

cadernos técnicos **engenharia** **sanitária e ambiental**

Órgão Oficial de Informação Técnica da ABES - Rio de Janeiro

Coletânea de Notas Técnicas 3: Reúso não potável de água

**Aspectos legais, aproveitamento urbano e agrícola, e
tecnologias emergentes para produção de água para reúso**

A Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, em conjunto com Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Esgotamento Sanitário (INCT ETEs Sustentáveis), deu vida aos Cadernos de Nota Técnica ESA apresentado, onde tem por objetivo a publicação de contribuições técnicas e científicas nas áreas de saneamento, e suas interfaces. As contribuições são publicadas após aprovação do conselho editorial formado exclusivamente para este fim. Os artigos publicados não refletem necessariamente a opinião da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES).

Diretor Responsável

Alceu Guérios Bittencourt

Editor Geral

André Bezerra dos Santos

Editor Geral Adjunto

Maurício Alves da Motta Sobrinho

Coordenação

Allan Rodrigues

INCT ETEs Sustentáveis*Coordenação Geral*

Carlos Augusto de Lemos Chernicharo

Cesar Rossas Mota Filho

Juliana Calabria Araújo

Coordenadores Institucionais

Carlos Augusto de Lemos Chernicharo

André Bezerra dos Santos

Isaac Volschan Jr

Gustavo Rafael Collere Possetti

Lourdinha Florêncio

Paula Loureiro Paulo

Roque Passos Pivelli

Cadernos Técnicos ESA*Colaboração*

Câmara Técnica de Tratamento de Esgoto (CTTE) da ABES

Conselho Editorial Geral

Carlos Augusto de Lemos Chernicharo

Rodrigo Moruzzi

Editores associados

André Bezerra dos Santos

Cesar Rossas Mota Filho

Editores Executivos

Lariza dos Santos Azevedo

Livia Cristina da Silva Lobato

Revisão, validação e editoração

Lariza dos Santos Azevedo

Livia Cristina da Silva Lobato

Tiago Borges Ferreira

Vera Tainá Franco Vidal Mota

Correspondência

Avenida Beira Mar, 216, 13º andar

CEP: 20021-060 - Rio de Janeiro (RJ), Brasil

Tel: (21) 2277-3900 - E-mail: esa@abes-dn.org.br

PRODUÇÃO EDITORIAL



Estatuto em Vigor: Alteração de Estatuto referendado pela Assembleia Geral Extraordinária realizada no Rio de Janeiro (RJ) em 08 de julho de 2011. Essa nova versão do Estatuto recebeu protocolo número 201108081358447 e foi averbada na matrícula número 1244 do Registro Civil de Pessoas Jurídicas do Rio de Janeiro em 25 de agosto de 2011.

cadernos técnicos engenharia sanitária e ambiental

Cadernos Técnico Eng Sanit Ambient | v.2 n.3 | 2022 | jul/set



Créditos da imagem da capa: Ana Silvia Pereira Santos e Marcus Vinicius Araújo Marques.

CORPO EDITORIAL PERMANENTE

Editor Geral: André Bezerra dos Santos, Universidade Federal do Ceará, Brasil

Editor Geral Adjunto: Maurício Alves da Motta Sobrinho, Universidade Federal de Pernambuco, Brasil

Editor Coordenador: Allan Rodrigues, Abes, Brasil

EDITORES ASSOCIADOS:

André Luiz de Oliveira, Universidade Federal de Uberlândia, Brasil

Davi Gasparini Fernandes Cunha, Universidade de São Paulo, Brasil

Eraldo Henriques de Carvalho, Universidade Federal de Goiás, Brasil

João Paulo Bassin, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil

Jorge M.G.P. Isidoro, Universidade do Algarve, Portugal

Lisete Celina Lange, Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil

Lucas Meili, Universidade Federal de Alagoas, Brasil

Luciana Paulo Gomes, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Brasil

Luciano Matos Queiroz, Universidade Federal da Bahia, Brasil

Lewton Lemos F. Agostinho, NHL Stenden University of Applied Sciences, Holanda

Luiza Girard Teixeira, Universidade Federal do Pará, Brasil

Marcelo Motta Veiga, Escola Nacional de Saúde Pública, Brasil

Maurício Alves da Motta Sobrinho, Universidade Federal de Pernambuco, Brasil

Pablo Heleno Sezerino, Universidade Federal de Santa Catarina, Brasil

Paulo Sérgio Scalize, Universidade Federal de Goiás, Brasil

Raul Muñoz, Universidad de Valladolid, Spain

Rodrigo Moruzzi, Universidade Estadual Paulista, Brasil

Revista Engenharia Sanitária e Ambiental Fundada com o título Engenharia Sanitária em 1962 (vol.1, n.1, jun de 1962) com formato 18,0 x 26,0 cm, até o vol.12, n.3, quando foi adotado o formato A4. A partir do vol.28, abr./jun. de 1989, passou a chamar-se BIO, com o formato 21,0 x 28,0 cm, sendo a Engenharia Sanitária transformada em encarte técnico da BIO. A partir de 1996, retorna a Engenharia Sanitária, desta feita incorporando a palavra Ambiental (Ano I, n.1, jan./mar. 1996).

DIRETORIA NACIONAL

Presidente: Alceu Guérios Bittencourt; **Vice-Presidente:** Mario Cezar Guerino; **Secretário Geral:** Marcel Costa Sanches; **Secretário Adjunto:** Rafael Carvalho de O. Santos; **Tesoureiro Geral:** Maria Lúcia B. Coelho Silva; **Tesoureiro Adjunto:** Álvaro José Menezes da Costa; **Diretor Sul:** Edgard Faust Filho; **Diretora Sudeste:** Célia Regina Alves Rennó; **Diretor Centro-Oeste:** Marcos Elano F. Montenegro; **Diretora Nordeste:** Vanessa Britto Silveira Cardoso; **Diretor Norte:** Haroldo Costa Bezerra; **Coordenador de Relações Internacionais:** Carlos Alberto Rosito; **Coordenador do Programa Jovens Profissionais do Saneamento:** Witan Silva.

CONSELHO FISCAL

Efetivos: Carlos Alberto Rosito (RJ); Edson Melo Filizzola (GO); Miguel Mansur Aisse (PR).

Suplentes: Carlos Roberto Soares Mingione (SP); Hélio Nazareno Padula Filho (SP); Reynaldo Eduardo Young Ribeiro (SP)

CONSELHO DIRETOR

Membros Natos: Antônio César da Costa e Silva (SP), Antônio Marsiglia Netto (SP), Carlos Alberto Rosito (RJ), Cassilda Teixeira de Carvalho (MG), Clovis Francisco do Nascimento Filho (RJ), Dante Ragazzi Pauli (SP), Hugo de Mattos Santos (RJ), João Alberto Viol (SP), José Aurélio Boranga (SP), José Carlos Vieira (RJ), Lineu Rodrigues Alonso (SP), Luiz

Otávio Mota Pereira (PA), Nelson Rodrigues Nucci (SP), Paulo Cezar Pinto (RJ), Roberval Tavares de Souza (SP) e Walter Pinto Costa (RJ).

Membros Eleitos 2020/2022

Mario Cezar Guerino
Marcel Costa Sanches
Rafael Carvalho de O. Santos
Maria Lúcia B. Coelho Silva
Álvaro José Menezes da Costa
Edgard Faust Filho
Célia Regina Alves Rennó
Marcos Heleno F. Montenegro
Vanessa Britto Silveira Cardoso
Haroldo Costa Bezerra
Carlos Alberto Rosito
Witan Silva

Presidentes das Seções Estaduais 2019/2021

Ana Catarina Pires de Azevedo Lopes (AL)
Rainier Pedraça de Azevedo (AM)
Arnor de Oliveira Fernandes Junior (BA)
Francisco Humberto de Carvalho Junior (CE)
Sergio Antonio Gonçalves (DF)

Edumar Ramos Cabral Coelho (ES)
Marisa Pignataro de Sant'anna (GO)
Nelson José Bello Cavalcante (MA)
Rogerio Pena Siqueira (MG)
Aroldo Ferreira Galvão (MS)
Rosidelma Francisca Guimarães Santos (MT)
Vanessa Souza Alvares de Mello (PA)
Jaqueline Pequeno da Silva (PB)
Sergio Xavier dos Santos (PE)
Carlos Ernando da Silva (PI)
Luiz Henrique Bucco (PR)
Miguel Alvarenga Fernández Y Fernández (RJ)
Maria Geny Formiga de Farias (RN)
Jussara Kalil Pires (RS)
Andreia May (SC)
Marcio Gonçalves de Oliveira (SP)

Representantes das Seções Estaduais 2019/2021

Ana Catarina Pires de Azevedo Lopes (AL)
Silvio Roberto Magalhães Orrico (BA)
Sergio Antonio Gonçalves (DF)

Divino Lazaro de Souza Aguiar (GO)
Fabio Julian de Sousa (GO)
Maria do Carmo Varella Bastos (MG)
Ronaldo Vasconcellos Novais (MG)
Antonio Carlos Gerardi (PR)
Antonio Roberto Sartor (PR)
Miguel Alvarenga Fernández Y Fernández (RJ)
Eduardo Pacheco Jordão (RJ)
Geraldo Antonio Reichert (RS)
Jairo Tardelli Filho (SP)
Monica Ferreira do Amaral Porto (SP)
Osvaldo Ioshio Niida (SP)
Antonio Carlos da Costa Lino (SP)
Vasti Ribeiro Facincani (SP)
Ricardo Toledo Silva (SP)
Sadalla Domingos (SP)
Alvaro Diogo Sobral Teixeira (SP)
João Cesar Queiroz Prado (SP-SUB)
Fábio Severo (SP-SUB)
Antonio Rodrigues da Grela Filho (SP-SUB)
Tsunao Matsumoto (SP-SUB)
Jorge Luiz Monteiro (SP-SUB)

COLETÂNEA DE NOTAS TÉCNICAS 3: REÚSO NÃO POTÁVEL DE ÁGUA

COLLECTION OF THE TECHNICAL NOTES 3: NON-POTABLE WATER REUSE

Aspectos legais, aproveitamento urbano e agrícola, e tecnologias emergentes para produção de água para reúso
Legal aspects, urban and agricultural use, and emerging technologies for the production of water for reuse

1 Editorial - ESA

Rodrigo Moruzzi e André Bezerra dos Santos

3 Editorial - INCT ETEs Sustentáveis

Carlos Augusto de Lemos Chernicharo

5 Nota Técnica 1 - Tópicos de interesse

Technical Note 1 - Interest topics

André Bezerra dos Santos, Cesar Rossas Mota Filho

15 Nota Técnica 2 - Aspectos legais relacionados ao reúso de águas como diretriz de institucionalização da prática no Brasil

Technical Note 2 - Legal aspects of water reuse serving as a guideline for institutionalizing this practice in Brazil

Ana Silvia Pereira Santos, Maíra Araújo de Mendonça Lima

29 Nota Técnica 3 - Uso agrícola: Condições de aplicabilidade de efluente de estações de tratamento de esgoto

Technical Note 3 - Agriculture use: Conditions of applicability of effluent from sewage treatment plants

Marcus Vinicius Araújo Marques, Lucas de Almeida Chamhum-Silva, Antônio Teixeira de Matos, Nathália Felix Bomfim,

Kenia Kelly Barros, Rafael Kopschitz Xavier Bastos, Mario Takayuki Kato

43 Nota Técnica 4 - Água para reúso: água cinza tratada em wetlands construídos

Technical Note 4 - Reuse water: grey water treated in constructed wetlands

Paula Loureiro Paulo, Jéssica Vieira, Karen Midori Takahashi, Fernando Jorge Correa Magalhães Filho, Jhonatan Barbosa da Silva, Marc Árpád Boncz

59 Nota Técnica 5 - Lagoas de alta taxa como opção viável para o tratamento de esgoto sanitário no contexto brasileiro

Technical Note 5 - High-rate algal ponds as viable option for the sewage treatment in Brazilian context

Alcino Trindade Rosa-Machado, Lucas Vassalle, Andrés Felipe Torres-Franco, Maria de Lourdes Florêncio dos Santos, Cesar Rossas Mota Filho

73 Nota Técnica 6 - Aplicabilidade da tecnologia lodo granular aeróbio no contexto brasileiro

Technical Note 6 - Applicability aerobic granular sludge technology in the Brazilian context

Sílvio Luiz de Sousa Rollemberg, Isaac Volschan Junior, João Paulo Bassin, Roque Passos Pivelli, Maria de Lourdes Florêncio dos Santos, Bruna Scandolaro Magnus, André Bezerra dos Santos

85 Nota Técnica 7 - Aplicabilidade da filtração em membrana dinâmica para o pós-tratamento de efluentes de reatores UASB

Technical Note 7 - Applicability of dynamic membrane filtration for post-treatment of UASB reactor effluents

Isabela Ferreira Batista, Erick Javier Centeno Mora, Paula Rafaela Silva Fonseca, Fabiana Passos, Carlos Augusto de Lemos Chernicharo

99 Nota Técnica 8 - Aplicabilidade de meio suporte baseado em espuma de poliuretano para sistemas utilizados no pós-tratamento de efluentes anaeróbios

Technical Note 8 - Applicability of support medium based of polyurethane foam for systems used to post-treatment of anaerobic effluents

Paulo Gustavo Sertório de Almeida, Thiago Bressani-Ribeiro, Moacir M. Araújo Jr., Carlos Augusto de Lemos Chernicharo

ESA*

Desde sua fundação em 1962, a Revista Engenharia Sanitária e Ambiental (ESA) tem como missão a disseminação do conhecimento produzido na academia, empresas de pesquisa, concessionárias e empresas de saneamento, órgãos governamentais, profissionais técnicos, entre outros, por meio da publicação de artigos técnicos, revisões críticas e notas técnicas.

