não houve diferença significativa entre os valores de P-PO₄³⁻ na entrada dos tanques de tratamento, com ($p_{valor} = 1,0$). Apenas houve diferença estatística entre os valores de entrada e saída para o tanque de tratamento com plantas T3 ($p_{valor} = 2,0 \times 10^{-4}$). Os demais tanques não apresentaram diferença significativa ($p_{valor} \ge 0,06$). Ainda, houve diferença significativa das concentrações de P-PO₄³⁻ na saída entre os tanques de tratamento TS3 e T3 de mesmo TDH ($p_{valor} = 5,9 \times 10^{-4}$) (Figura 52).

A análise de correlação de Pearson verificou que a temperatura do ar está diretamente relacionada com a concentração de P-PO₄³⁻ (mg L⁻¹) nas entradas e nas saídas de todos os tanques de tratamento ($\rho \ge 0,007$). A Figura 53 apresenta a variação deste parâmetro na fase líquida de cada tanque do sistema piloto e a variação da temperatura do ar durante o período monitorado (n=29). A partir da análise da variação da concentração de P-PO₄³⁻ no efluente de acordo com o TDH durante o período estudado (Figura 53), é possível notar um ponto discrepante deste parâmetro no afluente no início do mês de março em todos os tanques de tratamento. Ressalta-se que este valor pode ter ocorrido por erros laboratoriais.





Tanana da tratamanta	Remoção Média de PO ₄ ³⁻ (%)		
l'anque de tratamento	Efluente	Macrófitas*	
TS3	14,6	50.0	
T3	74,5	59,9	
TS7	42,7	22.5	
Τ7	76,3	33,5	
TS10	55,8	12.9	
T10	68,6	12,8	

*Remoção média de PO₄³⁻ descontando a remoção do tanque de tratamento sem plantas de mesmo TDH.



TDH = 3 dias

TDH = 7 dias



e remoção de PO_4^{3-} (%) nos tanques de tratamento.

(c)
5.8.3. Nitrogênio Total

Os valores médios de NT (n=18) na entrada do sistema variaram de 7,8 ± 8,4 mg L⁻¹ a 11,7 ± 10,6 mg L⁻¹. Já para a saída, os valores médios variaram de 8,4 ± 10,2 mg L⁻¹ a 9,4 ± 13,6 mg L⁻¹ para os tanques sem plantas e de 5,2 ± 4,3 mg L⁻¹ a 9,6 ± 11,1 mg L⁻¹ para os tanques com plantas. A taxa de remoção média deste parâmetro em cada tanque de tratamento está apresentada na Tabela 18.

A partir da análise estatística, foi possível observar que os dados de NT indicaram que não houve diferença significativa entre os valores de entrada dos tanques de tratamento, assim como não houve entre os valores de saída ($p_{valor} \ge 0.9$). Ainda, não houve diferença estatística entre os valores de entrada ou saída para os tanques de tratamento com plantas e os tanques de tratamento sem plantas ($p_{valor} \ge 0.3$) (Figura 54).

A partir da análise de correlação de Pearson, a temperatura do ar está diretamente relacionada com os valores de NT (mg L⁻¹) na maioria das entradas do sistema piloto (ρ TS3_E= -0,06; ρ T3_E= -0,05; ρ TS7_E = 0,2; ρ T7_E = 0,2; ρ TS10_E = 0,09; ρ T10_E = 0,07). Já na saída, é possível analisar que apenas os tanques de tratamento sem plantas apresentam correlação direta de NT com a temperatura (ρ = 0,01). Enquanto há correlação inversa destes parâmetros nos tanques de tratamento com plantas (ρ T3_S= -0,3; ρ T7_S = -0,3; ρ T10_S = 0,02). Vale ressaltar que a maioria das correlações foram fracas. A Figura 55 apresenta a variação da concentração de NT na entrada e saída de cada tanque do sistema piloto e a variação da temperatura do ar durante o período monitorado.



Tabela 18. Taxa de remoção de NT (%) nos tanques de tratamento.				
Tour and the first sector	Remoção Média de NT (%)			
l'anque de tratamento	Efluente	Macrófitas*		
TS3	29,6	0,0		
T3	18,2			
TS7	18,4	0,0		
Τ7	12,5			
TS10	8,6	27,7		
T10	36,3			

*Remoção média de NT descontando a remoção do tanque de tratamento sem plantas de mesmo TDH.



TDH = 3 dias

TDH = 7 dias



 $a\tilde{a} a da \mathbf{NT}(0/)$

(c)

TDH = 10 dias

5.8.4. Nitrogênio Amoniacal

No que se refere aos valores médios de N_{amon} na entrada do sistema piloto, estes variaram de 4,6 ± 4,1 mg L⁻¹ a 5,6 ± 4,0 mg L⁻¹. Já para a saída, os valores médios variaram de 5,2 ± 3,7 mg L⁻¹ a 5,5 ± 4,1 mg L⁻¹ para os tanques sem plantas e de 4,9 ± 2,4 mg L⁻¹ a 5,5 ± 3,2 mg L⁻¹ para os tanques com plantas. Ressalta-se que houve 18 coletas para a análise deste parâmetro. A taxa de remoção média N_{amon} em cada tanque de tratamento está apresentada na Tabela 19.

A partir da análise estatística, foi possível observar que os dados de N_{amon} indicaram que não houve diferença significativa entre os valores de entrada dos tanques de tratamento ($p_{valor} \ge 0,9$), assim como não houve entre os valores de saída ($p_{valor} \ge 0,9$). Ainda, não houve diferença estatística entre os valores de entrada ou saída para os tanques de tratamento com plantas e os tanques de tratamento sem plantas ($p_{valor} \ge 0,3$) (Figura 56).

A partir da análise de correlação de Pearson, a temperatura do ar está inversamente relacionada com os valores de N_{amon} (mg L⁻¹) nas entradas ($\rho TS3_{E}$ = -0,2; $\rho T3_{E}$ = -0,3; $\rho TS7_{E}$ = -0,4; $\rho T7_{E}$ = -0,04; $\rho TS10_{E}$ = -0,3; $\rho T10_{E}$ = -0,3) e na maioria das saídas do sistema piloto ($\rho TS3_{S}$ = -0,2; $\rho T3_{S}$ = -0,1; $\rho TS7_{S}$ = -0,2; $\rho T7_{S}$ = -0,04; $\rho TS10_{S}$ = -0,4; $\rho T10_{S}$ = 0,06). A Figura 57 apresenta a variação do N_{amon} na fase líquida de cada tanque do sistema piloto e a variação da temperatura do ar durante o período monitorado.







TDH = 3 dias

TDH = 7 dias



Remoção Média de N _{amon} (%)				
Efluente	Macrófitas*			
10,5	0.0			
9,1	0,0			
3,8	0.0			
2,4	0,0			
16,7	68			
23,5	0,0			

Tabela 19. Taxa de remoção de N_{amon} (%) nos tanques de tratamento.

*Remoção média de N_{amon} descontando a remoção do tanque de tratamento sem plantas de mesmo TDH.

(c)

TDH = 10 dias

5.8.5. Nitrito e Nitrato

Foram realizadas 6 coletas para a análise de nitrito (NO_2) e nitrato (NO_3) para avaliar a presença destes na entrada e saída do sistema piloto. Entretanto, apenas foi detectada concentração de NO_2 em 2 dias de análise e para apenas algumas amostras.

No que se refere aos valores médios de NO₃ na entrada do sistema, estes variaram de $1,2 \pm 0,3 \text{ mg } \text{L}^{-1}$ a $1,4 \pm 0,9 \text{ mg } \text{L}^{-1}$. Já para a saída, os valores médios variaram de $0,9 \pm 0,2 \text{ mg } \text{L}^{-1}$ a $1,5 \pm 0,7 \text{ mg } \text{L}^{-1}$ para os tanques sem plantas e de $1,1 \pm 0,6 \text{ mg } \text{L}^{-1}$ a $1,8 \pm 0,9 \text{ mg } \text{L}^{-1}$ para os tanques com plantas. A taxa de remoção média deste parâmetro em cada tanque de tratamento está apresentada na Tabela 20.

A partir da análise estatística, foi possível observar que não houve diferença significativa entre os valores de NO₃ na entrada dos tanques de tratamento ($p_{valor} = 1,0$), assim como não houve entre os valores de saída ($p_{valor} \ge 0,2$). Ainda, não houve diferença estatística entre os valores de entrada ou saída para os tanques de tratamento com plantas e os tanques de tratamento sem plantas ($p_{valor} \ge 0,1$) (Figura 58).

A partir da análise de correlação de Pearson, a temperatura do ar está, em geral, forte e inversamente relacionada com os valores de NO₃ (mg L⁻¹) nas entradas (ρ TS3_E= -0,5; ρ T3_E= -0,4; ρ TS7_E = -0,5; ρ T7_E = -0,4; ρ TS10_E = -0,2; ρ T10_E = -0,5). Mas a correlação inversa é fraca na maioria das saídas do sistema piloto (ρ TS3_S= -0,1; ρ T3_S= -0,3; ρ TS7_S = -0,2; ρ T7_S = -0,1; ρ TS10_S = 0,2; ρ T10_S = 0,2). A Figura 59 apresenta a variação do NO₃ na entrada e saída de cada tanque do sistema piloto e a variação da temperatura do ar durante o período monitorado.







TDH = 3 dias

TDH = 7 dias



Remoção Média de NO ₃ (%)				
Efluente	Macrófitas*			
0,0	0.0			
0,0	0,0			
10,5	0.0			
0,0	0;0			
26,7	0.0			
15,2	0,0			

Tabela 20. Taxa de remoção de NO₃ (%) nos tanques de tratamento.

*Remoção média de NO3 descontando a remoção do tanque de tratamento sem plantas de mesmo TDH.

(c)

TDH = 10 dias

5.9. Desenvolvimento da biomassa

Neste tópico serão abordados os resultados referentes ao crescimento da macrófita aquática flutuante *E. crassipes* e os teores de PT e NT contidos em sua biomassa.

5.9.1. Crescimento da macrófita aquática Eichhornia crassipes

Foi realizado o monitoramento da massa das macrófitas (g) coletada semanalmente durante o período estudado (n= 21) e suas médias em cada tanque de tratamento foram de: $36,0 \text{ g} \pm 26,1$ para T3; $23,8 \text{ g} \pm 17,8$ para T7; e $19,2 \text{ g} \pm 17,0$ para T10. Vale ressaltar que apenas foram pesadas as macrófitas podadas. É possível observar que o tanque T3 apresentou maior crescimento da biomassa do que os demais tanques (Figura 60). Assim, a ANOVA permitiu analisar diferença estatística entre T3 e T10 ($p_{valor} = 0,03$) em relação à massa das macrófitas. Entretanto, não houve diferença estatística entre T3 e T7 ($p_{valor} = 0,2$) e T7 e T10 ($p_{valor} = 0,8$). Esperava-se não haver diferença entre T7 e T10 visto que eles operaram com TDHs parecidos. Ressalta-se que foram perdidos 4 dias de coleta, pois houve um acidente no laboratório envolvendo a queima das macrófitas não excedeu de 50 a 60% do leito, então não foi necessário realizar a poda. Ainda, de acordo com o coeficiente de correlação de Pearson, apenas T3 apresentou relação direta entre a massa coletada com a temperatura (ρ T3= 0,2), enquanto os demais tanques apresentaram-se inversamente relacionados (ρ T7=-0,1; ρ T10=-0,04).