Os desafios na área da engenharia sanitária e ambiental são enormes e dinâmicos. Ao longo de sua história a ESA tem se adaptado às novas demandas e desafios, visando manter sua missão de publicar materiais técnicos e científicos de elevada qualidade e relevância nacional. Inicialmente, os artigos voltavam-se majoritariamente para soluções técnicas da Engenharia, aplicadas à área de Saneamento Básico. O crescente interesse pela área de meio ambiente ampliou o universo de atuação da Engenharia e trouxe novas dimensões para as pesquisas, abrindo portas para diferentes abordagens, com aumento significativo de contribuições à ESA. Mais recentemente, a ampliação da pós-graduação no Brasil e as exigências associadas aos seus programas e as agências de fomento à pesquisa aumentaram ainda mais o fluxo de artigos, exigindo grande esforço de todo corpo editorial e revisores voluntários.

Estruturalmente a ESA também se modernizou. A adoção de nova plataforma de gerenciamento, a definição de regras claras e rígidas de revisão por pares, a padronização das decisões do corpo editorial e a redução significativa do tempo de avaliação permitiram enfrentar os novos desafios e reforçar a qualidade dos manuscritos publicados. Entretanto, para além da sua história, tradição e reconhecimento dos pares, a reputação de um periódico é também aferida por meio de métricas internacionais, tal como o fator de impacto.

O fator de impacto tem grande importância na escolha do periódico pelos cientistas, pois afere sobre a visibilidade e a qualidade dos manuscritos publicados. Entretanto, são enormes os desafios de ampliar o fator de impacto de um periódico de circulação restrita nacional, dada a abrangência e o acesso limitados. Assim sendo, entendemos que a internacionalização da ESA é premente.

Todavia, a tarefa de internacionalizar uma revista com a importância da ESA no cenário nacional é árdua e encontra resistências legítimas, que não podem ser desconsideradas. Internacionalizar é muito mais que publicar manuscritos na língua inglesa; envolve abrir as fronteiras da ESA para divulgação científica aberta ao público internacional, incluindo seu corpo/conselho editorial e quadro de revisores. A maior resistência à internacionalização da ESA advém da sua maior virtude, ou seja, sua importância e reconhecimento no contexto brasileiro.

Dessa forma, os Cadernos Técnicos ESA foram uma saída construída pelo conjunto da ABES, diretoria e corpo editorial da ESA, que oportuniza a divulgação a disseminação de conhecimento voltados aos problemas técnicos nacionais, sem conflitar com o movimento de internacionalização científica da ESA. Afortunadamente, o lançamento dos cadernos técnicos foi abrilhantado pela parceria com o INCT ETEs Sustentáveis, por meio da divulgação de contribuição técnico-científica de alto nível e de extrema relevância ao contexto brasileiro. Nos orgulha fazer parte desse novo marco para a ESA!

Rodrigo Moruzzi
Editor Geral – ESA

André Bezerra dos Santos
Editor Geral Adjunto – ESA

*Editorial publicado nos Cadernos Técnicos Eng Sanit Ambient, v1 n1, 2021, <https://doi.org/10.5327/276455760101001>.

INCT ETEs Sustentáveis*

Prezados leitores,

O INCT ETEs Sustentáveis foi criado em 2017 com o intuito de se tornar um centro de referência para questões relacionadas ao tratamento de esgoto sanitário, de forma a contribuir para a promoção de mudanças estruturais e estruturantes por meio da capacitação profissional, do desenvolvimento de soluções tecnológicas apropriadas às diversas realidades nacionais, da construção e transmissão de conhecimento para a sociedade, órgãos governamentais e empresariais.

As estações convencionais de tratamento de esgoto, de maneira geral, apresentam fluxogramas de tratamento que consideram o lançamento do efluente tratado em algum corpo d'água receptor e, portanto, são concebidas levando-se em consideração apenas a legislação de proteção das coleções hídricas. Se adequadamente projetadas, construídas e operadas, podem alcançar elevadas eficiências de remoção de matéria orgânica, nutrientes e patógenos, cumprindo o seu papel principal de controle da poluição da água. No entanto, essa não é a situação usual no Brasil, onde a maioria das estações apresenta algum tipo de problema operacional, que resulta na elevação dos custos do tratamento, na perda de eficiência e no não cumprimento da legislação ambiental. Ademais, os subprodutos sólidos (lodo e espuma) e gasosos (notadamente biogás) gerados durante o tratamento apresentam rotas de destinação final que usualmente são os aterros sanitários e a queima para a atmosfera. Embora sejam rotas de destinação de subprodutos aceitas no Brasil, sabidamente não são as mais adequadas, face aos impactos ambientais que podem ser causados na atmosfera, no solo e nas águas subterrâneas. Ainda, é de conhecimento amplo que os subprodutos do tratamento apresentam elevado potencial de aproveitamento, mas os esforços nesse sentido são incipientes e, quando realizados, ocorrem de forma desarticulada, normalmente abordando poucas das possibilidades existentes.

Em 4 anos de atuação, o INCT ETEs Sustentáveis desenvolveu pesquisas básicas e aplicadas visando propiciar o desenvolvimento de sistemas integrados e sustentáveis de tratamento de esgoto, com recuperação e valoração dos subprodutos do tratamento. Os resultados das pesquisas desenvolvidas no âmbito do Instituto, em adição à consolidação do conteúdo já existente, possibilitaram a elaboração de cerca de 50 notas técnicas, com tópicos relacionados ao aproveitamento e utilização dos subprodutos gerados a partir do tratamento de esgoto, além de maior eficiência e melhoria dos processos. A partir da parceria firmada entre a ESA e o INCT ETEs Sustentáveis, de forma a ampliar o alcance dos conteúdos e estabelecer melhor integração da academia com profissionais e empresas do setor de saneamento ambiental, essas notas técnicas foram agrupadas em 8 cadernos técnicos de acordo com a temática, a fim de apresentar de forma consolidada e integrada o conteúdo produzido.

Esperamos que a publicação via cadernos técnicos, com ilustrações didáticas e linguagem menos acadêmica, possibilite a efetiva transmissão e apropriação do conhecimento pelos profissionais que atuam no setor. Fica nossa forte expectativa de que o conhecimento disponibilizado possa induzir as transformações necessárias na nossa área, com reflexos na melhoria da gestão, dos projetos, da construção e da operação e manutenção dos sistemas de esgotamento sanitário. Enfim, que o grande esforço empreendido por mais de 100 colegas (autores, coautores, revisores e validadores das diversas notas técnicas), aos quais agradeço imensamente, possa contribuir para a melhoria da sustentabilidade do saneamento, notadamente na área de esgotamento sanitário. Valeu a pena, pessoal!

Boa leitura!

Carlos Augusto de Lemos Chernicharo
Coordenador Geral – INCT ETEs Sustentáveis

*Editorial publicado nos Cadernos Técnicos Eng Sanit Ambient, v1 n1, 2021, <https://doi.org/10.5327/276455760101002>.

Reúso não potável de água: Aspectos legais, aproveitamento urbano e agrícola, e tecnologias emergentes para produção de água para reúso

Nota Técnica 1 – Tópicos de interesse

Non-potable water reuse: legal aspects, urban and agricultural use, and emerging technologies for the production of water for reuse
Technical Note 1 – Interest topics

André Bezerra dos Santos^{1*}, Cesar Rossas Mota Filho²

RESUMO

Estações de tratamento de esgoto (ETEs) configuram-se como fábricas de produção de água, de nutrientes, energia, entre outros recursos, sendo a qualidade do efluente final determinada pela rota tecnológica adotada assim como das práticas de operação. São nessas unidades que se alcançam os padrões de lançamento dos esgotos tratados em corpos hídricos ou de reúso (urbano, agrícola, industrial, entre outros). Apesar do enorme potencial, há poucas experiências referentes à prática de reúso de água em escala plena. A ausência de uma legislação nacional mais abrangente e específica para reúso configura-se como um dos maiores empecilhos para sua disseminação. Nesta nota técnica (NT), a primeira da coletânea "Reúso não potável de água: Aspectos legais, aproveitamento urbano e agrícola, e tecnologias emergentes para produção de água para reúso", são apresentados os tópicos de interesse relacionados aos aspectos legais, uso agrícola, água cinza tratada em *wetlands* construídos, lagoas de alta taxa, lodo granular aeróbio, membranas dinâmicas pós-reator UASB e sistemas com meio suporte baseado em espuma de poliuretano pós-reator UASB. Com as informações contidas nessa coletânea de NTs, espera-se contribuir para divulgar conhecimentos consolidados por especialistas e prestadores de serviços de saneamento, bem como a produção técnico-científica aplicada ao tema do tratamento de esgoto e reúso de águas.

Palavras-chave: aspectos legais; uso agrícola; água cinza; *wetlands* construídos; lagoas de alta taxa; lodo granular aeróbio; membranas dinâmicas pós-reator UASB; espuma de poliuretano.

ABSTRACT

Sewage treatment plants (STPs) can be considered as factories for the production of water, nutrients, energy, among other resources, and the final effluent quality is determined by the technological route adopted and the operating practices. It is in these units that the standards for discharge of treated sewage into water bodies or reuse (urban, agricultural, industrial, among others) are achieved. Despite the enormous potential, there are few full-scale experiences. The absence of a more comprehensive and specific national legislation for reuse is one of the biggest obstacles to its dissemination. This technical note (TN), the first of the collection "Non-potable water reuse: legal aspects, urban and agricultural use, and emerging technologies for the production of water for reuse", presents the topics of interest related to legal aspects, agricultural use, gray water treated in constructed wetlands, high rate algal ponds, aerobic granular sludge, dynamic membranes post UASB reactor and systems with support medium based on polyurethane foam post UASB reactor. With the information contained in this collection of TNs, it is expected to contribute to the dissemination of consolidated knowledge by experts and sanitation service providers, and technical-scientific production applied to the subject of sewage treatment and water reuse.

Keywords: legal aspects; agricultural use; grey water; constructed wetlands; high rate algal ponds; aerobic granular sludge; dynamic membranes after UASB reactor; polyurethane foam.

¹Engenheiro Civil e Mestre em Engenharia Civil/Saneamento Ambiental pela Universidade Federal do Ceará (UFC). Doutor em Ciências Ambientais pela Universidade de Wageningen, Holanda. Professor Associado do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da UFC. Membro do INCT ETEs Sustentáveis.

²Engenheiro Civil pela UFC. Mestre em Engenharia Ambiental pela University of Nevada, USA. Doutor em Engenharia Ambiental pela North Carolina State University, USA. Professor Associado do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Subcoordenador do INCT ETEs Sustentáveis.

*Endereço para correspondência: Universidade Federal do Ceará, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Campus do Pici, bloco 713. Pici. Fortaleza-CE. CEP: 60455-970. e-mail: andre23@ufc.br

1. INTRODUÇÃO

O esgoto sanitário é uma matriz complexa, que inclui diferentes poluentes ou contaminantes, podendo-se destacar os sólidos grosseiros (removidos usualmente no tratamento preliminar, antes do processo biológico), matéria orgânica e nutrientes (normalmente removidos durante o processo biológico) e microrganismos patogênicos (removidos parcialmente nas diferentes unidades de tratamento ou numa etapa de desinfecção, ao final do sistema de tratamento) (DOS SANTOS, 2019).