Além disso, os tanques de menor TDH apresentaram raízes menores quando comparadas com as raízes dos tanques de TDH maior. Esse comportamento pode ser explicado pela maior vazão e consequente maior disponibilidade de nutrientes no T3 (TDH = 3 dias). A Figura 61 apresenta uma amostra do comprimento das raízes das macrófitas aquáticas (*E. crassipes*) coletadas dos tanques de tratamento com plantas T3, T7 e T10.



Figura 61. Tamanho das raízes das macrófitas aquáticas em cada tanque de tratamento do sistema piloto.

Fonte: Autoral.

5.9.2. Tecido vegetal das macrófitas: Teor de nutrientes

Na Tabela 21 estão descritos os teores médios de fósforo total (n = 21) e nitrogênio total (n = 6) expressos em g m⁻² dia⁻¹, bem como a razão de N:P no tecido vegetal das macrófitas aquáticas dos tanques T3, T7 e T10 em datas que abrangeram o início (fevereiro – março), meio (abril – junho) e final (agosto – outubro) da operação do sistema piloto. A Tabela 22 apresenta a porcentagem média de PT e NT por grama de biomassa seca da macrófita aquática *E. crassipes*.

	Período da coleta	PT (g m ⁻² dia ⁻¹)	NT (g m ^{-2} dia ^{-1})	N:P
	Início	$17,5 \pm 5,2$ (ac)	$9,2 \pm 0,0$ (A)	0,5
TDH 3 dias	Meio	$8,8 \pm 4,6$ (c)	10,1 ± 0,5 (C)	1,2
	Fim	18,0 ± 8,3 (ab)	18,9 ± 1,0 (AB)	1,1
TDH 7 dias	Início	$10,0 \pm 1,4$ (a)	$8,9 \pm 0,0$ (A)	0,9
	Meio	$6,8 \pm 2,2$ (c)	$6,2 \pm 0,9 (C)$	0,9
	Fim	9,7 ± 4,0 (a)	10,8 ± 2,2 (C)	1,1
TDH 10 dias	Início	$6,4 \pm 0,5$ (a)	3,9 ± 0,0 (C)	0,6
	Meio	$7,1 \pm 1,9$ (c)	$4,3 \pm 0,4$ (C	0,6
	Fim	11.0 ± 6.5 (c)	9.5 ± 3.2 (C)	0.9

Tabela 21. Teor dos macronutrientes fósforo total e nitrogênio total (g m⁻² dia ⁻¹), encontrados no tecido vegetal das macrófitas aquáticas da espécie *Eichhornia crassipes*, bem como a razão N:P.

Médias seguidas de letras distintas indicam diferenças significativas pelo teste de Tukey (p_{valor}<0,05).

Tabela 22. Porcentagem média e desvios padrão (%PS \pm desvio padrão) de fósforo (n=29) e nitrogênio total (n=6) por grama da biomassa seca de *Eichhornia crassipes*.

Tanque de tratamento	% PS ± Desvio Padrão				
ranque de tratamento	Fósforo Total	Nitrogênio Total			
Т3	3,4 ± 2,1 (a)	3,7 ± 1,1 (A)			
Τ7	$2,2 \pm 0,9$ (b)	$2,3 \pm 0,6$ (B)			
T10	2,1 ± 1,3 (b)	$1,7 \pm 0,8$ (B)			

Médias seguidas de letras distintas indicam diferenças significativas pelo teste de Tukey (pvalor<0,05).

É possível observar na Tabela 21 que o TDH de 3 dias apresentou teores maiores de PT e NT (g m⁻² dia ⁻¹) na macrófita aquática *E. crassipes*. Ainda, a Tabela 22 permite analisar que a porcentagem média de PT e NT por grama de biomassa seca (da parte aérea + raíz) da macrófita foi maior nos tanques com TDH menor. Analisando a razão N:P, nota-se que esta variou de 0,5 a 1,2, o que, de acordo com Koerselman & Meuleman (1996), significa que há limitação de N para as macrófitas.

Além disso, foi estudado o teor de PT e NT, expresso em mg g⁻¹, contido na fração foliar e na raíz das plantas podadas, ou seja, das plantas excedentes. Desta maneira, os exemplares das plantas foram separados em parte aérea e submersa (que neste trabalho são tratadas por folha e raiz, respectivamente). A Figura 62 apresenta a diferença da concentração de nutrientes nas plantas e nas suas respectivas raízes para os nutrientes.

Figura 62. Variação da concentração de PT e NT nas plantas e raízes das macrófitas nas WCFHS plantadas (T3, T7 e T10) durante o período de monitoramento.



Tanques

A partir da análise da Figura 62, é possível analisar que há maior concentração de nutrientes nas folhas, quando comparado com o teor de nutrientes nas raízes. Não houve diferença estatística entre a fração de PT nas folhas e nas raízes ($p_{valor} \ge 0,2$), mas essa diferença foi observada entre os valores de NT ($p_{valor} \le 8,5 \times 10^{-6}$).

5.10. Balanço de massa

Este tópico apresenta o balanço de massa de PT e NT. Ressalta-se que desconsiderou-se a fração de oxigênio para $P-PO_4^{3-}$ e de oxigênio e hidrogênio nas formas de N (NH₃, NO₃, NO₂ e N_{org}) para a melhor confiabilidade dos resultados. Ainda, foram selecionadas as mesmas datas, ou as datas mais aproximadas, e o mesmo número de amostras para a série P (n=29) e N (n=6).

5.10.1. Balanço de massa - PT

Tanque de Tratamento

TS3

T3

TS7

T7

A Tabela 23 apresenta o balanço de massa em porcentagem de PT nas amostras líquidas, levando em consideração a concentração de PT e P-PO4³⁻ na entrada e na saída do sistema piloto de WCFHS.

Tabela 23. Balanço de massa do fósforo total (%) nas amostras líquidas na entrada e na saída do sistema piloto.

Saída

39,1

35.1

41,5

35.3

Fósforo dissolvido(%)

Entrada

17,2

19,1

19,5

17,3

TS10	17,2	50,2	82,8	49,8	
T10	17,1	90,8	82,9	9,2	
A partir da análise o	la Tabela 23	, é possível	observar que	há mais fósfo	oro
particulado na entrada e saí	da do sistema	a piloto, quar	ndo comparad	lo com o fósfo	oro
dissolvido. A diminuição d	la porcentage	em de PT p	articulado na	a saída se dev	ve,

prioritariamente, à sedimentação ocorrida ao longo do escoamento da água. Esse comportamento pode ser notado na Figura 63.

Assim, para o balanço de massa do PT levou-se em consideração a soma da massa deste parâmetro na entrada do sistema piloto (mg PT), a soma da massa de PT na saída do sistema piloto (mg PT), a soma da massa de PT nas macrófitas (mg PT), a evapotranspiração da água (mm d⁻¹) e a massa de PT no sedimento (mg P). Foi calculada a taxa de evapotranspiração a partir dos dados cedidos pela Estação Meteorológica da USP. Ainda, destaca-se que foi considerada a média da evapotranspiração da água (média de $E_0 = 3.8 \text{ mm d}^{-1}$) e esse valor foi multiplicado pela média da constante de evapotranspiração da E. crassipes (Et/E0 = 2,01) (Vymazal & Březinová, 2008), alcançando média de $E_t = 1.5 \text{ mm d}^{-1}$. Para os tanques sem plantas, considerou-se apenas E₀.

Fósforo particulado (%)

Saída 60,9

64,9

58,5

64,7

Entrada

82.8

80.9

80,5

82,7



Figura 63. Balanço de massa do PT (% mg) do efluente de cada tanque do sistema piloto durante o período monitorado.

5.10.2. Balanço de massa - NT

A Tabela 24 apresenta o balanço de massa em porcentagem de NT nas amostras líquidas, levando em consideração a concentração de NT, N_{amoniacal}, Nitrito e Nitrato na entrada e na saída do sistema piloto de WCFHS. Ressalta-se que a fração de N_{orgânico} foi calculada a partir da diferença entre NT e as demais frações de nitrogênio analisadas. É de extrema relevância destacar que esse balanço de massa só foi possível utilizando o nitrogênio total e as demais formas nas suas frações dissolvidas, pois se constatou através de análises comparativas que o nitrogênio era composto basicamente pela fração dissolvida. Deste modo, as formas nitrogenadas não foram analisadas em sua totalidade (particulado + dissolvido).

 Tabela 24. Balanço de massa do nitrogênio total (%) nas amostras líquidas na entrada e na saída do sistema piloto.

Tanque de	NAmoniac	al (%)	Norgânico (%)		Nitrito (%)		Nitrato (%)	
Tratamento	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
TS3	85,6	122,5	9,6	-	0,0	0,0	4,8	9,3
Т3	76,7	97,1	18,6	-	0,2	0,0	4,5	7,7
TS7	72,4	100,0	22,6	-	0,0	0,3	5,0	6,6
T7	83,6	125,1	12,4	-	0,0	0,0	4,0	8,5
TS10	76,6	101,5	18,3	-	0,9	0,3	4,2	5,9
T10	80,8	127,3	15,0	-	0,0	0,0	4,2	7,7

A partir da análise da Tabela 24, é possível observar que as porcentagens de N_{amoniacal} excedem as porcentagens de NT, de modo a não ser possível estimar a

porcentagem de $N_{orgânico}$ nas saídas dos tanques de tratamento. Assim, a forma mais presente no efluente do sistema piloto é $N_{amoniacal}$. Entretanto, a concentração de nitrogênio no sistema é baixa, o que pode explicar a proximidade da fração de $N_{amoniacal}$ com NT. Além disso, a Tabela 24 mostra que a fração de Nitrito quase não foi detectada. Isso se deve ao fato de que essa é a forma mais instável de nitrogênio, que facilmente é oxidada a nitrato pela nitrificação (MELLO, 2016)

Assim como para o balanço de massa do PT, o balanço de massa do NT levou em consideração a soma da massa deste parâmetro na entrada do sistema piloto (mgNT), a soma da massa de NT na saída do sistema piloto (mgNT), a soma da massa de NT nas macrófitas (mgNT), a evapotranspiração da água (mm d⁻¹) e a massa de NT no sedimento (mgNT). Foi calculada a taxa de evapotranspiração a partir dos dados cedidos pela Estação Meteorológica da USP. Considerou-se a média da evapotranspiração da água por dia de coleta (média de $E_0 = 3,8 \text{ mm d}^{-1}$) e da *E. crassipes* (média de $E_t = 1,5 \text{ mm d}^{-1}$). Para os tanques sem plantas, considerou-se apenas E_0 . A Figura 64 apresenta a porcentagem de NT em cada saída do tanque do sistema de tratamento.

Figura 64. Balanço de massa do NT (% mg) do efluente de cada tanque do sistema piloto durante o período monitorado.



Ressalta-se que a porcentagem de remoção de NT no T10 pode não ser atribuída à macrófita aquática, pois pode ter ocorrido a conversão deste nutriente a N_2 ao longo do sistema ou outro processo não identificado.

6. DISCUSSÃO

De maneira geral, os tanques do sistema piloto de WCFHS povoados com *E. crassipes* apresentaram-se eficientes na redução de cor aparente, turbidez e SST e na remoção de , PT e P-PO₄³⁻. As porcentagens de redução/remoção foram superiores nos tanques de tratamento com plantas (T3, T7 e T10) quando comparadas com os tanques de tratamento sem plantas (TS3, TS7 e TS10). Contudo, o sistema não apresentou remoção da série nitrogênio, tendo a sua melhor eficiência observada no tanque de tratamento com plantas T10. Entretanto, ressalta-se que as concentrações de nitrogênio já eram relativamente baixas na entrada do sistema, na ordem de 7,8 ± 8,4 mg L⁻¹ a 11,7 ± 10,6 mg L⁻¹ para NT. A Figura 65 apresenta o resumo das taxas de redução e remoção dos principais parâmetros obtidos no sistema de WCFHS com e sem plantas.