A remoção destes poluentes na estação de tratamento de esgoto (ETE) é alcançada a partir das várias operações e processos unitários, como filtração, sedimentação, oxidação biológica etc., ou ao longo de diferentes unidades físicas ou de diferentes ciclos operacionais em uma única unidade. Assim, a escolha das alternativas de processos e tecnologias de tratamento deve levar em consideração vários aspectos: vazão, temperatura, disponibilidade de área, disponibilidade e qualificação da mão de obra, proximidade da ETE a edificações ou áreas comuns, qualidade requerida para o esgoto tratado, recurso disponível para o tratamento em si e para a automação do processo, custos operacionais, demanda por energia e outros insumos, entre outros.

A qualidade requerida para lançamento ou reúso definirá a rota tecnológica da ETE. Incentivos para o reúso de efluentes usualmente avançam à medida que a pressão aumenta pela demanda de água potável. O cenário brasileiro, apesar de rico em recursos hídricos, já apresenta substancial incremento de demanda. Um exemplo no Brasil, é a região metropolitana de São Paulo, que viveu um evento crítico de crise hídrica em 2014 (NOBRE *et al.*, 2016), com subsequente escassez de água, apresentando recordes de déficit no sistema Cantareira, que abastece a capital e vários municípios do seu entorno. No ano de 2021, a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) inclusive fez um alerta para a situação crítica de escassez dos recursos hídricos na Região Hidrográfica do Paraná, que abrange parte dos territórios de cinco estados (Goiás, Minas Gerais, Mato Grosso do Sul, Paraná e São Paulo) (ANA, 2021). O fato é que a estiagem traz dificuldades operacionais para o

abastecimento, inclusive com necessidade de racionar o uso da água, mesmo em estados que possuem uma gestão eficiente em seus mananciais. Portanto, uma vez que o reúso de água é uma importante ferramenta de gestão e planejamento de recursos hídricos, podendo ser incluído como uma fonte alternativa nas matrizes hídricas regionais, cenários de escassez hídrica e de conflitos de usos da água podem ser beneficiados com a sua maior utilização.

Essa coletânea de notas técnicas (NTs), intitulada “Reúso não potável de água: Aspectos legais, aproveitamento urbano e agrícola, e tecnologias emergentes para produção de água para reúso”, tem por objetivo divulgar conhecimentos consolidados por especialistas do setor acadêmico e prestadores de serviços de saneamento, bem como a produção técnico-científica aplicada ao tema do tratamento de esgoto e reúso de água. A contextualização e os tópicos de interesse são discutidos de forma sucinta na presente NT, sendo individualmente detalhados nas NTs subsequentes que integram esta coletânea, como apresentado na **Tabela 1**.

Tabela 1 – Correspondência entre as NTs desta coletânea e os tópicos/técnicas de interesse para o reúso não potável de água.

Tópico de interesse	Nota técnica correspondente
Regulamentação sobre reúso de água	NT 2: Aspectos legais relacionados ao reúso de água como diretriz de institucionalização da prática no Brasil (SANTOS e LIMA, 2022)
Reúso não potável de água para fins agrícolas	NT 3: Uso agrícola - Condições de aplicabilidade de efluente de estações de tratamento de esgoto (MARQUES <i>et al.</i> , 2022)
Água cinza tratada em <i>wetlands</i> construídos	NT 4: Água para reúso: água cinza tratada em <i>wetlands</i> construídos (PAULO <i>et al.</i> , 2022)
Tecnologias emergentes de produção de água para reúso	NT 5: Lagoas de alta taxa como opção viável para o tratamento de esgoto sanitário no contexto brasileiro (ROSA-MACHADO <i>et al.</i> , 2022)
	NT 6: Aplicabilidade da tecnologia lodo granular aeróbio no contexto brasileiro (ROLLEMBERG <i>et al.</i> , 2022)
	NT 7: Aplicabilidade da filtração em membrana dinâmica para o pós-tratamento de efluentes de reatores UASB (BATISTA <i>et al.</i> , 2022)
	NT 8: Aplicabilidade de meio suporte baseado em espuma de poliuretano para sistemas utilizados no pós-tratamento de efluentes anaeróbios (ALMEIDA <i>et al.</i> , 2022)

2. EVOLUÇÃO DA REGULAMENTAÇÃO SOBRE REÚSO DE ÁGUA

Além do enquadramento dos corpos receptores e dos padrões de lançamento de efluentes, estabelecidos em nível federal pelas Resoluções do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) nº 357, de 17 de março de 2005 (BRASIL, 2005) e nº 430, de 13 de maio de 2011 (BRASIL, 2011), há órgãos ambientais estaduais que estão estudando e propondo padrões de qualidade de efluentes tratados para reúso não potável, legalizando, assim, mais uma ferramenta importante na gestão de recursos hídricos.

Segundo Mota *et al.* (2007), a água de reúso constitui uma medida efetiva de controle da poluição da água e uma alternativa para o aumento da oferta de água em regiões carentes de recursos hídricos. Desse modo, o reúso de água planejado torna-se uma prática importante para a diminuição da exploração de mananciais e, conseqüentemente, para a redução da demanda de água bruta, na medida em que muitos dos usos podem ser realizados com uma água de qualidade inferior.

Conforme Hespanhol (2003), cabe, entretanto, institucionalizar, regulamentar e promover o reúso de água no país, fazendo com que a prática se desenvolva de acordo com princípios técnicos adequados e seja economicamente viável, socialmente aceita e segura, em termos de preservação ambiental. Dessa forma, é necessária uma legislação em nível federal que oriente o estabelecimento das legislações estaduais e/ou municipais sobre padrões de reúso, visando uma uniformização de parâmetros e padrões, sendo respeitadas as singularidades locais e que assegure a qualidade físico-química e microbiológica.

A regulamentação da prática de reúso no mundo teve início em 1918 na Califórnia (EUA), considerando a aplicação de efluentes tratados em culturas não consumidas cruas (ANGELAKIS *et al.*, 2018; SHOUSHARIAN e NEGAHBAN-AZAR, 2020). A Organização Mundial de Saúde (OMS) publicou suas primeiras diretrizes relacionadas ao reúso de água para irrigação em 1973, e em 2006 publicou suas diretrizes para o reúso de água na agricultura (OMS, 2016). Em 2017, com base na metodologia *Quantitative Microbiological Risk Assessment* (QMRA) ou Avaliação Quantitativa de Risco

Microbiológico (AQRM), a OMS estabeleceu um guia para produzir água potável a partir do reúso (OMS, 2017).

Os primeiros estados do Brasil que incluíram a possibilidade e critérios para o reúso foram a Bahia (2010), Ceará (2017), São Paulo (2017), Minas Gerais (2020) e Rio Grande do Sul (2020) (SANTOS *et al.*, 2020).

Diante das experiências adquiridas, da evolução das tecnologias capazes de produzir água de melhor qualidade e do aumento da demanda para usos cada vez mais nobres, as regulações foram sofrendo atualizações no sentido de apresentarem padrões mais restritivos, para usos mais nobres como o uso potável (**Figura 1**). A NT 2 desta coletânea (SANTOS e LIMA, 2022) traz inicialmente uma evolução geral da regulamentação sobre reúso de água. Em seguida, apresenta uma evolução do quadro regulatório sobre essa prática no Brasil, assim como os critérios adotados no cenário nacional separados por categorias agrícola, urbano, industrial e aquícola.

3. REÚSO NÃO POTÁVEL DE ÁGUAS PARA FINS AGRÍCOLAS

O uso de efluente de ETE na agricultura é uma valiosa fonte de nutrientes para plantas, possibilitando a redução de adubos minerais em cultivos agrícolas (KIHILA *et al.*, 2014), além de suprir parte das suas necessidades hídricas. Adicionalmente, o efluente se configura como uma fonte de água disponível durante todo o ano, de grande importância em regiões de baixa pluviometria ou com deficiências de distribuição de chuva ao longo do ano.

Como abordado anteriormente, o Brasil enfrenta sérios problemas de escassez de água, sendo importante a adoção de algumas estratégias que aumentem a sua oferta. Neste contexto, surge o interesse pelo aproveitamento de efluente de ETE na agricultura. No entanto, para que essa prática seja vantajosa tanto do ponto de vista econômico, quanto sob a segurança ambiental e de saúde pública, é preciso que tal efluente seja submetido a algum tipo de tratamento que o adeque para o uso agrícola, além da adoção de medidas associadas à aplicação e manejo que contribuam para a minimização dos riscos sanitários. O aproveitamento agrícola depende da avaliação sistêmica de diversos fatores, sumarizados na **Figura 2**.

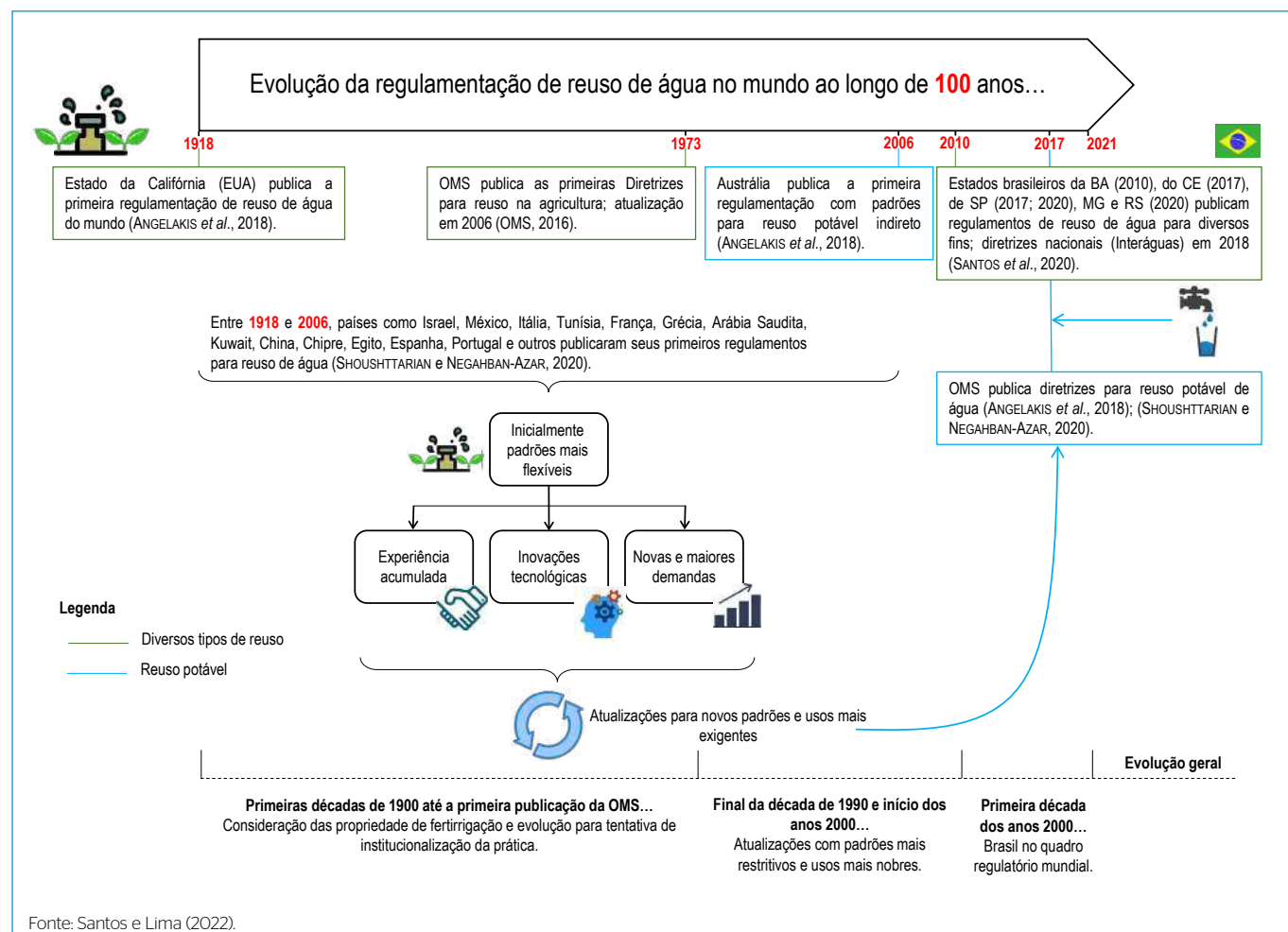


Figura 1 – Representação esquemática da evolução da regulamentação de reúso de água no mundo.

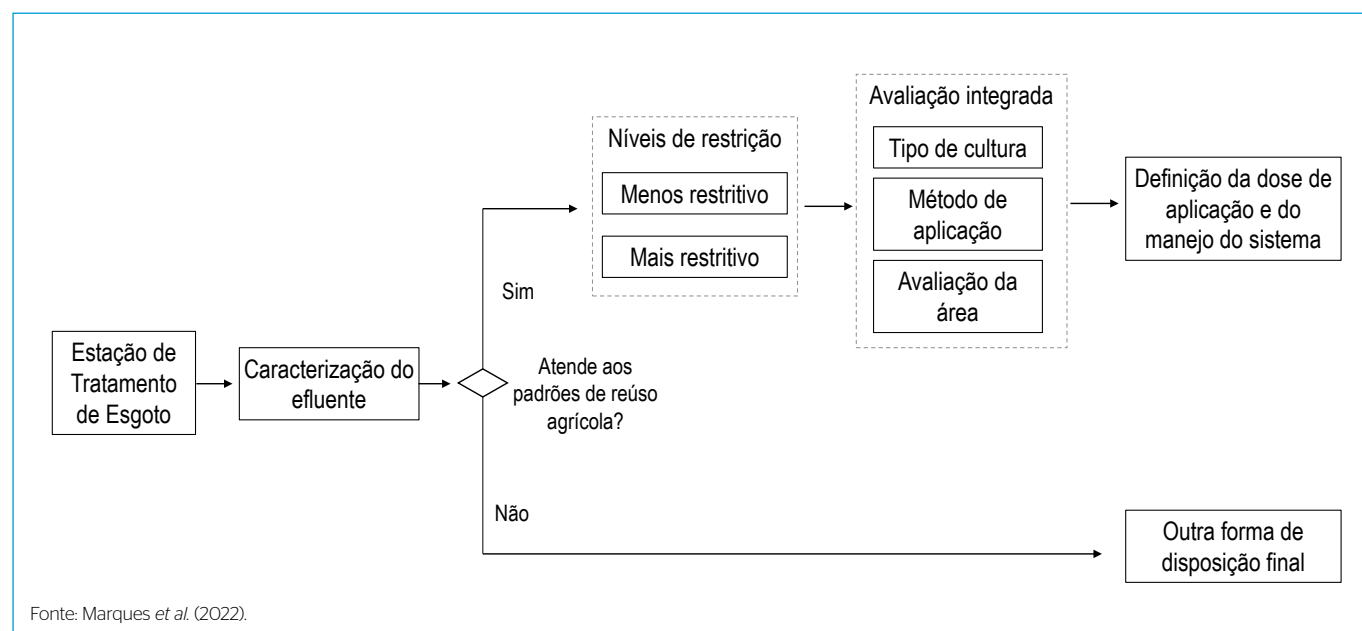


Figura 2 – Fluxograma geral com as principais etapas associadas ao uso agrícola de efluente de ETE.

A NT 3 desta coletânea (MARQUES *et al.*, 2022) discute os dados de qualidade físico-química e microbiológica de efluente de ETE para uso agrícola. Apresenta também alguns critérios para a escolha da área e culturas recomendadas, para a definição da forma de aplicação (fertirrigação) de efluente de ETE na agricultura, assim como da dose de aplicação dos efluentes sanitários. Outros aspectos relevantes são discutidos, como o nível necessário de tratamento do esgoto para o reúso, uma análise do solo e manejo do sistema, bem como o uso integrado de biossólido e efluente de ETE em áreas agrícolas. Por fim, alguns exemplos de aplicação são apresentados.

4. ÁGUA CINZA TRATADA EM WETLANDS CONSTRUÍDOS

Um dos pilares do conceito de saneamento voltado para a recuperação de recursos é a separação das correntes que compõem o esgoto sanitário. Trata-se da separação próxima da fonte de geração da urina, das fezes e da água cinza (AC). A AC é definida como toda a água residuária gerada em uma residência, exceto as frações provindas da bacia sanitária e mictórios, e que representa em torno de 60 a 80% do esgoto doméstico (ERIKSSON *et al.*, 2002). Ela é considerada como fonte potencial de água de reúso, em particular em áreas urbanas, por sua disponibilidade *in loco*.

A coleta segregada da AC requer que a edificação possua uma rede coletora de águas residuárias duplicada: uma para águas fecais, provenientes da bacia sanitária, e outra para a AC. A rede de coleta de águas fecais conecta-se à ETE, enquanto a rede de coleta de AC conecta-se à estação de tratamento de água cinza (ETAC). Após a ETAC, a água de reúso é bombeada para um segundo reservatório (caixa d'água), a partir do qual pode alimentar as bacias sanitárias e/ou ser usada na rega de jardins, limpeza de áreas comuns etc. Um outro detalhe importante é que o reúso pode ser praticado somente quando desejado, pois o sistema de alimentação das bacias sanitárias pode também ser conectado ao reservatório de água potável da edificação.

A justificativa para adoção dessa configuração de separação de correntes e tratamento está no fato de que a AC pode ser tratada mais facilmente na produção de água para reúso. Ademais, possuem menores concentrações de matéria orgânica, óleos e graxas e microrganismos

patogênicos do que as águas fecais. A recuperação de nutrientes e de biogás é interessante sob o ponto de vista econômico apenas em situações muito específicas, pois a AC normalmente é bastante diluída em termos de matéria orgânica e nutrientes.

Para o reúso individual ou coletivo (edificações uni ou multifamiliares), a AC tratada pode ser aplicada para diversos fins, como por exemplo: descarga da bacia sanitária, lavagem de piso e de veículos, irrigação, paisagismo e controle de poeira, entre outros. Porém, é importante destacar que o padrão de qualidade requerido, físico-químico e microbiológico, depende da aplicação. No Brasil, ainda não há uma legislação específica, de abrangência nacional, com a abordagem de padrões de qualidade de água para fins de reúso (SANTOS *et al.*, 2020). Em 2019, foi publicada a Norma Brasileira (NBR) 16.783/2019 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 2019) sobre o uso de fontes alternativas de água não potável em edificações, onde a AC está contemplada entre as possíveis fontes de produção de água não potável.

Soluções baseadas na natureza (NBS, do inglês *nature-based solutions*) são técnicas que reproduzem os processos naturais em paisagens urbanas, inclusive na gestão de efluentes, com baixo consumo de energia e sem a necessidade de produtos químicos (BOANO *et al.*, 2020). Diferentes tipos de NBS vêm sendo implementadas para o tratamento de AC, sendo, principalmente, os *wetlands* construídos (CWs, do inglês *constructed wetlands*) e, mais recentemente, telhados e paredes verdes. Os CW possuem um alto potencial ecológico e baixo custo de ciclo de vida, sendo amplamente pesquisado e aplicado no tratamento de AC (ARDEN e MA, 2018).

A NT 4 desta coletânea (PAULO *et al.*, 2022) traz inicialmente os padrões de qualidade para o reúso de AC e dados de caracterização qualitativa e quantitativa da AC. Em seguida, apresenta o detalhamento sobre o tratamento de AC em CW, em termos de configurações, meio filtrante (substrato), plantas e aspectos construtivos, uma análise sobre a relação entre as diferentes configurações, a escolha do CW e desempenho, assim como os principais parâmetros de projeto. Por fim, são apresentadas algumas experiências empregando CW no tratamento de AC.

5. TECNOLOGIAS EMERGENTES DE PRODUÇÃO DE ÁGUA PARA REÚSO

A reversão do enorme déficit que o Brasil apresenta em relação ao tratamento de esgoto depende de vultosos investimentos em despesas de capital (CAPEX, do inglês *capital expenditure*) para implantação de sistemas de esgotamento sanitário, bem como em despesas relativas à respectiva operação e manutenção (OPEX, do inglês *operational expenditure*) desses sistemas. As diferentes operações e processos que perfazem a tecnologia de tratamento de esgoto distinguem-se em função de seus propósitos, dos mecanismos em que se baseiam, da tipologia do reator que empregam, do respectivo grau de mecanização etc.

Atualmente existem diversas tecnologias de tratamento de esgoto utilizadas no Brasil. A diversidade dessas rotas tecnológicas se deve a um conjunto de fatores, tais como: variação da composição do esgoto gerado, destino do efluente tratado, questões socioeconômicas, aspectos climáticos, disponibilidade de área, proximidade da ETE a aglomerados urbanos, custos de implantação, operação e manutenção, entre outros (DOS SANTOS, 2019).

Segundo levantamento realizado pela ANA, cerca de 37% das ETEs no Brasil empregam reatores anaeróbios em seu fluxograma de tratamento, destacando que o país detém o maior parque de reatores anaeróbios do mundo (ANA, 2021). Nesse contexto, atenção especial é dada aos reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo (reatores UASB, do inglês *upflow anaerobic sludge blanket reactor*), que devido a uma série de vantagens (p. ex.: elevada concentração de biomassa, baixa demanda de área, baixo custo de implantação e operação, ausência de consumo de energia elétrica no reator e geração de biogás), têm sido amplamente utilizados em ETEs do país.

No entanto, algumas limitações de desempenho desses reatores em relação à remoção de matéria orgânica, nutrientes e patógenos têm inviabilizado o uso isolado da tecnologia, sendo necessária uma etapa de pós-tratamento que confira ao efluente uma qualidade suficiente para lançamento em corpos de água, mesmo em termos de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO), ou até mesmo quando o objetivo principal é o reúso.

Em geral, a totalidade dos volumes das unidades, a dimensão total da área requerida, os requisitos de energia elétrica e de insumos, e a geração específica de lodo, constituem as principais variáveis para estimação do CAPEX e OPEX envolvidos. Requisitos de automação, complexidade de controle e operação, impactos ambientais circunvizinhos à ETE e experiência e domínio sobre a tecnologia servem também como argumentos para o melhor embasamento da seleção de uma determinada rota tecnológica.

Em um cenário de constantes avanços de conhecimento e tecnológicos, várias opções de tratamento surgiram nos últimos 10-20 anos, sendo outras grandemente aperfeiçoadas para o aumento das remoções dos constituintes presentes nos esgotos, e para a diminuição dos custos de investimento e operacionais. Dentro desse rol de tecnologias, são destacadas as lagoas de alta taxa (LAT), lodo granular aeróbio (LGA), membranas dinâmicas pós-reator UASB e sistemas com meio suporte baseado em espuma de poliuretano pós-reator UASB.

As lagoas de alta taxa (LAT) surgem como uma opção de tecnologia sustentável de pós-tratamento, pois possibilitam a remoção da matéria orgânica e de outros compostos juntamente com a produção de biomassa microalgal, com baixos custos de operação quando comparadas a outras tecnologias. A biomassa produzida pode ser aproveitada para a produção de bioprodutos, como o biogás, rações e fertilizantes. As LATs também removem patógenos, produzindo efluente apto para reúso, além de requerer menor área, quando comparadas aos sistemas de lagoas facultativas. A NT 5 desta coletânea (ROSA-MACHADO *et al.*, 2022) traz inicialmente uma contextualização do panorama do tratamento de esgoto no Brasil, demonstrando a possibilidade real de aplicação de LAT no contexto brasileiro. Em seguida, é realizada uma comparação de custos e requerimento por área para o tratamento de esgoto sanitário por diferentes tecnologias, assim como são discutidos os fundamentos da LAT e de outros fotobiorreatores. Também são apresentados os critérios de dimensionamento e condições operacionais de LAT, separação e recuperação da biomassa produzida e níveis de eficiência alcançados. Por fim, são apresentadas as diferentes opções de recuperação de recursos e o fechamento de ciclos nesses sistemas.

Já a tecnologia de lodo granular aeróbio (LGA) é atualmente considerada uma das mais promissoras para o tratamento biológico de esgoto, principalmente em sistemas de grande porte, especialmente em situações em que há necessidade de obtenção de efluente tratado com elevada qualidade, ou mesmo em situações de baixa disponibilidade de área. Devido à possibilidade de remoção combinada de matéria orgânica e nutrientes (nitrogênio - N e fósforo - P) em um mesmo reator, dispensando o uso de decantadores secundários, a tecnologia LGA se configura como uma das mais compactas no mercado, demonstrando também a possibilidade de economia de energia elétrica em relação a outras tecnologias aeróbias como lodo ativado. No entanto, há vários relatos de problemas, incluindo: (i) instabilidade da biomassa granular; (ii) longos períodos de partida dos reatores em função do lento processo de formação dos grânulos, especialmente quando se utiliza esgoto com baixa concentração de matéria orgânica; (iii) acúmulo de nitrito no efluente final; (iv) elevada automação do sistema; e (v) processos operacionais ainda não completamente estabelecidos. Dessa forma, apesar dos consideráveis avanços no âmbito do tratamento de esgoto em ETEs adotando essa tecnologia, é necessária uma avaliação integrada sobre sua aplicação no Brasil. Assim, a **NT 6** desta coletânea (ROLLEMBERG *et al.*, 2022) traz inicialmente um conjunto de informações acerca do desenvolvimento, características e aplicação da tecnologia LGA. Em seguida discute-se aspectos sobre a operação de reatores LGA, requisitos para implantação e operação (CAPEX e OPEX), e vantagens associadas. Adicionalmente, são apresentados os desafios técnico-operacionais para sua aplicação, notadamente em relação a requisitos quanto à eficiência do tratamento preliminar, estabilidade dos grânulos em longos períodos de operação, procedimentos de descarte e requisitos de tratamento do lodo, requisitos de automação e controle, e partida do sistema. Por fim, faz-se uma análise crítica sobre os principais cenários de aplicação.