Figura 65. Valores médios da redução (%) da cor, turbidez, sólidos suspensos totais (SST) e remoção (%) de demanda bioquímica de oxigênio (DBO_{5,20}), fósforo total (PT), ortofosfato (P-PO₄³⁻), nitrogênio total (NT), nitrogênio amoniacal (N-NH₃) e nitrato (N-NO₃) pelo sistema piloto de WCFHS de tratamento de efluentes.



A seguir, serão discutidos os resultados referentes à eficiência do sistema em relação à remoção dos poluentes avaliados.

6.1. Matéria orgânica

Com relação à matéria orgânica (MO), o sistema promoveu remoção média de DBO_{5,20} de 46,2 %, 57,5 %, 49,8 % nos tanques T3, T7 e T10 e remoção de 3,7 %, 22,9 % e 27,4 % nos tanques TS3, TS7 e TS10, respectivamente. As porcentagens de remoção mais elevadas nos tanques com plantas podem estar associadas à possibilidade de formação de biofilme nas raízes das macrófitas e este ter convertido a matéria orgânica a CO₂ e água (PAVLINERI et al., 2017), tornando possível maior remoção de DBO_{5,20} nos tanques com plantas.

De acordo com a Resolução CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011), o limite de lançamento de DBO_{5,20} é de 120 mg L⁻¹ ou remoção de 60%. Apesar da baixa concentração de MO na entrada do sistema (9,6 ± 6,7 mg L⁻¹ a 10,4 ± 7,4 mg L⁻¹, já dentro dos padrões de lançamento), o que poderia não permitir a geração de eficiências notáveis de remoção, as remoções observadas deste parâmetro foram acima do esperado. Estudos com essa configuração de WC apresentam remoção média de DBO_{5,20} de 31% (Machado et al., 2017).

Sabe-se que o OD é comumente responsável pela limitação nos processos de remoção de MO e nitrificação, sendo que a concentração ótima de OD varia de 0,1 a 1,5 mg L⁻¹ (HOCAOGLU et al., 2011; ZOPPAS et al., 2016; ILYAS & MASIH, 2017). No presente estudo, este parâmetro apresentou valores médios de $3,2 \pm 2,2$ mg L⁻¹ na entrada do sistema piloto, bem como $8,2 \pm 2,7$ mg L⁻¹ na saída dos tanques sem plantas e $6,2 \pm 3,0$ mg L⁻¹ na saída dos tanques com plantas, mostrando-se acima da faixa ideal para tais processos.

De acordo com Doherty et al. (2015), as macrófitas aquáticas também são responsáveis por incorporar oxigênio no sistema por meio de transporte e difusão, através dos seus sistemas radiculares na rizosfera. Como visto, houve aumento de OD em todos os tanques de tratamento, principalmente nos tanques sem plantas. Este fato se deve, possivelmente, à presença de fitoplânctons nestes tanques que contribuíram mais com o aumento de OD do que as macrófitas aquáticas (*E. crassipes*). O crescimento de fitoplâncton nos tanques sem plantas, por sua vez, se deu pela falta de sombreamento nos mesmos, ocasionando a produção de algas (ver Figura 66).

Petracco (2006) relatou o aumento da concentração de OD durante elevada atividade fotossintética de macrófitas aquáticas na Lagoa do Óleo – SP, enquanto Mayo et al. (2017) relataram que houve decréscimo de OD em WC com pouca atividade fotossintética. De acordo com Souto (2009), o crescimento excessivo de macrófitas

aquáticas, algas e cianobactérias, resulta na produção exagerada de oxigênio durante os períodos em que há incidência solar, conduzindo a grandes variações diárias nas concentrações de OD nas camadas superiores do leito. Entretanto, acontece a diminuição ou cessação da concentração de OD, principalmente durante a noite, quando não há fotossíntese pelas plantas (SOUTO, 2009). Este comportamento pode explicar as altas taxas de OD nos tanques de tratamento, pois as análises foram realizadas nas camadas superiores do leito entre 10h e 12h, período de maior incidência solar.

6.2. Nutrientes

• Série Fósforo:

O sistema piloto de WCFHS povoado com *E. crassipes* apresentou alta eficácia na remoção de PT (de 87,5 % a 94,1 %) e P-PO₄³⁻ (68,6 % a 76,3 %). Ainda, ressalta-se que, independente da variação de sua concentração na entrada do sistema piloto, a saída permaneceu estável e sem grandes variações, o que pode significar um sistema de tratamento terciário de efluentes eficiente e robusto com vistas à remoção de fósforo.

As taxas de remoção de PT obtidas foram acima daquelas citadas no estudo de revisão de Machado et al. (2017), com média de remoção de 85% deste parâmetro nesta configuração de *wetland* construída, com TDHs entre 1,5 e 20 dias. Ainda, quando analisados os trabalhos de Kawai & Grieco (1983), Tripathi & Upadhyay (2003), Silva & Camargo (2008), Paulo et al. (2009), Henares & Camargo (2013), Kill et al. (2018) e Vymazal & Březinová (2018), os quais estudaram WCFHS com variadas espécies de macrófitas aquáticas, com máxima remoção observada de 73 % para PT e 44 % para P-PO₄³⁻, com TDH entre 0,5 e 56 dias, verifica-se que o presente estudo também alcançou eficiências superiores na remoção de fósforo e ortofosfato.

As altas remoções de fósforo podem ter sido influenciadas pelo pH do efluente. De acordo com Bai et al. (2017), quanto menor o pH, maior a sorção do nutriente pelas macrófitas. Seu estudo notou aumento gradativo da sorção de PT com o aumento da acidez (pH < 7). No presente estudo, a média do pH foi de $5,7 \pm 0,2$ na entrada e $6,1 \pm 1,0$ na saída do sistema piloto. Assim, o pH encontrado corrobora com a alta sorção do íon à macrófita aquática.

Outro fator que pode ter influenciado na eficiência do sistema na remoção de fósforo e MO foi o manejo regular das macrófitas. Diversos autores citam a importância do manejo periódico das plantas para que não haja, dentre outras consequências, a devolução de nutrientes e MO ao sistema de tratamento (KAWAI & GRIECO, 1983;

VYMAZAL, 2001; ÇAKIR et al., 2015; GUPTA et al., 2015; REZANIA et al., 2016; SAEED & SUN, 2012; MELLO, 2016). Além disso, quando as macrófitas aquáticas, como a da espécie *E. crassipes*, excedem determinada densidade no corpo d'água, sua taxa de crescimento tende a decrescer, o que pode ocasionar a diminuição de suas atividades biológicas relacionadas à assimilação das substâncias poluidoras (KAWAI & GRIECO, 1983; CAMARGO et al., 2003). Assim, como as macrófitas foram podadas e/ou manejadas semanalmente, isso minimizou a sua decomposição e consequente retorno de nutrientes ao sistema. Desse modo, parte da eficiência de remoção de poluentes do sistema piloto está atribuída à atividade de manejo periódica, no caso, semanal, mantendo sempre aproximadamente 60 % da área superficial ocupada e dando preferência a retirar os indivíduos mais senis (BENASSI et al., 2018).

Notou-se que a maior fração do fósforo esteve na sua forma particulada. Além disso, foi verificada correlação direta do fósforo particulado às concentrações de SST. Ambos os parâmetros apresentaram altas taxas de remoção. Vymazal & Březinová (2018) afirmam que WC são sistemas de tratamento que operam satisfatoriamente na remoção de SST e nutrientes. Assim, esse sistema apresentou-se eficaz na remoção destes parâmetros.

A condutividade elétrica (CE) indica a quantidade de sais dissolvidos existentes na água (OLIVEIRA & COSTANZI, 2014). De acordo com Esteves (2011), a CE é influenciada pelo pH e pela temperatura. Entretanto, este autor afirma que os íons nitrato, nitrito e especialmente o ortofosfato têm pouca influência nessa variável e o íon amônio pode ter influência quando em altas concentrações, o que não ocorreu neste estudo.

Silva & Camargo (2008), que estudaram o tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas flutuantes (*E. crassipes* e *Pistia stratiotes*) encontraram valores de CE de 58,0 μ S cm⁻¹ no afluente e 63,0 μ S cm⁻¹ no efluente do sistema de WCFHS. Já o estudo de revisão sobre o estado de arte dos sistema de tratamento de efluentes domésticos e águas naturais poluídas com macrófitas aquáticas de Reddy & DeBusk (1987), encontraram CE média de 381 μ S cm⁻¹ no lago Apopka, localizado na Flórida, EUA.

No presente estudo, os valores médios de CE foram de 259,0 \pm 0,0 μ S cm⁻¹ na entrada; 134,5 \pm 43,5 μ S cm⁻¹ na saída dos tanques sem plantas; e de 151,3 \pm 51,5 μ S cm⁻¹ na saída dos tanques com plantas. A Análise de Variância seguida do teste de Tukey comprovaram que houve diferença estatística (p_{valor} < 0,05) entre os valores de CE na entrada e nas saídas do sistema piloto de tratamento. Foi possível observar maior

diminuição de CE nos tanques sem plantas, o que pode significar maior assimilação de compostos iônicos dissolvidos no meio pelas algas, quando comparado com as macrófitas aquáticas. Ou então, pode ter ocorrido maior precipitação de sais nos tanques sem plantas. As médias encontradas no presente estudo estiveram acima daquelas encontradas em Silva & Camargo (2008), mas abaixo das analisadas por Reddy & DeBusk (1987).

Apesar dos dados enviados pela FPZSP apresentarem 0,6 mg L⁻¹ de PT no efluente lançado no Lago São Francisco, este estudo encontrou concentração média de 1,6 mg L⁻¹ de PT no efluente advindo da ETE. Uma possível explicação para esta disparidade é a data de análise, já que os dados cedidos pela FPZSP são de 13 de setembro de 2016. Assim, pode ter aumentado a carga média de PT lançada no lago ao passar dos anos.

Por fim, o efluente, antes lançado no lago com concentração média de PT de 1,6 mg L⁻¹, passou a ser lançado com média de 0,1 mg L⁻¹. Deste modo, o sistema piloto de WCFHS povoado com *E. crassipes* permitiu o lançamento do efluente no Lago São Franscisco dentro dos padrões de lançamento estipulados pela Regulação N°.44.de 2003 feita pelo ministro de Mauritos (África) a partir das seções 39 e 96 do *The Environment Protection Act* de 2002 (EPA, 2002); e pela norma NR 217/2016 – *Effluent Standards and Limitations for Phosphorus* de Wisconsin – EUA (EPA, 2019), os quais estipulam o limite de lançamento de 1,0 mg L⁻¹ para este parâmetro. Ressalta-se que foi utilizada a legislação ambiental internacional pela falta de padrões de lançamento de efluentes estabelecidos a nível nacional.

• Série Nitrogênio:

No que se refere à série Nitrogênio, foi possível observar que não houve grandes remoções deste parâmetro no sistema piloto de WCFHS povoadas com *E. crassipes*. Quando analisada a eficiência de remoção de NT, o tanque de tratamento com plantas T10 (TDH = 10 dias) apresentou melhor eficiência do que os demais tanques (remoção de 36,3%), inclusive quando comparado com TS10 (remoção de 8,6%), tanque de tratamento sem plantas de mesmo TDH.