Apesar das inúmeras vantagens dos reatores UASB para o tratamento de esgoto em nosso país, a depender dos requisitos de qualidade do efluente final, uma etapa de pós-tratamento pode ser necessária. Diversas tecnologias têm sido consideradas no pós-tratamento de efluentes de

reatores anaeróbios. Para a maior parte delas, há a necessidade de um rigoroso gerenciamento do lodo no reator anaeróbio. Uma alternativa de pós-tratamento emergente faz uso de membranas dinâmicas (MD) para filtração do efluente. Nas MDs, a remoção de poluentes ocorre majoritariamente devido a uma camada dinâmica de sólidos que se acumula na superfície de uma malha de suporte. A sua principal vantagem é que há a possibilidade de utilização de materiais suporte de baixo custo. Em relação à localização das MDs, existe a possibilidade de uso na forma submersa ou externa ao reator anaeróbio. Existem algumas diferenças e semelhanças entre as mesmas e a filtração com membrana de microfiltração tradicional (MF), sendo destacados dois aspectos: (i) tamanho de poro da membrana/material de suporte entre 0,05 e 10 µm para as MF e de 10 a 200 µm para as MDs; e (ii) principais materiais: cerâmica, polipropileno (PP), polissulfona (PS), polifluoreto de vinilideno (PVDF), polietersulfona (PES) para as MF, ao passo que para as MD são utilizados material de menor custo como o polietileno tereftalato (PET), poliéster, nylon e polipropileno (PP). A **NT 7** desta coletânea (BATISTA *et al.*, 2022) tem por objetivo apresentar fundamentos e aspectos práticos desta tecnologia emergente, tendo em vista o seu elevado potencial de aplicação para a melhoria da qualidade de efluentes de reatores UASB. Para tanto, são discutidos a aplicabilidade e limitações da tecnologia, os fundamentos do processo, assim como os critérios de dimensionamento mais importantes. Por fim, são apresentados os principais aspectos relacionados à operação e manutenção, assim como um estudo de caso.

A aplicação de sistemas com biofilme utilizando meio suporte baseado em espuma de poliuretano é uma alternativa para a melhoria da qualidade do efluente de reatores anaeróbios. A principal vantagem associada ao uso da espuma como meio suporte reside no potencial de retenção de biomassa e elevação da idade do lodo, favorecendo a respiração endógena e atividade de predação biológica. A depender das condições operacionais impostas, a remoção de compostos nitrogenados é também observada com o uso deste tipo de meio suporte, para além do bom desempenho na remoção de matéria orgânica. A **NT 8** desta coletânea (ALMEIDA *et al.*, 2022) apresenta inicialmente

os fundamentos gerais sobre sistemas com biofilmes, com ênfase em meios suporte baseados em espuma de poliuretano, os quais vêm sendo aplicados com sucesso em filtros biológicos percoladores (FBP), biorreator combinado anaeróbio-aeróbio de leito fixo (BRC), incorporado a processos de lodos ativados, entre outros. Em seguida, são reportadas algumas experiências em escala plena com tecnologias emergentes que utilizam espuma de poliuretano como meio de enchimento. Adicionalmente apresenta-se o desempenho de reatores com espuma de poliuretano e condições operacionais usualmente impostas. Por fim, é apresentada uma análise crítica sobre custos de implantação e de operação, e vantagens e desvantagens associadas.

Na **Tabela 2** é apresentada uma comparação entre as principais tecnologias de tratamento biológico empregadas no Brasil, avaliando os aspectos de desempenho (eficiência) e de demanda de recursos (área, CAPEX, OPEX etc.), considerando um tratamento de esgoto sanitário de média carga.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A reversão do enorme déficit que o Brasil apresenta em sistemas de tratamento de esgoto demanda elevados investimentos. As diferentes operações e processos que perfazem a tecnologia de tratamento de esgoto distinguem-se em função de seus propósitos, dos mecanismos em que se baseiam, da tipologia do reator que empregam, do respectivo grau de mecanização etc. Muitas destas tecnologias são consideradas emergentes, tanto para serem utilizadas de maneira isolada (p. ex.: o lodo granular aeróbio), quanto para serem incorporadas a uma tecnologia já consolidada como o reator UASB (p. ex.: uso de membranas dinâmicas), ou, ainda, para melhorarem a remoção de constituintes e estabilidade do processo durante o pós-tratamento de reatores anaeróbios (lagoas de alta taxa, membranas dinâmicas e sistemas com biofilmes). No tocante ao tratamento de água cinza, os *wetlands* construídos configuram-se como as mais promissoras e consolidadas entre as soluções baseadas na natureza.

Tabela 2 – Valores típicos de eficiências de tratamento de esgoto de sistemas biológicos convencionais e emergentes.

Sistema	Qualidade média efluente (concentrações mg·L ⁻¹)					Eficiências (%)		
	DQO	NH ₄ ⁺	N-total	P-total	SST	DQO	N-total	P-total
Lagoa de alta taxa (LAT)	110 a 180	< 5	> 15	> 5	80 a 120	65 a 75	< 30	< 35
LAT + Decantador	90 a 120	< 5	> 15	> 4	60 a 90	75 a 85	< 35	< 40
UASB + LAT ⁽¹⁾	100 a 150	10 a 15	> 20	> 3	100 a 130	60 a 80	< 40	< 50
UASB + LAT + Decantador	80 a 100	< 10	> 20	> 3	70 a 100	80 a 90	< 45	< 55
Lodo granular aeróbio	< 30	< 5	< 5	< 2	0 a 20	90 a 99	> 90	> 75
UASB + Membrana dinâmica	60 a 100	> 15	> 20	> 4	10 a 20	60 a 90	< 60	< 35
Reator UASB + FBP-espuma (remoção de matéria orgânica) ⁽²⁾	60 a 90	> 15	> 20	> 4	30 a 50	75 a 85	-	-
Reator UASB + FBP-espuma (remoção de NH ₄ ⁺) ⁽²⁾	< 40	< 10	> 15	> 4	< 25	> 85	30 a 65	< 35
UASB + LA	60 a 150	5 a 15	> 20	> 4	20 a 40	75 a 88	< 60	< 35
UASB + FBAS	60 a 150	5 a 15	> 20	> 4	20 a 40	75 a 88	< 60	< 35
UASB + FBP	70 a 180	> 15	> 20	> 4	20 a 40	75 a 88	< 60	< 35
LA convencional	45 a 120	< 5	> 20	> 4	20 a 40	80 a 90	< 60	< 35
LA aeração prolongada	30 a 100	< 5	> 20	> 4	20 a 40	83 a 93	< 60	< 35
LA batelada	30 a 100	< 5	> 20	> 4	20 a 40	83 a 93	< 60	< 35
LA convencional com remoção biológica de N	45 a 120	< 5	< 10	> 4	20 a 40	80 a 90	> 75	< 35
LA convencional com remoção biológica de N e P	45 a 120	< 5	< 10	1 a 2	20 a 40	80 a 90	> 75	> 75
MBR Aeróbio	< 30	< 5	1 a 4	2 a 5	0 a 5	90 a 95	> 75	> 70

Legenda: LAT - Lagoa de alta taxa; LGA - Lodo granular aeróbio; UASB - Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo; LA - Lodos ativados; FBAS - Filtro biológico aerado submerso; FBP - Filtro biológico percolador; MBR - Biorreatores de membrana; DQO - Demanda química de oxigênio; NH₄⁺ - Nitrogênio amoniacal; N-total - Nitrogênio total; P-total - Fósforo total; SST - Sólidos suspensos totais.

Notas: ⁽¹⁾Qualidade do efluente e desempenho sem o uso de decantadores secundários (VASSALLE *et al.*, 2020). ⁽²⁾Qualidade do efluente e desempenho sem o uso de decantadores secundários (ALMEIDA *et al.*, 2022).

Fonte: von Sperling (2014); Nereda (2017).

O objetivo principal é tornar as ETEs de correntes segregadas ou não segregadas cada vez mais eficientes e confiáveis para o cumprimento de requisito legal de lançamento ou produção de água para reúso. Ademais, é importante que as referidas ETEs tenham idealmente baixos custos de implantação, operação e manutenção.

Em relação ao reúso de água, apesar da evolução geral da regulamentação no Brasil e no mundo, o país conta atualmente com uma base legal insatisfatória para a sistematização dessa prática. Os principais aspectos levantados para a elaboração de uma regulamentação da prática de reúso são: a abordagem das tipologias de reúso alinhadas aos padrões compatíveis com as tecnologias de tratamento de esgoto de amplo domínio da engenharia e da capacidade de pagamento dos usuários no território nacional, entre outras.

Com as informações contidas nessa coletânea de NTs, espera-se contribuir para divulgar conhecimentos

consolidados por especialistas e prestadores de serviços de saneamento, bem como a produção técnica-científica aplicada ao tema do tratamento de esgoto e reúso de águas. Incentiva-se os profissionais interessados nesta temática a aprofundarem seus conhecimentos por meio do conteúdo apresentado nas outras sete partes (NTs 2 a 8) que integram esta coletânea.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio recebido do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG, e do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto – INCT ETEs Sustentáveis.

Este trabalho faz parte da série de publicações do INCT ETEs Sustentáveis

REFERÊNCIAS

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Norma Brasileira - NBR 16783: *Uso de fontes alternativas de água não potável em edificações*. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2019. 19 p.

ALMEIDA, P. G. S.; BRESSANI-RIBEIRO, T.; ARAÚJO JUNIOR, M. M.; CHERNICHARO, C. A. L. Reúso não potável de água: Aspectos legais, aproveitamento urbano e agrícola, e tecnologias emergentes para produção de água para reúso. Nota Técnica 8 - Aplicabilidade de meio suporte baseado em espuma de poliuretano para sistemas utilizados no pós-tratamento de efluentes anaeróbios. *Cadernos Técnicos Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 2, n. 3, p. 99-110, 2022.

ANA. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. *ANA declara situação crítica de escassez quantitativa dos recursos hídricos da Região Hidrográfica do Paraná*. Disponível em: <https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/noticias-e-eventos/noticias/ana-declara-situacao-de-escassez-quantitativa-dos-recursos-hidricos-da-regiao-hidrografica-do-parana>. Acesso em 25 de julho de 2021.

ANGELAKIS, A. N.; ASANO, T.; BAHRI, A.; JIMENEZ, B. E.; TCHOBANOGLOUS, G. Water Reuse: From ancient to modern times and the future. *Frontiers Environmental Science*, v. 6, n. 26, 2018.

ARDEN, S.; MA, X. Constructed wetlands for greywater recycle and reuse: A review. *Science of the Total Environment*, v. 630, p. 587-599, 2018.

BATISTA, I. F.; CENTENO-MORA, E. J.; FONSECA, P. R. S.; PASSOS, F.; CHERNICHARO, C. A. L. Reúso não potável de água: Aspectos legais, aproveitamento urbano e agrícola, e tecnologias emergentes para produção de água para reúso. Nota Técnica 7 - Aplicabilidade da filtração em membrana dinâmica para o pós-tratamento de efluentes de reatores UASB. *Cadernos Técnicos Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 2, n. 3, p. 85-98, 2022.

BOANO, F.; CARUSO, A.; COSTAMAGNA, E.; RIDOLFI, L.; FIORE, S.; DEMICHELIS, F.; GALVÃO, A.; PISOEIRO, J.; RIZZO, A.; MASI, F. A review of Nature-Based Solutions for greywater treatment: Applications, hydraulic design, and environmental benefits. *Science of The Total Environment*, v. 711, p. 134731, 2020.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 430, de 13 de Maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, completa e altera a Resolução nº 357, de março de 2005. Brasília, DF, 2011.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, DF, 2005.

DOS SANTOS, A. B. *Caracterização, tratamento e gerenciamento de subprodutos de correntes de esgotos segregadas e não segregadas em empreendimentos habitacionais*. Fortaleza, Brasil: Impreco, 2019. 812 p.

ERIKSSON, E.; AUFFARTH, K.; HENZE, M.; LEDIN, A. Characteristics of grey wastewater. *Urban Water*, v. 4, p. 85-104. 2002.

HESPAHOL, I. Potencial de reúso de água no Brasil: agricultura, indústria, municípios, recarga de aquíferos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 7, n. 4, p. 75-95. 2003.