Fazendo um paralelo com ambientes eutrofizados, pode-se dizer que houve maior remoção de NT no tanque com plantas visto que águas eutrofizadas povoadas com *E. crassipes* promovem ligeira nitrificação, enquanto águas eutrofizadas sem as macrófitas inibem ligeiramente este processo (SHI et al., 2019).

No estudo de Shi et al. (2019), a inibição da nitrificação nas águas eutrofizadas sem plantas se deu pela competição por carbono inorgânico dissolvido (CO₂) entre algas

e bactérias nitrificantes. As algas são mais capazes de consumir HCO₃ do que as bactérias nitrificantes, enquanto estas são autotróficas e utilizam CO₂ e HCO₃ como aceptor de elétrons para a nitrificação. Esta competição entre algas e bactérias é pronunciada durante a noite, quando consomem o OD produzido para a sua respiração e liberam CO₂ na água (SHI et al., 2019). Shi et al. (2019) citam que estas condições favoreceram a desnitrificação e emissões de N₂O para a atmosfera. Enquanto a promoção da nitrificação em ambientes povoados com macrófitas ocorreu pela secreção radicular de O₂ e COT que ajudaram as bactérias aderidas às raízes a propagar e proporcionar um melhor microambiente de O₂ para a nitrificação. Mas nesse caso, as emissões de N₂O para a atmosfera foram diminuídas, quando comparadas com o sistema sem plantas (SHI et al., 2019).

Vale associar tais informações com a concentração de OD no sistema piloto. Como já citado, os tanques de tratamento apresentaram concentrações médias de OD acima do esperado na superfície do leito durante o período de coleta (10 h às 12 h). Assim, pode ser que a nitrificação tenha sido dificultada durante a noite pela falta de OD, já que este pode ter sido consumido por algas e bactérias nitrificantes.

Ressalta-se que havia baixa concentração de NT na entrada no sistema piloto, na ordem de 7,8 ± 8,4 mg L⁻¹ a 11,7 ± 10,6 mg L⁻¹ para NT, o que pode ter prejudicado a eficiência de sua remoção. Vymazal & Březinová (2018), também demonstraram baixas concentrações iniciais de NT (5,4 mg L⁻¹) e a porcentagem de remoção de NT foi parecida com a observada no presente estudo (38,3 %). Ainda, Vymazal & Březinová (2018) afirmam que esta taxa de remoção está de acordo com às reportadas em estudos com WCFHS para o tratamento de águas agrícolas. Sudiarto et al. (2019) encontraram altas taxas de remoção para NT com *E. crassipes* (63,7 %), mas a carga deste nutriente na entrada do sistema era de 151.7 mg L⁻¹. Mas vale destacar que outros parâmetros também auxiliaram nesta taxa de remoção, como o OD. No estudo de Mayo et al. (2017), por exemplo, a concentração de NT na entrada do sistema era de apenas 23,3 mg L⁻¹, mas como havia condições favoráveis para a desnitrificação, a taxa de remoção alcançada foi de 63,9 %.

Apesar do tanque de tratamento com TDH de 10 dias, apresentar a maior eficiência para a remoção de NT, a porcentagem deste nutriente na biomassa seca das macrófitas foi maior no tanque de TDH de 3 dias. Assim, a remoção observada no tanque T10 não foi associada apenas à absorção e incorporação do NT na biomassa da macrófita aquática.

A maior fração de nitrogênio na entrada e na saída do sistema estava na forma amoniacal. Praticamente não foi detectado N-NO₂, pois este já havia sido convertido em N-NO₃ dentro dos tanques de tratamento devido às altas concentrações de OD. A concentração média de N-NO₃, por sua vez, foi maior na saída do que na entrada do sistema, de maneira a afirmar que houve nitrificação no sistema. Entretanto, esta foi limitada, já que N-NO₃ representa menos de 10 % do NT.

Destaca-se que a configuração escolhida (WCFHS) é a mais indicada para a remoção de fósforo, mas não é considerada a mais adequada para a remoção de matéria orgânica (M.O) e nitrogênio (VYMAZAL & BŘEZINOVÁ, 2008; MACHADO et al., 2017). Apesar desta configuração ter como material suporte as raízes das plantas para a formação do biofilme e consequente consumo de MO pelas bactérias, não há presença de brita ou cascalho que amplificam este processo. Ainda, as WCFHS não apresentam as condições mais favoráveis para a ocorrência da nitrificação e desnitrificação, os quais estão associados, dentre outros parâmetros, à temperatura, ao pH, à alcalinidade e à concentração de OD no sistema.

Shi et al. (2019) confirmam esta afirmação, apontando que a *E. crassipes* afeta as transformações de nitrogênio, pois promove a assimilação ou liberação de nutrientes no sistema durante o seu crescimento ou senescência; promove inibição de algas; e reduz pH, carbono orgânico dissolvido (COD) e OD das águas eutrofizadas.

Ting et al. (2018) apontam em seu estudo de revisão sobre a aplicação de *E. crassipes* para a fitoremediação de nitrogênio amoniacal em efluentes domésticos e industriais que a temperatura da água ideal para a nitrificação e desnitrificação em sistemas de tratamento biológicos está entre 22 ° C e 37 ° C. A média geral da temperatura do efluente nos tanques de tratamento do sistema piloto foi de 20,9 \pm 2,6 ° C, de modo a se encaixar na faixa ideal para o processo em apenas alguns momentos.

De acordo com Metcalf & Eddy (2015) e Ting et al. (2018), o pH ótimo para bactérias nitrificantes está entre 7,5 e 8,5, sendo que naqueles abaixo de 6,0 o processo de nitrificação tende a cessar. No presente estudo, os valores médios de pH foram de 5,7 \pm 0,2 na entrada e 6,1 \pm 1,0 na saída do sistema piloto. Assim, apesar de ter ocorrido ligeira nitrificação no sistema piloto, o pH observado não apresentou-se favorável para este processo. O baixo pH está associado à alcalinidade do sistema, a qual apresentou-se baixa e sem grandes variações, mantendo-se na média de 12,1 mg CaCO₃ L⁻¹ a 16,4 mg CaCO₃ L⁻¹. Assim, praticamente não houve seu consumo pelas bactérias nitrificantes e não obteve-se quantidade suficiente para proporcionar o tamponamento do sistema. Vale destacar que o processo de nitrificação, em seu estágio inicial, produz íons de hidrogênio, uma substância ácida que pode provocar a diminuição do pH, caso a alcalinidade não seja o suficiente para tamponar o sistema (MAGRI et al., 2013).

Além desses fatos que dificultaram a conversão e remoção de nitrogênio do sistema, quando analisada a concentração de NT na massa seca das macrófitas aquáticas, foi possível observar que há limitação de NT na biomassa das mesmas. De acordo com a relação de Redfield, a relação N:P é um valor fixo de 16 partes de Nitrogênio para uma parte de Fósforo (16:1) (KOERSELMAN & MEULEMAN, 1996). No presente estudo, a razão N:P variou de 0,5 a 1,2. Koerselman & Meuleman (1996) afirmam que quando a razão N:P é inferior a 16, há limitação de N para as macrófitas. Caso essa razão fosse superior a 16, haveria limitação de P.

Neste caso, infere-se que o teor reduzido de nitrogênio nas macrófitas analisadas deve-se, principalmente, à limitação da disponibilidade de nitrogênio na forma adequada para assimilação pelas plantas (especialmente em relação ao nitrato), além do fato de que havia baixa concentração deste parâmetro na entrada do sistema piloto (já dentro dos limites de lançamento de 20 mg N-NH₃ L⁻¹ estipulado pela Resolução CONAMA 430/2011).

6.3. Composição do tecido da Eichhornia crassipes

Neste estudo, a composição do tecido da *E. crassipes* apresentou faixa de acumulação de $6,4 \pm 0,5$ g PT m⁻² d⁻¹ a $18,0 \pm 8,3$ g PT m⁻² d⁻¹ e de $3,9 \pm 0,0$ g NT m⁻² d⁻¹ a $18,9 \pm 1,0$ g NT m⁻² d⁻¹. Sudiarto et al. (2019) observaram acumulação de 13,82 gPT m⁻² d⁻¹ em biomassa seca de *E. crassipes* no tratamento de águas residuais de suínos na República da Coreia. Reddy et al. (1987) apresentaram que a composição do tecido da plantas *E. crassipes* tem faixa de 0,1 a 0,3 g PT m⁻² d⁻¹ e 0,5 a 1,6 g NT m⁻² d⁻¹. Ainda, estes autores citaram que a taxa de crescimento desta macrófita está entre 14,9 e 27,3 g m⁻² d⁻¹. Já Reddy et al. (1989) observaram valores máximos de armazenamento de PT de 20 g m⁻² dia⁻¹ e de NT de 0,42 g m⁻² dia⁻¹. Assim, os valores de acumulação de nutrientes na biomassa das plantas deste estudo apresentam-se na faixa daqueles encontrados na literatura.

A porcentagem média de PT e NT por grama de biomassa seca (da parte aérea + raíz) da macrófita aquática *E. crassipes* apresentou-se na faixa de 2,1 a 3,4 % para o PT e 1,7 a 3,7 % para o NT. Em estudo sobre o valor nutritivo das macrófitas aquáticas flutuantes, Silva & Camargo (2002) observaram que o fósforo equivale a 0,24 % PS \pm

0,02 da biomassa total da parte aérea da *E. crassipes*. Desse modo, os valores obtidos neste trabalho superaram os obtidos por Silva & Camargo (2002), comportamento que pode estar atribuído à maior concentração de PT no afluente do presente trabalho (1,4 \pm 1,6 mg PT L⁻¹ a 2,0 \pm 2,9 mg PT L⁻¹) quando comparado com o trabalho revisado (0,08 \pm 0,02 mg PT L⁻¹).

De acordo com Henry-Silva & Camargo (2006; 2008), a *E. crassipes* tem ótima capacidade de absorver e incorporar nutrientes em sua biomassa, mesmo em ambientes com altas concentrações de fósforo e nitrogênio. Sudiarto et al. (2019) afirmam que, apesar de não promoverem altas porcentagens de remoção de nitrogênio, esta macrófita apresenta maior desenvolvimento da biomassa do que outras espécies de macrófitas (p.e.: *Pistia stratiotes*). Este estudo corrobora esta afirmação, de maneira a ter observado porcentagens ainda maiores destes nutrientes na biomassa das macrófitas quando comparado com outro estudo com a macrófita, indicando que as condições meteorológicas e a operação do sistema podem ter contribuído para a eficiência de absorção e incorporação de poluentes na biomassa da macrófita.

Desta maneira, como as plantas absorvem e estocam nutrientes em sua biomassa, a decomposição desse material vegetal desempenha papel importante para a ciclagem de nutrientes (PETRACCO, 1995). A compostagem é uma das opções para o destino da biomassa gerada das macrófitas aquáticas, já que por esse processo há liberação de macro e micronutrientes (KIEHL, 2004). Dentre os principais componentes gerados como resultado na compostagem, destacam-se os sais minerais, que contêm nutrientes para as raízes das plantas e o húmus, o qual condiciona e melhora as propriedades físicas, físicoquímicas e biológicas do solo (KIEHL, 1979, 1985).

6.4. Influência da temperatura na remoção de poluentes

Vymazal (2010) e Bai et al. (2017) afirmam que as variáveis meteorológicas, como a temperatura do ar, influenciam na absorção de nutrientes pelas macrófitas em WC. Em baixas temperaturas há menor incorporação de contaminantes na biomassa da plantas, enquanto que, em temperaturas mais altas há maior incorporação. De acordo com diversos autores, a temperatura ideal, em clima temperado, varia entre 21°C e 30°C (KAWAI & GRIECO, 1983; ROMITELLI, 1983; ZÁGOVÁ et al. 1994).

Neste estudo, em geral, houve correlação fraca e inversa entre DBO_{5,20} e a temperatura do ar ($\rho \leq -0,2$). Isso significa que em períodos de temperaturas mais altas, nos quais há maior taxa de crescimento e incorporação de poluentes pelas macrófitas

aquáticas, há maior remoção de DBO_{5,20}. O mesmo comportamento foi observado para o PT, pois todos os valores se correlacionaram forte e inversamente com a temperatura do ar ($\rho \leq -0,6$), afirmando que em períodos mais quentes houve maior incorporação de PT na biomassa das plantas. Vymazal & Březinová (2018), em seu estudo sobre a remoção de nutrientes, MO e SST em vala de drenagem agrícola vegetada na República Checa (clima temperado), encontraram correlação moderada e inversa entre estes parâmetros ($\rho \leq -0,3$). Já a correlação de Pearson da temperatura do ar com o NT foi inversa apenas nos tanques de tratamento com as plantas ($\rho \leq -0,3$), evidenciando que as macrófitas incorporaram mais efetivamente este nutriente em temperaturas mais altas.

Desta forma, este estudo confirma a hipótese de que a temperatura do ar está diretamente relacionada à taxa de remoção de poluentes pelas macrófitas aquáticas, estando, assim, de acordo com os estudos de Vymazal (2010), Bai et al. (2017) e Vymazal & Březinová (2018).

6.5. Influência do Tempo de Detenção Hidráulica na remoção de poluentes

Como visto na revisão de trabalhos sobre WCFHS, o TDH da fase líquida nesta configuração varia de 0,5 a 56 dias e as remoções variam de 12,4 % a 55,0 % de MO; 14,0% a 72,5 % de PT; e 12,0 % a 78,8 % de NT (KAWAI & GRIECO, 1983; TRIPATHI & UPADHYAY, 2003; SILVA & CAMARGO, 2008; PAULO et al., 2009; HENARES & CAMARGO, 2013; KILL et al., 2018; VYMAZAL & BŘEZINOVÁ, 2018). Como citado por Jing et al. (2002), Tao et al. (2006), Wu et al. (2006) e Choudhary et al. (2011), o TDH é um dos principais fatores que auxiliam no desempenho de remoção de poluentes em WC. O presente estudo corrobora com estes autores, de maneira a afirmar que o TDH influenciou na remoção de DBO_{5,20}, PT e NT.

No que se refere à DBO_{5,20}, observou-se maior remoção deste parâmetro nos tanques com maior TDH (46,2 % no T3; 57,5% no T7; e 49,8 % no T10). Entretanto, quando analisou-se a diferença entre os tanques com plantas e sem plantas, a maior distinção entre as concentrações de DBO_{5,20} estava no menor TDH (3 dias), com 42,5 % de remoção pela macrófita aquática. Destaca-se que a remoção pelas macrófitas é a remoção média de DBO_{5,20} dos tanques de tratamento, descontando a remoção do tanque sem plantas. Assim, levando em consideração que o TDH de 3 dias promove o tratamento de vazões maiores de efluente, este se mostra vantajoso nesta configuração de WC para a remoção de MO.

Quando analisada a remoção de fósforo, observou-se o mesmo comportamento: os tanques de tratamento de maior TDH apresentaram maior remoção média, entretanto, quando se comparou o tanque de tratamento sem plantas com o tanque com plantas, TS3 e T3 (TDH = 3 dias) apresentaram a maior diferença entre si (25,2%). Isso significa que o efeito do tratamento pelas plantas foi maior no tanque T3, com menor TDH. Já a remoção do ortofosfato se mostrou melhor em todos os aspectos no tanque com TDH de 3 dias.

Ainda, é importante destacar que a porcentagem média de PT e NT por grama de biomassa seca da macrófita aquática (parte aérea + raíz) foi maior nos tanques com TDH menor. Assim, é possível afirmar que houve maior incoporação de nutrientes (PT e NT) na biomassa das plantas nos tanques operando com TDH de 3 dias (o menor avaliado). Portanto, apesar da remoção de NT ter sido maior no tanque de tratamento com plantas T10 (TDH de 10 dias), esta não se deu prioritariamente pela incorporação do NT na biomassa da macrófita aquática, já que o tanque T3 apresentou maior influência das plantas na remoção deste parâmetro.

Ainda, no que se refere à fitotoxicidade do efluente, vale destacar que TDHs de 3 e de 7 dias apresentaram menor variabilidade do IG. Isto pode estar associado à maior renovação do efluente, de maneira a permitir maior atuação das plantas na remoção dos poluentes.

Portanto, no que se refere ao estudo do tempo de detenção hidráulica na eficiência de remoção de poluentes, foi possível afirmar a hipótese de que TDHs menores promovem maior remoção de nutrientes, em especial a série fósforo.

6.6. Fitotoxicidade:

Em geral, não houve taxas médias de fitotoxicidade no afluente e efluente dos tanques de tratamento. Entretanto, foi possível analisar que o afluente alcançou, em determinados momentos, valores moderadamente fitotótoxicos (IG entre 60 e 80) em todas as diluições, de acordo com a classificação qualitativa de fitotoxicidade estabelecida por Belo (2011). Analisando o índice IG (%) com os dados de precipitação, condutividade elétrica, sólidos dissolvidos totais e fósforo total no afluente e efluente do sistema piloto, foi possível estabelecer algumas relações entre as variáveis.

Braga (2015) afirma que a precipitação pluviométrica é um dos parâmetros que influenciam na diluição dos nutrientes. Entretanto, a correlação de Pearson observada entre a precipitação pluviométrica e o IG no afluente e no efluente do sistema piloto é

considerada fraca (p entre 0 e -0,29), de modo a afirmar que a precipitação não interferiu no índice de germinação das sementes.

De acordo com Kohatsu et al. (2018), os valores de SDT (presença de íons) e CE (presença de compostos iônicos) se relacionam com a inibição do crescimento radicular das sementes. De acordo com os dados observados, foi possível estabelecer forte correlação negativa entre o %IG e SDT no afluente em todas as diluições ($\rho \le -0.7$).

No efluente, a correlação entre %IG e SDT foi desprezível, mas positiva nos efluentes diluídos ($\rho \le 0,2$) e negativa nos efluentes dos tanques sem diluição ($\rho \le -0,2$). Apenas os tanques TS3 e T3 sem diluição que apresentaram correlação positiva entre tais parâmetros ($\rho \le 0,1$).

Não foi possível realizar essa correlação entre % IG e CE no afluente pela falta de dados. Entretanto, a correlação entre %IG e CE no efluente apresentou-se exatamente igual à observada para SDT. Assim, pode-se afirmar que o IG não foi influenciado pelas concentrações de SDT e CE no efluente do sistema piloto.

O estudo de Kohatsu et al. (2018), o qual avaliou a fitotoxicidade de água superficial da Região Metropolitana de São Paulo utilizando bioensaio com *Sinapis alba*, observou forte correlações entre os valores de IG, CE e SDT, sendo negativa entre IG e as demais variáveis (IG-CE e IG-SDT: R = -0.9). No presente estudo, esse comportamento apenas foi observado no afluente do sistema piloto, de maneira a indicar que, provavelmente, este pode conter substâncias que inibam o crescimento das raízes das sementes (KOHATSU et al., 2018).

Foi possível observar que os tanques de tratamento sem plantas (TS3, TS7 e TS10) apresentaram valores médios de IG maiores do que os tanques com plantas (T3, T7 e T10). Apesar de não haver diferença significativa entre esses valores (menor p_{valor} igual a 1), essa pequena diferença de comportamento pode ser explicada pela formação de algas nos tanques por causa da falta de sombreamento e consequente maior concentração de fósforo.

Vale destacar que, nos dias em que foram observados os maiores índices de germinação, houve altas concentrações de fósforo no afluente. A maior correlação de Pearson observada entre %IG e PT no afluente foi de 0,5 (correlação moderada) e no efluente foi de 0,9 (correlação muito forte). Tal circunstância pode ter auxiliado a potencialização da germinação das sementes, já que estas necessitam de nutrientes para se desenvolver (ESTEVES, 2011; PAULA, 2016).

Contudo, apesar de ter sido observada a atenuação da fitotoxicidade da fase líquida mediante passagem pelo sistema de tratamento estudado, não há padronização dos protocolos dos testes de fitotoxicidade com bioindicadores vegetais. Assim como não há limites estabelecidos deste parâmetro para tomada de decisões e para a instauração de medidas mitigatórias, a interpretação dos resultados obtidos é dificultada.

6.7. Dificuldades encontradas

Dentre as dificuldades encontradas na operação do sistema piloto, destacam-se: a proliferação de potenciais vetores de doenças, como os mosquitos (novembro de 2017 a janeiro de 2018), o entupimento das mangueiras, a floração de algas nos tanques controle (maio a junho de 2018) (Figura 66) e a simbiose entre a macrófita com as algas.



Figura 66. Floração de algas no tanque sem plantas 1 (TS3).

Fonte: Autoral.

No que se refere aos problemas com os mosquitos, destaca-se a necessidade da instalação de telas mosquiteiro em todos os tanques, de modo a não permitir a proliferação dos vetores de doenças. Até a instalação das telas, o sistema foi submetido a doses de cloro e inserção de peixes pelos funcionários da FPZSP, medidas das quais foram imediatamente cessadas. Após tais acontecimentos, os tanques foram esvaziados e lavados, para então, reiniciar a aclimatação do sistema com as condições ideais.

Com relação ao entupimento das mangueiras, destaca-se que o tempo de detenção estipulado para os tanques pode ter sofrido alteração durante o experimento. Este fato foi observado em dias em que o tanque de equalização estava com alto nível de efluente, mesmo antes da sua alimentação diária. Tal problema ocorreu devido ao pequeno diâmetro das torneiras e das mangueiras (1/4 de polegadas). A solução escolhida foi desentupir as torneiras com seringas e as mangueiras com sifão periodicamente, de modo a minimizar os entupimentos.

Além disso, houve a proliferação de algas nos tanques sem plantas. Este fenômeno pode ter ocorrido devido à maior incidência solar nos tanques devido à não presença das macrófitas. Ou então, não ocorreu nos tanques de tratamento por competição entre espécies. A única solução encontrada para este problema foi o esvaziamento e limpeza dos tanques.

Outro fenômeno ocorrido foi o crescimento da macrófita aquática flutuante do gênero *Azolla* spp., pertencente à família *Salviniaceae*, a qual se desenvolveu, principalmente, nos tanques de tratamento. Os indivíduos foram removidos com o auxílio de rede todas as vezes que sua presença foi notada (Figura 67).

Figura 67. Remoção da macrófita aquática flutuante do gênero Azolla spp. Nos tanques do sistema piloto.