KIHILA, J.; MTEI, K. M.; NJAU, K. N. Wastewater treatment for reuse in urban agriculture; the case of Moshi Municipality, Tanzania. *Physics and Chemistry of the Earth*, v. 72, p. 104-110, 2014.

MARQUES, M. V. A.; CHAMHUM-SILVA, L. A.; MATOS, A. T.; BOMFIM, N. F.; BARROS, K. K.; BASTOS, R. K. X.; KATO, M. T. Reúso não potável de água: Aspectos legais, aproveitamento urbano e agrícola, e tecnologias emergentes para produção de água para reúso. Nota Técnica 3 - Uso agrícola: Condições de aplicabilidade de efluente de estações de tratamento de esgoto. *Cadernos Técnicos Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 2, n. 3, p. 29-41, 2022.

MOTA, S.; AQUINO, M. D.; SANTOS, A. B (org.). *Reúso de águas em irrigação e piscicultura*. Fortaleza, Brasil: UFCE, 2007. 350 p.

NEREDA. *Aerobic Granular Sludge Demonstration*. BACWA, Netherlands, 2017. Disponível em: <https://bacwa.org/wp-content/uploads/2017/04/BACWA-AECOM-March-17th-2017-Nereda-Demonstration-Opportunity-3.pdf>.

NOBRE, C.; MARENGO, J. A.; SELUCHI, M. E.; CUARTAS, A.; ALVES, L. M. Some characteristics and impacts of the drought and water crisis in southeastern Brazil during 2014 and 2015. *Journal of Water Resource and Protection*, v. 8, p. 252-262, 2016.

OMS. Organização Mundial de Saúde. *Potable reuse: Guidance for producing safe drinking-water*. Geneva, Switzerland: World Health Organization. 2017. 152 p.

OMS. Organização Mundial de Saúde. *Quantitative microbial risk assessment: application for water safety management*. Geneva, Switzerland: World Health Organization. 2016. 187 p.

PAULO, P. L.; VIEIRA, J.; TAKAHASHI, K. M.; MAGALHÃES FILHO, F. J. C.; SILVA, J. B.; BONCZ, M. A. Reúso não potável de água: Aspectos legais, aproveitamento urbano e agrícola, e tecnologias emergentes para produção de água para reúso. Nota Técnica 4 - Água para reúso: água cinza tratada em *wetlands* construídos. *Cadernos Técnicos Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 2, n. 3, p. 43-58, 2022.

ROLLEMBERG, S. L. S.; VOLSCHAN JUNIOR, I.; BASSIN, J. P.; PIVELLI, R. P.; SANTOS, M. L. F.; MAGNUS, B. S.; dos SANTOS, A. B. Reúso não potável de água: Aspectos legais, aproveitamento urbano e agrícola, e tecnologias emergentes para produção de água para reúso. Nota Técnica 6 - Aplicabilidade da tecnologia lodo granular aeróbio no contexto brasileiro. *Cadernos Técnicos Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 2, n. 3, p. 73-83, 2022.

SANTOS, A. S. P.; LIMA, M. A. M. Reúso não potável de água: Aspectos legais, aproveitamento urbano e agrícola, e tecnologias emergentes para produção de água para reúso. Nota Técnica 2 - Aspectos legais relacionados ao reúso de águas como diretriz de institucionalização da prática no Brasil. *Cadernos Técnicos Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 2, n. 3, p. 15-27, 2022.

SANTOS, A. S. P.; GONÇALVES, R. F.; MELO, M. C.; LIMA, M. A. M.; ARAUJO, B. M. Uma análise crítica sobre os padrões de qualidade de água de uso e de reúso no Brasil. *Sustinare: Revista de Saúde e Educação*, v. 8, n. 2, p. 437-482, 2020.

ROSA-MACHADO, A. T.; VASSALLE, L.; TORRES-FRANCO, A. F.; SANTOS, M. L. F.; MOTA FILHO, C. R. Reúso não potável de água: Aspectos legais, aproveitamento urbano e agrícola, e tecnologias emergentes para produção de água para reúso. Nota Técnica 5 - Lagoas de alta taxa como opção viável para o tratamento de esgoto doméstico no contexto brasileiro. *Cadernos Técnicos Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 3, n. 1, p. 59-71, 2022.

SHOUSHTARIAN, F.; NEGAHBAN-AZAR, M. Worldwide regulations and guidelines for agricultural water reuse: A critical review. *Water*, v. 12, n. 4, p. 971, 2020.

VASSALLE, L.; DíEZ-MONTERO, R.; MACHADO, A.T.R.; MOREIRA, C.; FERRER, I.; MOTA, C.R.; PASSOS, F.. Upflow anaerobic sludge blanket in microalgae-based sewage treatment: Co-digestion for improving biogas production. *Bioresource Technology*, v. 300, p. 122677, 2020.

von SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 4ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitaria e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, 2014. 472 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuais, v. 1)

Nota Técnica 2 - Aspectos legais relacionados ao reúso de águas como diretriz de institucionalização da prática no Brasil

Technical Note 2 - Legal aspects of water reuse serving as a guideline for institutionalizing this practice in Brazil

Ana Silvia Pereira Santos^{1*}, Máira Araújo de Mendonça Lima²

RESUMO

O reúso de água é uma importante ferramenta de gestão e planejamento de recursos hídricos, podendo ser incluído como uma fonte alternativa nas matrizes hídricas regionais. Entretanto, apesar da evolução geral da regulamentação sobre reúso de água no Brasil e no mundo, o país conta atualmente com uma base legal insatisfatória para a sistematização da prática. Considerando o estabelecimento de padrões de qualidade de água para diferentes modalidades de reúso, o Brasil estabeleceu, a nível federal, o documento não mandatário do Programa Interáguas e, a nível subfederal, documentos mandatários em alguns estados. Os principais aspectos levantados para a elaboração de uma regulamentação da prática de reúso são: a abordagem das tipologias de reúso alinhadas aos padrões compatíveis com as tecnologias de tratamento de esgoto de amplo domínio da engenharia e da capacidade de pagamento dos usuários no território nacional, ferramentas de licenciamento, avaliação do risco microbiológico, estabelecimento de um ambiente de confiança entre as partes, e a elaboração de uma identidade visual dos equipamentos e veículos referentes ao reúso. Nesta nota técnica são apresentados os critérios para reúso de água no cenário nacional, assim como os principais marcos referentes a evolução da regulamentação sobre reúso de água no mundo e no cenário nacional.

Palavras-chave: documentos reguladores; padrões de reúso; avaliação de risco microbiológico; reúso agrícola; reúso urbano; reúso industrial; reúso aquícola.

ABSTRACT

The water reuse is an important tool for the management and planning of water resources, which can be considered as an alternative source in the regional water matrices. However, despite the general evolution of regulations on water reuse in Brazil and worldwide, the country currently has an unsatisfactory legal basis for systematizing the practice. Considering the establishment of water quality standards for different types of reuse, Brazil has established at the federal level, the non-mandatory document of the Interáguas Program and, on a sub-federal level, mandatory documents in some states. The main raised aspects for the elaboration of a water reuse regulation are: the approach of reuse typologies in line with standards compatible with wastewater treatment technologies upon a wide engineering domain and the payment capacity of users in the national territory, licensing tools, microbiological risk assessment, establishment of a trust environment between the stakeholders, and, the elaboration of a visual identity for the equipment and vehicles related to reuse. This technical note presents guidelines and criteria for water reuse in Brazil, as well as the main milestones concerning the water reuse regulation in the world and in Brazil.

Keywords: regulatory documents; reuse standards; microbiological risk assessment; agricultural reuse; urban reuse; industrial reuse; aquaculture reuse

¹Engenheira Civil pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Professora do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ). Coordenadora do Grupo de Pesquisa Reúso de Água: Tecnologias | Gestão | Governança

²Engenheira Ambiental e Sanitarista pela UERJ. Gestora ambiental pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio de Janeiro (IFRJ). Aluna de Mestrado do Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da UERJ. Membro do Grupo de Pesquisa Reúso de Água: Tecnologias | Gestão | Governança

Endereço para correspondência: Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Rua São Francisco Xavier 524, 5008-E. Maracanã - Rio de Janeiro, RJ. CEP: 20550-900. E-mail: ana.pereira@uerj.br

1. INTRODUÇÃO

O Brasil é o país que apresenta a maior disponibilidade de água em todo o mundo. Entretanto, o seu potencial hídrico, bem como a sua população total estão distribuídos de maneira desigual no território nacional. Esse cenário, associado às consequências das alterações climáticas e do crescimento populacional, vêm agravando as pressões sobre os recursos hídricos e tornando cada vez mais frequentes os episódios mais severos de estresse hídrico em diferentes regiões brasileiras.

Historicamente, o Semiárido brasileiro, que engloba os estados da região Nordeste, além do norte do estado de Minas Gerais, é a região mais afetada com a falta de água em todo o território nacional, contribuindo para o baixo nível de desenvolvimento socioeconômico nessa região (LIMA *et al.*, 2021). Nessa perspectiva da água como um fator limitante ao desenvolvimento socioeconômico, é notória a necessidade da aplicação de práticas de reúso de água, de forma a introduzir essa fonte alternativa nas matrizes hídricas regionais. Não obstante, regiões tipicamente com maior disponibilidade hídrica se comparadas com o Semiárido, como a região Sudeste do país, também têm enfrentado dificuldades, principalmente associadas às elevadas demandas e situações de conflitos pelo uso da água.

Nesse contexto, a segurança hídrica se apoia essencialmente na demanda e na oferta de água. No Brasil, a vazão média de água consumida em 2019 foi de $1.125 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, sendo a vazão de exploração nos mananciais hídricos de $2.083 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (ANA, 2020). Percebe-se que, aproximadamente, metade da água retirada foi de fato consumida, representando uma relação entre usos consuntivos e não consuntivos). Assim, a oferta de água deve adotar um portfólio hídrico com maior diversidade de fontes para garantir o suprimento, mesmo em situações adversas.

Usos consuntivos: usos em que a água é consumida, diminuindo a sua disponibilidade no corpo hídrico para usos futuros (p. ex.: abastecimento industrial, abastecimento humano, irrigação).

Usos não consuntivos: usos que não exercem consumo de água e não afetam diretamente a sua quantidade (p. ex.: recreação, geração de energia hidroelétrica, navegação).

O Brasil, em função da sua abundância absoluta de água, exerceu ao longo de anos um papel cultural de excesso e desperdício de água. Esse cenário histórico demanda, na atualidade, uma gestão eficiente, segura e responsável dos recursos hídricos, de forma a garantir quantidade e qualidade de água para todos os usos pretendidos. Dessa forma, dois pontos merecem destaque no contexto da institucionalização da prática do reúso de água no Brasil:

1. Desenvolvimento socioeconômico: o acesso restrito à água, particularmente em regiões menos desenvolvidas, pode dificultar consideravelmente o desenvolvimento socioeconômico. Nesse sentido, a introdução da água de reúso na matriz hídrica regional ganha destaque e pode servir de impulsão para a produção de alimentos tanto para consumo próprio como para comercialização, gerando movimentação econômica.
2. Conflitos pelo uso da água: conforme indicado por Melo *et al.* (2020), os conflitos em bacias hidrográficas, que já eclodem frequentemente no país, são caracterizados por tensões e disputas em função dos diferentes usos, associados aos períodos de escassez, irregularidades de distribuição, aumento de demanda e a degradação do meio ambiente. Nesse contexto, o reúso de água tem papel fundamental na minimização de conflitos pelo uso da água em bacias hidrográficas.

A utilização de efluente tratado é uma prática que, de maneira intrínseca, pode carregar riscos para a saúde pública e para o meio ambiente. Conhecida como simplesmente *reúso de água*, a prática encontra grande potencial de aplicação nas regiões mais afetadas pela seca, a partir de uma estruturação de mecanismos legais para a utilização racional e em segurança. De acordo com Santos e Vieira (2020), o quadro regulatório deve se apoiar em diferentes instrumentos como: (i) indicação de padrões de qualidade de água para os diferentes usos baseada em ferramentas de avaliação de risco; (ii) definição de responsabilidades entre os produtores e consumidores da água de reúso, além do papel do órgão fiscalizador; (iii) mecanismos para o processo de licenciamento ambiental; (iv) implantação de seguro contra eventuais incidentes; e (v) definição e orientação para implantação de metodologia de gestão

de risco. Nesse contexto, a presente nota técnica (NT) tem como objetivo apresentar o quadro regulatório sobre reúso de água e os padrões de qualidade para diferentes modalidades no Brasil.