No mês de julho, a mangueira de 3 polegadas utilizada para encaminhar o efluente da ETE da FPZSP ao sistema piloto rompeu, impossibilitando a operação do sistema. Neste período, foi necessário realizar adaptações no sistema, o qual passou a ser composto por tubos de PVC de 2 polegadas e mangueira de bombeiro (Figura 68). Vale destacar que a FPZSP auxiliou nesta etapa com a disponibilidade de parte dos materiais e mão de obra. Em agosto, a bomba centrifuga da ETE, a qual bombeia o efluente tratado ao Lago São Francisco, parou de funcionar por problemas operacionais, de maneira que o sistema piloto não tinha como ser alimentado. Assim, o sistema piloto voltou a operar apenas no início de setembro. **Figura 68.** Adaptação realizada entre julho e agosto de 2018 para o encaminhamento do efluente tratado pela ETE ao sistema piloto onde: (a) adaptação no local original de lançamento do efluente tratado pela ETE; (b) distribuição em T do efluente para Lago São Francisco e para o sistema piloto com auxílio de válvulas; (c) mangueira de bombeiro que encaminha o efluente ao sistema piloto.



Fonte: Autoral.

7. CONCLUSÕES

Ao final deste estudo, conclui-se que o sistema piloto de WCFHS povoado com a macrófita aquática flutuante *E. crassipes* apresentou potencialidade de realizar o tratamento terciário do efluente com efetividade, com remoção média de fósforo total entre 88 % a 94 %; e ortofosfato entre 69 % e 76 %. Assim, a concentração de PT, antes lançada no lago com média de 1,6 mg L⁻¹ passou a ser lançada com média de 0,1 mg L⁻¹.

Além disso, o sistema piloto apresentou-se eficiente na redução de cor aparente (entre 67% e 81 %), turbidez (entre 73 % e 86 %) e SST (entre 76 a 94 %) e remoção de DBO_{5,20} (entre 46 % e 58 %). As porcentagens de redução/remoção encontradas foram superiores nos tanques de tratamento com plantas quando comparadas com os tanques de tratamento sem plantas.

Entretanto, o sistema não operou com condições favoráveis para a remoção de NT, com baixa porcentagem de conversão de NH₃ em NO₃, forma adequada para assimilação pelas plantas. Este resultado pode estar associado à baixa concentração de NT na entrada do sistema piloto (7,8 \pm 8,4 mg L⁻¹ a 11,7 \pm 10,6 mg L⁻¹, já dentro dos limites de lançamento de 20 mg N-NH₃ L⁻¹ estipulado pela Resolução CONAMA 430/2011); às condições ambientais associadas ao pH, à alcalinidade e à temperatura da água, os quais não apresentaram-se na faixa ideal para os processos de nitrificação e desnitrificação; e à razão N:P que variou de 0,5 a 1,2, evidenciando limitação de N para as macrófitas.

No que se refere à influência do tempo de detenção hidráulica na remoção de poluentes da fase líquida, observou-se que o tempo de detenção menor (TDH = 3 dias) apresentou maior participação das macrófitas aquáticas na remoção de poluentes, a partir da comparação dos tanques com e sem plantas. Assim, apesar de, em alguns casos, haver maior remoção de poluentes nos tanques de TDH maiores, a maioria destas remoções foi feita pela sedimentação. Foi possível certificar-se desta informação a partir do balanço de massa realizado para PT e NT.

Estes resultados corroboram com a porcentagem média de PT e NT na biomassa seca da macrófita aquática (parte aérea + raíz), as quais foram maiores nos tanques com TDH de 3 dias. Isso significa que houve maior incorporação de nutrientes na biomassa das plantas nos tanques operando com TDHs menores. Além disso, a maior vazão neste tanque de tratamento proporcionou maior crescimento vegetativo e, consequentemente, maior ciclagem dos nutrientes. A reciclagem dos nutrientes, por sua vez, pode ser realizada a partir da compostagem das plantas. Em relação à influência da temperatura do ar na eficiência de remoção de poluentes, este estudo confirma a hipótese de que a temperatura do ar está diretamente relacionada à taxa de remoção de poluentes pelas macrófitas aquáticas, mesmo que a correlação entre as variáveis tenha sido fraca em sua maioria.

Em relação à fitotoxicidade (bioensaios com *Sinapis alba*), a saída do sistema piloto, em geral, apresentou-se na faixa de "não fitotóxico". Entretanto, houve valores moderadamente fitotóxicos, principalmente na entrada do sistema. Isto indica que este efluente pode conter substâncias que inibam o crescimento das raízes das sementes. Ademais, o sistema auxiliou na potencialização da germinação das sementes, sobretudo em períodos de altas concentrações de PT no efluente. Portanto, observou-se a atenuação da fitotoxicidade da fase líquida mediante passagem pelo sistema de tratamento estudado. Contudo, a interpretação dos resultados obtidos foi dificultada, pois não há padronização dos protocolos dos testes de fitotoxicidade com bioindicadores vegetais nem limites estabelecidos deste parâmetro para tomada de decisões e para a instauração de medidas mitigatórias.

Os resultados atingidos podem significar grandes avanços na melhoria da qualidade e na mitigação da eutrofização do Lago São Francisco, ambiente bastante eutrofizado e degradado na atualidade. Além disso, este estudo forneceu os critérios para o desenvolvimento adequado de WCFHS em locais de clima tropical, incluindo o TDH apropriado e os parâmetros operacionais que otimizam a eficiência do tratamento de esgotos por este sistema de tratamento.

Em geral, o sistema piloto de WCFHS povoadas com *E. crassipes* mostrou-se eficaz na remoção de poluentes. Este sistema de tratamento descentralizado pode ser considerado uma alternativa de pós tratamento para aumentar o atendimento ao saneamento ambiental, de maneira a ser facilmente implantado em comunidades afastadas.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS ANA, 2018. Indicadores de qualidade. Disponível em: http://www3.ana.gov.br/portal/ANA/panorama-das-aguas/qualidade-da-agua/indicadores-de-qualidade). Acesso em: 15 de agosto de 2018.
- AL-ISAWI, R.; RAY, S. & SCHOLZ, M. 2017. Comparative study of domestic wastewater treatment by mature vertical-flow constructed wetland and artificial ponds. Ecological Engineering, n. 100, 8-18 p.
- ALLEN, R. G.; PEREIRA, L. S.; RAES, D. & SMITH, M. 1998. Crop evapotranspiration: Guidelines for computing crop water requirements. Rome: FAO, 300 p. (FAO – Irrigation and Drainage Paper, 56).
- ANDERSEN, J. M. 1976. An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. Water research, v. 10, n. 4, 329-331 p.
- ANJOS, A. dos. 2008. Análise de Variância. Notas de Aula, v. 7.
- ANSARI, A. A.; GILL. S. S.; LANZA, G. R. & RAST, W. 2011. Eutrophication: causes, consequences and control. The Netherlands: Springer.
- APHA, A. W. W. A. WEF. 2012. Standard methods for the examination of water and wastewater, v. 22.
- BAI, J.; YE, X.; JIA, J.; ZHANG, G.; ZHAO, Q.; CUI, B. & LIU, X. et al. 2017. Phosphorus sorption-desorption and effects of temperature, pH and salinity on phosphorus sorption in marsh soils from coastal wetlands with different flooding conditions. Chemosphere. v.188, 677-688 p.
- BELO, S. R., 2011. Avaliação de fitotoxicidade através de Lepidium sativum no âmbito de processos de compostagem. Dissertação de Mestrado, Universidade de Coimbra, 79 p.
- BENASSI, R, F., MATHEUS, D. R., SUBTIL, E. L., COELHO, L. H. G., OLIVEIRA, L. H. S., MORETTO, M. R. D., JESUS, T. A., PAGANINI, W. S., BALDOVI, A. A., SANCHEZ, A. A. & STOPA, J. M. 2018. Manual de sistemas de wetlands construídas para o tratamento de esgotos sanitários. Editora Copiart, 1ª Edição Santo André – SP, 55 p.
- BORJA, P. C. 2014. Política pública de saneamento básico: uma análise da recente experiência brasileira. Saúde Soc. São Paulo, v.23, n.2, 432-447 p.
- BRASIL. 2005. Resolução Nº 357, de 17 de março de 2005. Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA, v. 357.
- BRASIL. 2006. Resolução Nº 375 de 29 de agosto de 2006 "Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências". - Publicação DOU nº 167, de 30/08/2006, p. 141-146
- BRASIL. 2007. Ministério das Cidades. Lei Federal nº 11.445, de 05 de janeiro de 2007.Estabelece Diretrizes Nacionais para o Saneamento Básico; Altera as Leis nº

6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 2005; revoga a Lei nº 6,528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov. br/ccivil_03/_ato2007 2010/2007/lei/l11445.htm>. Acesso em: 25 jan 2018.

- BRASIL. 2009. Ministério da Saúde. Manual prático de análise de água. Brasília: Funasa, 121-142 p.
- BRASIL. 2011. Resolução Nº 430 de 13 de maio de 2011 "Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente CONAMA."
 Publicação DOU nº 92, de 16/05/2011, p. 89.
- BRASIL. 2015. Ministério das Cidades. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnósticos dos Serviços de Água e Esgotos 2015. Brasília.
- BUENO, R. F & SILVA, M. V. 2015. Avaliação de um wetland construído híbrido no tratamento de esgoto sanitário. HOLOS Environment, v. 15, n. 12, 211 p.
- BUENO, R. F.; FIORE, F. A.; VICTORETTI, M.; INÁCIO, A. R.; CAPELLARI, B. & CHAGAS, R. K. 2013. Implantação de wetlands construídas em escala real para o tratamento de esgoto sanitário em residências da Barra do Ribeira no Município de Iguape – São Paulo. Revista de saúde, meio ambiente e sustentabilidade. ISSN 1980-0894, vol. 8, n. 2.
- ÇAKIR, R.; GIDIRISLIOGLU, A. & ÇEBI, U, 2015. A study on the effects of different hydraulic loading rates (HLR) on pollutant removal efficiency of subsurface horizontal flow constructed wetlands used for treatment of domestic wastewaters. Journal of environmental management, v. 164, 121-128 p.
- CAMARGO, A.F.M., PEZZATO, M.M. & HENRY-SILVA, G.G. 2003. Fatores limitantes a produção primária de macrófitas aquáticas. In: S.M. Thomaz & L.M. Bini (eds.). Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas. Eduem-Nupélia, Maringá (PR), 59-84 p.
- CELIS, G. S. 2015. Participação da macrófita Typha dominguensis na remoção de nutrientes de esgoto sanitário em wetlands construídos. 2015. 124 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- CHOUDHARY, A. K.; KUMAR, S. & SHARMA, C. 2011. Constructed wetlands: an approach for wastewater treatment. Elixir Pollution, v. 37, n. 8, 3666-3672 p.
- COHEN, J. 1988. Statistical power analysis for the behavioral sciences. Hillsdale, NJ, Erlbaum.
- COOPER, P. 1999. A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems. Water Science and Technology, v. 40, n.3, 283-289 p.