A determinação de um quadro regulatório adequado, bem como a implantação de uma política de reúso de água são ações fundamentais para o incentivo e a institucionalização segura e responsável da prática de reúso como forma de aumentar a disponibilidade hídrica de uma determinada região. Santos e Vieira (2020) ainda afirmam que a definição de padrões mais flexíveis inicialmente pode contribuir para o ganho de experiência e atualizações mais exigentes no futuro.

2. EVOLUÇÃO GERAL DA REGULAMENTAÇÃO SOBRE REÚSO DE ÁGUA

A regulamentação da prática de reúso no mundo teve início em 1918, quando o estado da Califórnia (EUA) publicou seus primeiros padrões, considerando a aplicação de efluente tratado em culturas agrícolas não consumidas cruas (ANGELAKIS *et al.*, 2018; SHOUSHARIAN e NEGAHBAN-AZAR, 2020). Tratava-se naquele momento de um destino adequado, considerando as propriedades de fertirrigação do esgoto.

A Organização Mundial da Saúde (OMS) publicou suas primeiras diretrizes relacionadas ao reúso de água para irrigação em 1973, promovendo ações semelhantes em diversos países (SHOUSHARIAN e NEGAHBAN-AZAR, 2020). Em 1999, a OMS adotou pela primeira vez o conceito de segurança do abastecimento de água, no contexto dos Planos de Segurança da Água, em uma abordagem baseada no risco, com o objetivo de controlar as doenças de veiculação hídrica; e em 2006 publicou suas diretrizes para o reúso de água na agricultura (OMS, 2016). Em 2017, com base na metodologia *Quantitative Microbiological Risk Assessment* (QMRA) ou Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico (AQRM), a OMS estabeleceu um guia para produção de água potável a partir do reúso (OMS, 2017).

As publicações da OMS têm o forte objetivo de atingir principalmente as regiões de menor desenvolvimento socioeconômico, que sofrem com cenários de escassez

de água, como países da América Latina, Caribe, Ásia e África. Assim, ao longo dos anos, muitos países, inclusive da Europa, adotaram as diretrizes da OMS, modificando-as de acordo com suas conveniências em relação às suas peculiaridades geográficas, econômicas e epidemiológicas (JEONG *et al.*, 2016). Esse foi o caso do Brasil, que teve sua primeira legislação de reúso de água com definição de padrões publicada pelo estado da Bahia em 2010, considerando os aspectos indicados pela OMS. Posteriormente, foi a vez dos estados do Ceará e de São Paulo em 2017 (este último com atualização em 2020) e dos estados de Minas Gerais e Rio Grande do Sul em 2020 (SANTOS *et al.*, 2020).

Inicialmente, a falta de conhecimento técnico, principalmente em relação aos riscos à saúde pública e ao meio ambiente acabaram por determinar práticas mais simplórias, para usos pouco restritivos e com padrões pouco rigorosos. Diante das experiências adquiridas, da evolução da tecnologia em produzir água de melhor qualidade e do aumento das demandas para usos cada vez mais nobres, os regulamentos foram sofrendo atualizações no sentido de apresentarem padrões mais restritivos, para usos mais nobres como o uso potável. Nesse contexto, destaca-se a Austrália que publicou o primeiro regulamento com padrões para o reúso potável (ANGELAKIS *et al.*, 2018). Essa evolução de regulamentação, desde a promulgação do primeiro regulamento sobre reúso de água no mundo (em 1918), até os dias atuais (considerando a inserção nacional) pode ser visualizada na **Figura 1**.

O trinômio *observação-necessidade-oportunidade* deve ser considerado nessa discussão histórica da evolução do reúso de água no mundo. No passado, a *observação* relacionada ao melhor desenvolvimento das culturas irrigadas com efluente tratado levou à sua aplicação como forma de enriquecimento nutricional, além do provimento de água. A essa prática dá-se o nome de fertirrigação. Essa observação foi fundamental para o atendimento das *necessidades* em regiões mais desfavorecidas em termos de disponibilidade hídrica. Posteriormente, a *oportunidade* do negócio favoreceu o desenvolvimento da prática de reúso nessas regiões, que ao longo dos anos se espalhou pelo mundo. Assim, o reúso de água vem se desenvolvendo e a regulamentação é parte fundamental desse processo.

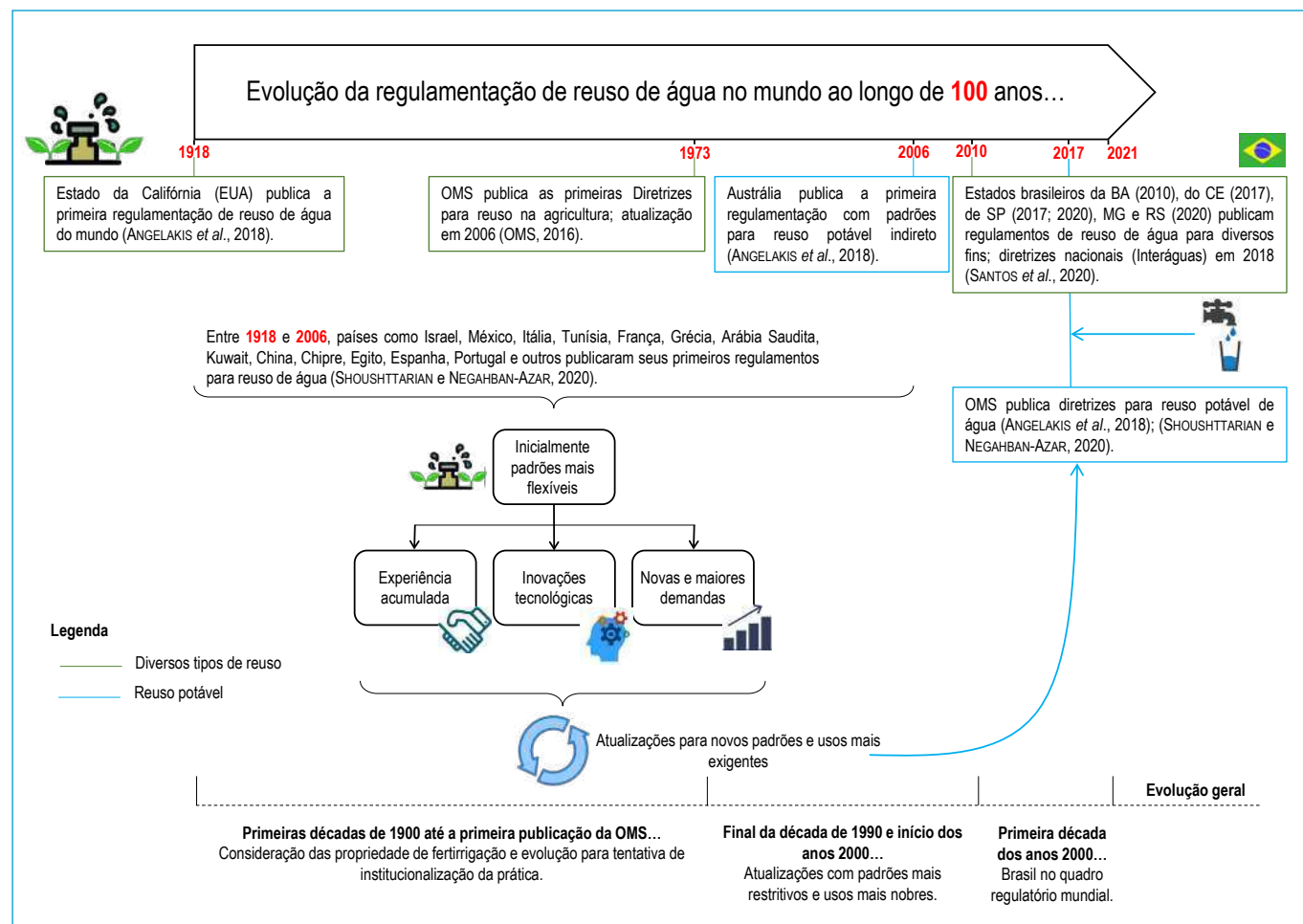


Figura 1 – Representação esquemática da evolução da regulamentação de reúso de água no mundo.

3. EVOLUÇÃO DO QUADRO REGULATÓRIO SOBRE REÚSO DE ÁGUA NO BRASIL

No Brasil, o primeiro documento de caráter regulador, mas não mandatório, que abordou o reúso de água foi a Norma Brasileira (NBR) 13.969/1997 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 1997). Apesar de essa norma apresentar orientações para projeto, construção e operação de unidades de tratamento complementar aos tanques sépticos, o seu item 5.6 prevê orientações para o reúso local. Esta NBR previu classes de reúso considerando aplicações locais, como lavagem de pisos, calçadas e veículos, irrigação de jardins e de pomares, descarga em vaso sanitário entre outros. A qualidade para cada uma dessas classes poderia ser então alcançada a partir de arranjos específicos, que deveriam combinar diferentes tecnologias de tratamento de esgoto, tais

como lodo ativado, filtro aerado submerso, filtração terciária, cloração e até mesmo membranas. Atualmente, é possível observar que o documento se encontra descontextualizado, em função principalmente de se prever tecnologias tão avançadas para alcance de qualidades bastante restritivas, e em unidades localizadas.

Contudo, a publicação da NBR 13.969/1997 teve um papel importante e iniciou as ações mais tímidas de tentativas de regulamentação da prática de reúso de água no Brasil. A Resolução do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) nº 54, de 28 de novembro de 2005, foi publicada com a intenção de estabelecer modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável (BRASIL, 2005). Entretanto, o documento somente dispõe sobre aspectos gerais e não indica padrões de qualidade para os diferentes usos. Anos mais tarde, foi publicada, a Resolução do Conselho Nacional

de Meio Ambiente (CONAMA) nº 430, de 13 de maio de 2011, com o objetivo de estabelecer condições e padrões para lançamento de efluentes (BRASIL, 2011). Neste caso, a palavra “reúso” foi mencionada somente uma vez, em seu artigo 27, ao afirmar que as fontes poluidoras devem proceder o reúso sempre que possível e adequado.

Nessa evolução do quadro regulatório, o Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (PROSAB) estudou a fundo a questão do reúso de água e propôs diretrizes voluntárias, além de definir padrões de reúso de água para aplicações urbanas, agrícolas e na piscicultura, conforme documentado por Bastos *et al.* (2008). O PROSAB primou pela indicação de padrões mais flexíveis, condizentes com a realidade nacional e fundamentados em análise de risco, embasadas em evidências epidemiológicas (BASTOS *et al.*, 2008; SANTOS *et al.*, 2020). Aliás, uma das principais premissas do PROSAB era exatamente considerar a capacidade de investimento e o desenvolvimento tecnológico nacional (SANTOS *et al.*, 2020).

Em 2010, a Bahia configurou-se como o primeiro estado brasileiro a publicar padrões legais de reúso de água para a agricultura, em que se considerou basicamente as diretrizes da OMS. Outros estados, como Ceará, São Paulo, Minas Gerais e Rio Grande do Sul, adotaram regulamentos legais somente a partir de 2017 (SANTOS *et al.*, 2020). Por fim, a nível nacional, o Programa Interáguas definiu diretrizes não mandatórias para o reúso de águas no Brasil em 2018, que indicam padrões de reúso de água para usos na irrigação, urbanos, industriais, ambientais e aquicultura. O mesmo documento apresenta orientações (não padrões) para recarga de aquífero para usos não potáveis e para reúso potável direto e indireto (superficial ou subterrâneo) (INTERÁGUAS, 2018).

Outro destaque relevante é a Lei Federal nº 14.026, de 15 de julho de 2020 (BRASIL, 2020), que atualiza o marco legal do saneamento básico no país. Essa aborda o reúso de água de forma importante e destacada, quando inclusive define o esgotamento sanitário como “constituído pelas atividades e pela disponibilização e manutenção de infraestruturas e instalações operacionais necessárias à coleta, ao transporte, ao tratamento e à disposição final adequados dos esgotos sanitários, desde as ligações

prediais até sua destinação final para *produção de água de reúso* ou seu lançamento de forma adequada no meio ambiente”. Essa definição, que coloca a “produção de água para reúso” anteriormente ao “lançamento no meio ambiente” aponta para uma tendência, podendo auxiliar de maneira importante a mudança de cultura em termos de reutilização de água no país.

Cada um dos documentos aqui citados (que indicam padrões de qualidade de água para reúso) determinam níveis de restrição diferentes e para diferentes usos, que estão intimamente relacionados aos objetivos propostos, aos riscos associados e à condição de desenvolvimento socioeconômico da região. Dessa forma, apesar de lentamente, o Brasil vem dando passos de acordo com as suas características, e as atualizações dos padrões são absolutamente aceitáveis e indicadas, ao longo das experiências adquiridas. Pelo fato de o Brasil ser um país de dimensões continentais com diferentes características culturais, econômicas, ambientais e sociais, dentro do próprio território nacional é necessário aplicar conceitos específicos para cada região. O que não deve acontecer é a adoção simplista de padrões internacionais que não condizem com a realidade regional.