- COSTA, C. A.; SCHNEIDER, I. A. H. & RUBIO, J. 2000. Plantas aquáticas secas: uma alternativa moderna para remoção de metais pesados de efluentes industriais. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 5, n. 1-2, 19-24 p.
- DAVIS, L. 1994. A handbook of constructed wetlands: a guide to creating wetlands for agricultural wastewater, domestic wastewater, coal mine drainage, stormwater in the Mid-Atlantic Region. Pennsylvania: USDA and the USEPA Region III.
- DOHERTY, L., ZHAO, Y.; ZHAO, X. & HU, Y. 2015. A review of a recently emerged technology: Constructed wetland e Microbial fuel cells. Water Research. v.85, 38-45 p.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA EMBRAPA, 1997. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Manual de métodos de análise de solo. 2.ed. Rio de Janeiro, 212 p.
- ENVIRONMENT PROTECTION ACT EPA. 1995. SW-846, Test methods for evaluating solid waste, physical/chemical methods. United States Environmental Protection Agency.
- ENVIRONMENT PROTECTION ACT EPA. 2002. Environment Protection Act. Disponível em < http://environment.govmu.org/English/Documents/EPA%202002%20as%20am ended%20in%202008-%20Supreme%20Court%20Version.pdf>. Acesso em 05/04/2019.
- ENVIRONMENT PROTECTION ACT EPA. 2019. Norma Wisconsin NR 217. Disponível em: https://www.epa.gov/sites/production/files/2014-12/documents/wiwqs-nr217 ou https://docs.legis.wisconsin.gov/code/admin_code/nr/200/217.Acesso em 01/04/2019.
- ESTEVES, F. A. 2011. Fundamentos de Limnologia. Editora Interciência 3 ed. Rio de Janeiro.
- FERNANDES, A. J.; REIS, L. A. M. & CARVALHO, A. 2002. Caracterização do meio físico. Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI): unidade de conservação que resiste à urbanização de São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, São Paulo, 49-62 p.
- FPZSP, 2018. Fundação Parque Zoológico de São Paulo. Dados cedidos pela diretoria do setor de gestão ambiental.
- GALLI, C. S. & ABE, D. S. 2010. Disponibilidade, poluição e eutrofização das águas.
 In: BICUDO, C. E. de M.; TUNDISI, J. G.; SCHEUENSTUHL, M. C. B. (ORG).
 Águas do Brasil- Análise Estratégica. 1ed. São Paulo: Instituto de Botânica, 165-174 p.
- GERSBERG, M.R.; LYON, S.R.; BRENNER, R. & ELKIN, B.V. 1987. Fate of viruses in artificial wetlands. Applied and Environmental Microbiology, v. 53, 731-736 p.

GROSS, M., 2017. Where is all the phosphorus? Current Biology. 27(21):1141-1155.

- GUPTA, P.; ROY, S. & MAHINDRAKAR, A.B. 2012. Treatment of water using water hyacinth, water lettuce and vetiver grass - a review. Resource Environmental, v. 2, 202–215 p.
- GWENAELLE, O. L.; GRUAU, G.; DIA, A.; RIOU, C.; JAFFREZIC, A. & HENIN, O. 2001. Release os trace elements in wetlands role of seasonal variability. Water Research; Elsevier Science, Great Britain, v. 35, n.4, 943-952 p.
- HAMMER, D. A. 1989. Constructed wetlands for wastewater treatment: municipal, industrial and agricultural. CRC Press.
- HASAN, S. H.; TALAT, M. & RAI, S. 2007. Sorption of cadmium and zinc from aqueous solutions by water hyacinth (*Eichchornia crassipes*). Bioresource Technology, v. 98, n. 4, 918-928 p.
- HENARES, M. N. P. & CAMARGO, A. F. M. 2013. Treatment efficiency of effluent prawn culture by wetland with floating aquatic macrophytes arranged in series. Braz. J. Biol., 2014, vol. 74, no. 4, p. 906-912. http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.10413 p.
- HENRIQUE, I. N.; SOUZA, J. T.; CEBALLOS, B. S. O. & Brasil, D. P. 2010. Remoção biológica de fósforo em reatores em bateladas sequenciais com diferentes tempos de retenção de sólidos. http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522010000200012. Eng. Sanit. Ambient. vol.15 no.2 Rio de Janeiro
- HENRY-SILVA, G. G. & CAMARGO, A. F. M. 2002. Valor nutritive de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e a *Salvinia molesta*) utilizadas no tratamento de efluentes de aquicultura. Acta Scientiarum, vol. 24, no. 2, 519-526 p.
- HENRY-SILVA, G. G. & CAMARGO, A. F. M. 2006. Efficiency of aquatic macrophyte to treat Nile tilapia pond effluents. Scientia Agricola, vol. 63, no. 5, 433-438 p. http://dx.doi.org/10.1590/ S0103-90162006000500003.
- HENRY-SILVA, G. G. & CAMARGO, A. F. M. 2008. Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas flutuantes. Revista Brasileira de Zootecnia, v. 37, no. 2, 181-188 p. http:// dx.doi.org/10.1590/S1516-35982008000200002.
- HOCAOGLU, S. M.; INSEL, G.; COKGOR, E. U. & ORHON, D. 2011. Effect of low dissolved oxygen on simultaneous nitrification and denitrification in a membrane bioreactor treating black water. Bioresource Technology, v. 102, n. 6, 4333-4340 p.
- ILYAS, H. & MASIH, I. 2017. The performance of the intensified constructed wetlands for organic matter and nitrogen removal: A review. Journal of Environmental Management, v.198, 372-383 p.
- INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION, 2012. ISO 11269-2: soil quality: determination of the effects of pollutants on soil flora: part

2, effects of contaminated soil on the emergence and early growth of higher plants. Geneva, 19 p.

- JEFFRIES, M. 2008. The spatial and temporal heterogeneity of macrophyte communities in thirty small temporary ponds over a period of ten years. Ecography, v. 31, n. 6, 765-775 p.
- JEPPESEN, E.; SONDERGAARD, M. & LIU, Z. 2017. Lake Restoration and Management in a Climate Change Perspective: An Introduction. Water, v. 9, 122 p.
- JING, S.R.; LING, J.F.; WANG, T.W.; LEE, D.Y, 2002. Microcosm wetlands for wastewater treatment with different hydraulic loading rates and macrophytes. Journal of Environmental Quality, v. 31, 690-696 p.
- KADLEC, R. H. & KNIGHT, R. L. 1996. Treatment wetlands. CRC. Baca Raton, FL.
- KAWAI, H. & GRIECO, V. M., 1983. Utilização do aguapé para tratamentos de esgoto doméstico; estabelecimento de critérios de dimensionamento de lagoa de aguapé e abordagem de alguns problemas operacionais. Revista DAE, v. 43, n. 135, 79-80 p.
- KIEHL, E. J. 1979. Preparo do composto na fazenda. Piracicaba: ESALQ-USP, 12 p.
- KIEHL, E. J. 1985. Fertilizantes orgânicos. Piracicaba: Agronômica Ceres, 492 p.
- KIEHL, E. J. 2004. Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto. Piracicaba: E. J. Kiehl, 4ª edição do autor, 173 p.
- KILL, K.; PÄRN, J.; LUST, R.; MANDER, Ü. & KASAK, K. 2018. Treatment Efficiency of Diffuse Agricultural Pollution in a Constructed Wetland Impacted by Groundwater Seepage. Water, v. 10, n. 11, 1601 p. https://doi.org/10.3390/w10111601
- KOERSELMAN, W. & MEULEMAN, A. F. M. 1996. The Vegetation N:P Ratio : a New Tool to Detect the Nature of Nutrient Limitation. Journal of Applied Ecology, v. 33, n. 6, 1441-1450 p.
- KOHATSU, M. Y.; JESUS, T. A.; COELHO, L. H. G.; PEIXOTO, D. C.; POCCIA, G. T. & HUNTER, C., 2018. Fitotoxicidade de água superficial da Região Metropolitana de São Paulo utilizando bioensaio com Sinapis alba. Acta Brasiliensis, v. 2, 58-62 p. DOI: https://doi.org/10.22571/2526-433885.
- LIAO, S. W. & CHANG, W. L. 2004. Heavy metal phytoremediation by water hyacinth at constructed wetlands in Taiwan. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing, v. 54, 177-185 p.
- LIMA, M. L.; CARVALHO, K. Q.; PASSIG, F. H.; BORGES, A. C.; FILIPPE, T. C.; AZEVEDO, J. C. R. & NAGALLI, A. 2018. Performance of different substrates in constructed wetland planted with *E. crassipes* treating low-strenght sewage under subtropical conditions. Science of the Environment, 630, 1365-1373 p.
- MACHADO, A. I.; BERETTA, M.; FRAGOSO, R. & DUARTE, E. 2017. Overview of the state of the art of constructed wetlands for decentralized wastewater

management in Brazil. Journal of Environmental Management, v. 187, 560-570 p.

- MACHADO, A. R., 2016. Wetlands construídos de fluxo vertical para remoção de nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro sanitário. 2016. 161 f. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente, Água e Saneamento) Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia. Salvador.
- MAGRI, M. E.; ZAGUINI, J. G.; RAMOS, S. R. A. & PHILIPPI, L. S. 2013. Otimização do processo de nitrificação com o uso de conchas de ostras como material suporte em reatores aeróbios com biomassa fixa. Engenharia Sanitária Ambiental, v. 18, n. 2, 123-130 p.
- MAINE, M. A.; SUNE, N.; HADAD, H.; SÁNCHEZ, G. & BONETTO, C. 2006. Nutrient and metal removal in a constructed wetland for wastewater treatment from a metallurgic industry. Ecological Engineering, v. 26, n. 4, 341-347 p.
- MASSOUD, M.A.; TARHINI, A. & NASR, J. A. 2009. Decentralized approaches to wastewater treatment and management: Applicability in developing countries. Journal of environmental management, v. 90, n. 1, 652-659 p.
- MAYO, A. W. & HANAI, E. E. 2017. Modeling phytoremediation of nitrogen-polluted water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). Physics and Chemistry of the Earth, v. 100, 170-180 p.
- MELLO, D. 2016. Avaliação do uso de sistemas de wetlands construídas no tratamento de esgotos sanitários. 2016. 165 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba.
- MESQUITA, M. C.; ALBUQUERQUE, A.; AMARAL, L. & NOGUEIRA, R. 2017. Seasonal variation of nutrient removal in a full-scale horizontal constructed wetland. Energy Procedia. v.136, 225-232 p.
- METCALF, L. & EDDY, H. 2015. Tratamento de efluentes e recuperação de recursos. McGraw Hill Brasil, 5. Ed., 2008 p.
- NAHAS, M. I. P. & HELLER, L., 2016. Indicadores para avaliação e monitoramento do direito humano universal à água e ao esgotamento sanitário na Agenda Global 2030: discussão teórico-conceitual. In: CONGRESO DE LA ASOCIACIÓN LATINOAMERICANA DE POBLACIÓN, 7, 2016, Foz do Iguaçu. Anais... Paraná: Fundação Oswaldo Cruz, Centro de Pesquisas René-Rachou, V.1, 1-20 p.
- OLIVEIRA, D. M. C. & COSTANZI. R. N. 2014. Wetlands construídos para o tratamento de água cinza. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL, 5. 2014, Belo Horizonte. Anais Belo Horizonte: IBEAS.
- Organização das Nações Unidas ONU. 2010. The Millennium Development Goals Report 2010. UN, New York. UNEP, 2002. Environmentally Sound Technologies for Wastewater and Stormwater Management e an International
Source Book. IWA Publishing and UNEP e International Environmental Technology Centre, London and Osaka.

- PAULA, V. de C. S. 2016. Avaliação da fitotoxicidade e ecotoxicidade do extrato bruto de microcystis aeruginosa. Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Departamento Acadêmico de Química e Biologia. Universidade Federal do Paraná, Curitiba – PR.
- PAULO, P.L., AZEVEDO, C., BEGOSSO, L., GALBIATI, A.F. & BONCZ, M.A. 2013. Natural systems treating greywater and blackwater on-site: integrating treatment, reuse and landscaping. Ecol. Eng. 50, 95-100 p. http://dx.doi.org/10.1016/ j.ecoleng.2012.03.022.
- PAULO, P.L., BEGOSSO, L., PANSONATO, N., SHRESTHA, R.R. & BONCZ, M.A. 2009. Design and configuration criteria for wetland systems treating greywater. Water Sci. Technol. 60 (8), 2001-2007 p. http://dx.doi.org/10.2166/wst.2009.542.
- PELISSARI, C. 2017. Dinâmica microbiana nitrificante e desnitrificante em wetland construído vertical. 213 p. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis.
- PETRACCO, P. 1995. Determinação da biomassa e estoque de nitrogênio e fósforo de Polygonum spectabile Mart. e Paspalum repens Berg. da Represa de Barra Bonita (SP). Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Carlos, 180 p.
- PETZET, S.; PEPLINSKI, B.; BODKHE, S. Y. & CORNEL, P. 2011. Recovery of phosphorus and aluminium from sewage sludge ash by a new wet chemical elution process (SESAL-Phos-recovery process). Water Science and Technology, v. 64, n. 3, 693 p.
- POÇAS, C. D. 2015. Utilização da tecnologia de wetlands para tratamento terciário: controle de nutrientes. Dissertação de mestrado. Universidade de São Paulo – Faculdade de saúde pública.
- POMPÊO, M. 2017. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios brasileiros / Marcelo Pompêo. – São Paulo; Instituto de Biociências da USP, 138 p.
- QUIÑÓNEZ-DÌAZ, M. D. J.; KARPISCAK, M. M.; ELLMAN, E. D. & GERBA, C. P. 2001. Removal of pathogenic and indicator microorganisms by a constructed wetland receiving untreated domestic wastewater. Journal of Environmental Science and Health, Part A, v. 36, n. 7, 1311-1320 p.
- REDDY, K. R. & DEBUSK, T. A. 1987. State-of-the-art utilization of aquatic plants in water pollution control. Water Science, v. 19, n. 10, 61-79 p.
- REDDY, K. R. 1983. Fate of nitrogen and phosphorus in a waste-water retention reservoir containing aquatic macrophytes. Journal Environmental Quality, Madison, v. 12 n. 1, 137-141 p.

- REZANIA, S.; DIN, M. F. M.; TAIB, S. M.; DAHALAN, F. A.; SONGIP, A. R.; SINGH, L. & KAMYAB, H. 2016. The efficient role of aquatic plant (Water hyacinth) in treating domestic wastewater in continuous system. International journal of phytoremediation, v. 18, n. 7, 679–685 p.
- REZANIA, S.; PONRAJ, M.; TALAIEKHOZANI, A.; MOHAMAD, S. E.; DIN, M. F. M.; TAIB, S. M. & SAIRAN, F. M. 2015. Perspectives of phytoremediation using water hyacinth for removal of heavy metals, organic and inorganic pollutants in wastewater. Journal of Environmental Management. v. 163, 125–133 p.
- ROCHA, B. da S. 2017. Fitotoxicidade do corante laranja reativo 64 como efluente têxtil tratado por oxidação avançada (US/H2O2). Dissertação apresentada à Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 50 folhas. Natal – RN.
- ROMITELLI, M. S. 1983. Remoção de fósforo em efluentes secundários com emprego de macrófitas aquáticas do gênero Eichhornia. Revista DAE, n.133, 66-68 p.
- SAEED, T. & SUN, G. 2012. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. Journal of Environmental Management, v. 112, 429-448 p.
- SALATI, E.; SALATI E.F. & SALATI, E. 2003. Utilização de sistemas de wetlands construídas para tratamento de águas. Biológico, São Paulo, v. 65, n. 1/2, 113-116 p.
- SANCHEZ, A. A. 2017. Desempenho de sistema piloto de alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal no tratamento secundário de efluente sanitário. 2017.
 149 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) Universidade Federal do ABC, Santo André.
- SÃO PAULO. 1977. Decreto nº 10.755, de 22 de novembro de 1977. Dispõe sobre o enquadramento dos corpos receptores na classificação prevista no Decreto nº 8.468, de 08 de setembro de 1976 e dá providências correlatas. Diário Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, Caderno Executivo, n. 221, p.1.
- SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE SMA. 2014. Ações municipais para proteção das águas no estado de São Paulo. Disponível em: < https://smastr16.blob.core.windows.net/pactodasaguas/2014/02/ProtAguaWeb.p df > 169-176 p. Acesso em: 06 de julho de 2018.
- SEZERINO, P. H. 2006. Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical. 2006. 171 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; DECEZARO, S. T.; MAGRI, M. E. & PHILIPPI, L. S. 2015. Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. Engenharia Sanitaria e Ambiental, v. 20, n. 1, 151–158 p.

- SHI, M.; LI, J.; ZHANG, W.; ZHOU, Q.; NIU, Y. & ZHANG, Z. 2019. Contrasting impact of elevated atmospheric CO2 on nitrogen cycle in eutrophic water with or without *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. Science of the Total Environment, v. 666, 285-297 p.
- SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO SNIS. 2016. Diagnóstico anual de água e esgotos. Disponível em < http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos>. Acesso em: 15 de setembro de 2018.
- SOUTO, G.D.B. 2009. Lixiviado de aterros sanitários brasileiros: estudo de remoção de nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar ("stripping"). Tese (Doutorado em Engenharia) Universidade de São Paulo, São Carlos.
- SUBTIL, E. L.; SANCHEZ, A. A. & CAVALHERO, A. 2016. Sistemas descentralizados de tratamento de esgoto e reuso de água. In: MANTOVANI, W.; CARDOSO, A. O.; BENASSI, R. F.; SUBTIL, E. L. (Org). Ciência e tecnologia ambiental: conceitos e perspectivas. São Bernardo do Campo: EdUFABC, 405 p.
- SUDIARTO, R. I. A.; RENGGAMAN, A. & CHOI, H. L. 2019. Floating aquatic plants for total nitrogen and phosphorus removal from treated swine wastewater and ther biomass characteristics. Journal of Enrironment Management, v. 231, 763-769 p.
- TAO, W.; HALL, K.J. & DUFF, S.J.B. 2006. Performance evaluation and effects of hydraulic retention time and mass loading rate on treatment of woodwaste leachate in surface flow constructed wetlands. Ecological Engineering, v. 26, n. 3, 252-265 p.
- TARRAGÓ ABELLA, E.; PUIG, S.; BALAGUER, M.; RUSCALLEDA, M.; COLPRIM, J. & VLAEMINCK, S. 2014. P-recovery from manure. Phosphorus recovery from pig/cow manure: a sustainable approach. European Sustainable Phosphorus Platform. v. 106, n. 1, 100-101 p.
- TING, W. H. T.; TAN, I. A. W.; SALLEH, S. F. & WAHAB, N. A. 2018. Application of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) for phytoremediation of ammoniacal nitrogen: A review. Journal of Water Process Engineering, v. 22, 239-249 p.
- TRIPATHI, B. D. & UPADHYAY, A. R., 2003. Dairy effluent polishing by aquatic macrophytes. Water, Air & Soil Pollution, v. 143, n. 14, 377-385 p.
- UNESCO, 2018. World Water Development Report WWDR. NATURE-BASED SOLUTIONS FOR WATER. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, Paris, France.
- United States Environmental Protection Agency USEPA, 2000. Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters. Office of Research and Development. Cincinnati (OH).
- VAN HAANDEL, A. C. & MARAIS, G., 1999. O comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicações para projetos e operação. In: O comportamento do sistema de lodo ativado: Teoria e Aplicações para Projetos e Operação. epgraf.

- VIEIRA, L.A. 2016. Compostagem de biossólido de estação de tratamento de efluentes de frigorífico com serragem e cama de aves. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pelotas, Rio Grande do Sul, 66 p.
- VON SPERLING, M. 2017 Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 4. ed. Belo Horizonte: UFMG.
- VYMAZAL, J. & BŘEZINOVÁ, T. D. 2018. Removal of nutrients, organics and suspended solids in vegetated agricultural drainage ditch. Ecological Engineering, v. 118, 1 97-103 p.
- VYMAZAL, J. & KROPFELOVÁ, L. 2008. Wastewater treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow. Czech Republic: Springer, 566 p.
- VYMAZAL, J. 2002. The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience. Ecological Engineering, v. 18, n. 5, 633 646 p.
- VYMAZAL, J. 2005. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. Ecological Engineering. Article in press. 13 p.
- VYMAZAL, J. 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. Science of the Total Environment, v. 380, 48-65 p.
- VYMAZAL, J. 2010. Constructed wetlands for wastewater treatment. Water, v. 2, n. 3, 530-549 p.
- VYMAZAL, J. 2011a. Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience. Environ. Sci. Technol., v. 45, 61-69 p.
- VYMAZAL, J. 2011b. Long-term performance of constructed wetlands with horizontal subsurface flow: Tem case studies from the Czech Republic. Ecological Engineering, v. 37, 54-63 p.
- VYMAZAL, J.; BRIX, H.; COOPER, P.F.; HABERL, R.; PERFLER, R. & LABER, J. Removal mechanisms and types of constructed wetlands. In: VYMAZAL, J.;
 BRIX, H.; COOPER, P.F.; GREEN, M.B.; HABERL, R. (Eds.), 1998. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Eu rope. Backhuys Publishers, Leiden, 366 p.
- WANG J.; TAI, Y.; MAN, Y.; WANG, R.; FENG, X.; YANG, Y.; FAN, J.; GUO, J.; TAO, R.; YANG, Y.; CHEN, Z.; VYMAZAL, J. & CAI, N. 2018. Capacity of various single-stage constructed wetlands to treat domestic sewage under optimal temperature in Guangzhou City, South China. Ecological Engineering, V. 115, 35-44 p.
- WOOD, A. 1995. Constructed wetlands in water pollution control: Fundamentals to their understanding. Water Science and Technology, v. 32, n. 3, 21–29 p.
- WU, Z.B.; LI, G.; FU, G.; HE, F. & CHENG, S.P. 2006. Technological design and purification performance of a recirculation aquaculture system based on

constructed wetlands. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), v. 22, n. 1, p. 129-133 p.

- YAPOGA, S.; OSSEY, Y. B. & KOUAME, V. 2013. Phytoremediation of zinc, cadmium, copper and chrome from industrial wastewater by *Eichhornia crassipes*. International Journal of Conservation Science, v. 4, n. 1.
- YUAN, S.; HUANG, G.; CHEN, W.; CHEN, Z. & YIN, X. 2016. Study on relationship between seasonal temperatures and municipal wastewater pollutant concentration and removal rate. In: MATEC Web of Conferences. EDP Sciences, v. 68, 14.007 p.
- ŽÁKOVÁ, Z., PALÁT, M., KOCKOVÁ, E. & TOUFAR, J. 1994. Is it realistic to use water hyacinth for wastewater treatment and nutrient removal in Central Europe? Water Science Technology. Great Britain, v. 30, n. 8, 301-311 p.
- ZOPPAS, F. M.; BERNARDES, A. M. & MENEGUZZI, A. 2016. Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. Eng. Sanit. Ambient., v.21, n.1, 29 -42 p.
- ZÚÑIGA, M. A.; ZURITA, J. G. & BARRIOS, R. G. 2016. Evaluación de un sistema de tratamiento doméstico para reúso de agua residual. Rev. Int. Contam. Ambie. V. 32, n. 2, 199-211 p.