4. CRITÉRIOS PARA O REÚSO DE ÁGUA NO CENÁRIO NACIONAL

O reúso de água somente acontece quando há efluente tratado disponível para a prática. Porém, no Brasil, observa-se que a universalização da coleta e tratamento de esgoto ainda está longe de ser alcançada. De acordo com a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), a parcela da população atendida com coleta e tratamento de esgoto representa cerca de 43%. E, em relação à qualidade do efluente tratado, ainda há um déficit elevado; quase 30% do efluente tratado no país apresenta uma eficiência de remoção de matéria orgânica inferior a 80% (ANA, 2017). De acordo com Lima *et al.* (2021), somente 7% da vazão total coletada e tratada passa por etapa terciária de desinfecção. Portanto, há ainda uma necessidade de adequar as unidades que apresentam mais baixo desempenho, para que haja um possível planejamento do reúso em regiões que possuem potencial.

O tipo de reúso demanda uma determinada qualidade de água, que é oferecida pela tecnologia de tratamento

adotada na ETE. Para garantir a qualidade exigida, precisam ser definidos padrões, critérios e diretrizes, que devem estar alinhados com um documento regulador, que por sua vez deve estar alinhado com uma política de reúso de água. Independentemente do nível administrativo (municipal, estadual ou federal), o documento regulador, que deve levar em consideração os objetivos e as características locais, deve ter a intenção de permitir, orientar e incentivar a prática de reúso de forma segura e responsável.

Na **Tabela 1** estão apresentados, em ordem cronológica, os padrões de qualidade de água de reúso para diferentes modalidades e os aspectos mais relevantes apresentados

tanto nas diretrizes do Programa Interáguas como nas legislações estaduais que indicam padrões de reúso no Brasil.

Além dos diferentes padrões de reúso estabelecidos em cada um dos documentos apresentados na **Tabela 1**, observam-se também aspectos específicos relacionados: (i) à definição de responsabilidades para produtores, distribuidores e usuários de água para reúso; (ii) ao licenciamento obrigatório; (iii) à abordagem do risco microbiológico para saúde pública e meio ambiente; (iv) aos níveis de restrição para cada tipo de reúso; (v) frequência de monitoramento; e (vi) à indicação de tecnologias de tratamento de esgoto para o alcance das qualidades definidas nos padrões.

Tabela 1 - Padrões e aspectos mais relevantes apresentados nos documentos reguladores no Brasil (federal não mandatário e estaduais mandatários).

Regulamentos	Padrões de reúso	Modalidades de reúso	Aplicabilidade e aspectos relevantes
Bahia - Resolução CONERH nº 75/2010	Categoria A - Coliformes: 10^3 Org/100 mL ⁻¹ (Ct). Categoria B - Coliformes: 10^4 Org/100 mL ⁻¹ (Ct).	Categoria A: irrigação, inclusive hidroponia, de qualquer cultura incluindo produtos alimentícios consumidos crus. Categoria B: irrigação, inclusive hidroponia, de produtos alimentícios não consumidos crus e não alimentícios, forrageiras, pastagens, árvores, revegetação e recuperação de áreas degradadas.	Fins agrícolas e/ou florestal; sem restrição de nível de tratamento; características recomendadas pela OMS; apresenta responsabilidades para o produtor da água de reúso.
Ceará - Resolução COEMA nº 02/2017 ¹	Urbano (exceto irrigação paisagística) - Coliformes: 5×10^3 Org/100 mL ⁻¹ (Ct). Irrigação paisagística: 10^3 Org/100 mL ⁻¹ (Ct). Agrícola/florestal-a - Coliformes: ND Org/100 mL ⁻¹ (Ct). Agrícola/florestal-b - Coliformes: 10^3 Org/100 mL ⁻¹ (Ct). Ambiental - Coliformes: 10^4 Org/100 mL ⁻¹ (Ct). Aquicultura - Coliformes: 10^3 Org/100 mL ⁻¹ (Ct).	Urbano: irrigação paisagística, lavagem de logradouros públicos e veículos, desobstrução de tubulações, construção civil, edificações e combate de incêndio em área urbana. Agrícola/florestal-a: culturas a serem consumidas cruas, cuja parte consumida tenha contato direto com a água de irrigação. Agrícola/florestal-b: demais culturas. Ambiental: implantação de projetos de recuperação do meio ambiente. Aquicultura: criação de animais e cultivo de vegetais aquáticos.	Voltado para lançamento de efluentes, reúso direto de água, reúso externo (agrícola/florestal, urbano, ambiental, industrial e aquicultura) e reúso interno; apresenta padrões mais restritivos para uso agrícola florestal-a.
Programa Interáguas - 2018	Agrícola restrito - Coliformes: 10^3 Org/100 mL ⁻¹ (Ct); DBO: 30 mg/L ⁻¹ ; Cloro residual livre: > 1,0 mg/L ⁻¹ . Agrícola irrestrito - Coliformes: 10 Org/100 mL ⁻¹ (Ct); Turbidez: 5 NTU; DBO: 15 mg/L ⁻¹ ; Cloro residual livre: > 1,0 mg/L ⁻¹ . Urbano restrito - Coliformes: 10^3 Org/100 mL ⁻¹ (Ct); Turbidez: 5 NTU; DBO: 30 mg/L ⁻¹ ; Cloro residual livre: > 1,0 mg/L ⁻¹ . Urbano irrestrito - Coliformes: 10 Org/100 mL ⁻¹ (Ct); Turbidez: 5 NTU; DBO: 15 mg/L ⁻¹ ; Cloro residual livre: > 1,0 mg/L ⁻¹ . Industrial - Coliformes: 10^3 Org/100 mL ⁻¹ (Ct). Ambiental - Coliformes: 10^3 Org/100 mL ⁻¹ (Ct); DBO: 60 mg/L ⁻¹ . Aquicultura - Coliformes: 10^3 Org/100 mL ⁻¹ (Ct); DBO: 60 mg/L ⁻¹ .	Agrícola irrestrito: irrigação de cultura alimentícia que se desenvolve rente ao solo sem processamento prévio. Agrícola restrito: irrigação de cultura alimentícia que se desenvolve distante do solo sem ou após processamento prévio; irrigação de culturas não destinadas ao consumo humano; cultivo de florestas plantadas. Urbano irrestrito: irrigação paisagística, bacias sanitárias e lavagem de logradouros. Urbano restrito: irrigação paisagística e outros usos em áreas restritas, tais como desobstrução de redes de esgoto, construção civil, lavagem de veículos e combate a incêndio. Industrial: Aplicação em vários processos e atividades industriais. Ambiental: Aplicação em lagoas urbanas, manutenção de <i>wetlands</i> e aumento da disponibilidade hídrica para fins ambientais. Aquicultura: criação de peixe ou cultivo de vegetais aquáticos.	Voltado para fins agrícolas, urbano, ambiental, industrial e aquicultura; apresenta níveis de tratamento mínimos; recomendações de licenciamento para cada tipo de reúso; considera-se as dimensões ambientais, econômico-financeira, social, cultural e de saúde pública.

Continua...

Tabela 1 – Continuação

Regulamentos	Padrões de reúso	Modalidades de reúso	Aplicabilidade e aspectos relevantes
São Paulo - Resolução Conjunta SES/SIMA nº 01/2020	Classe A - Coliformes: ND (Ct/E. coli); Turbidez: 2 NTU; DBO: 10 mg·L ⁻¹ ; Cloro residual livre: ≥ 1,0 mg·L ⁻¹ . Classe B - Coliformes: 200 Org/100 mL ⁻¹ (Ct), 120 Org/100 mL ⁻¹ (E. coli); DBO: 30 mg·L ⁻¹ ; SST: 20 mg·L ⁻¹ ; Cloro residual total: ≥ 1,0 mg·L ⁻¹ .	Classe A (Irrestrito): irrigação paisagística; lavagem de logradouros e espaços públicos e privados; construção civil; desobstrução de galerias; lavagem de veículos; combate a incêndio. Classe B (Restrito): exclusivamente a todos os anteriores, exceto combate a incêndio.	Fins urbanos; restritivos em relação aos padrões; tratamento mínimo secundário, desinfecção e filtração; apresenta atribuições para produtor e usuário da água de reúso; identificação dos veículos e tanques.
Rio Grande do Sul - Resolução CONSEMA nº 419/2020	Urbano Classe A - Coliformes: 200 Org/100 mL ⁻¹ (Ct); Cloro residual total: < 1,0 mg·L ⁻¹ . Urbano Classe B - Coliformes: 10 ³ Org/100 mL ⁻¹ (Ct). Agrícola/florestal - Coliformes: 10 ⁴ Org/100 mL ⁻¹ (Ct).	Urbano Classe A (irrestrito): irrigação paisagística em locais de acesso irrestrito, lavagem de logradouros e veículos. Urbano Classe B (restrito): irrigação paisagística em locais de acesso limitado ou restrito, abatimento de poeira, construção civil, ETes e desobstrução de tubulações. Agrícola/florestal: irrigação de qualquer cultura, exceto frutos, hortaliças, raízes e tubérculos com contato direto com o solo ou com a água para consumo humano na forma crua.	Voltado para fins urbanos, industriais, agrícola e florestais; licenciamento ambiental para o gerador ou usuário da água de reúso.
Minas Gerais - Deliberação Normativa CERH nº 65/2020	Agrossilvipastoril amplo - Coliformes: 10 ⁴ Org/100 mL ⁻¹ (Ct/E. coli). Agrossilvipastoril limitado - Coliformes: 10 ⁶ Org/100 mL ⁻¹ (Ct/E. coli). Urbano amplo - Coliformes: 10 ³ Org/100 mL ⁻¹ (Ct/E. coli). Urbano limitado (exceto desobstrução de galerias) - Coliformes: 10 ⁴ Org/100 mL ⁻¹ (Ct/E. coli). Desobstrução de galerias: 10 ⁷ Org/100 mL ⁻¹ (Ct/E. coli)	Agrossilvipastoril amplo: fertirrigação superficial, localizada ou por aspersão. Agrossilvipastoril limitado: fertirrigação superficial ou localizada, evitando contato da água de reúso com o produto alimentício. Urbano amplo: lavagem de pátios, logradouros ou outros com exposição similar; lavagem de veículos comuns; descargas sanitárias. Urbano limitado: lavagem de veículos especiais e externa de trens e aviões, controle de poeira, combate a incêndio, desobstrução de galerias.	Voltado para fins agrossilvipastoris ² , urbanos, ambientais e industriais; padrões mais flexíveis; objetiva a aplicação e o incentivo da prática; padrões para reúso em fertirrigação; apresenta responsabilidades para o produtor, distribuidor e usuário da água de reúso.

Ct - Coliformes termotolerantes; E. coli - *Escherichia coli*; ND - Não detectável; NTU - Unidade de turbidez nefelométrica; DBO - Demanda bioquímica de oxigênio; SST - Sólidos suspensos totais.

Notas: ¹Essa Resolução não tem o objetivo inicial de definir critérios para o reúso de água. O documento dispõe sobre padrões e condições de lançamentos de efluentes líquidos e apresenta as condições e padrões para o reúso. Assim, o estado não apresenta um documento regulador específico para a prática de reúso como os demais. ² Atividades agrossilvipastoris englobam agricultura, pastagens e silvicultura, as quais podem ser desenvolvidas em sistemas consorciados ou separadamente.

Fonte: Adaptado de Santos *et al.* (2020).

Links disponíveis para consulta dos documentos reguladores abordados na Tabela 1: Bahia - Resolução do Conselho Estadual de Recursos Hídrico (CONERH) nº 75/2010; Ceará - Resolução do Conselho Estadual de Meio Ambiente (COEMA) nº 2/2017; Programa Interáguas - 2018; São Paulo - Resolução conjunta Secretaria de Estado da Saúde e de Infraestrutura e Meio Ambiente (SES/SIMA) nº 1/2020; Rio Grande do Sul - Resolução do Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA) nº 419/2020; Minas Gerais - Deliberação Normativa do Conselho Estadual de Recursos Hídrico (CERH) nº 65/2020.

A definição de responsabilidades e atribuições para produtores e usuários da água para reúso é claramente identificada em todos os documentos reguladores estudados. A Deliberação Normativa do Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH) nº 65/2020 do estado de Minas Gerais ainda indica que o produtor de água de reúso deve ser cadastrado no órgão ambiental. O licenciamento obrigatório da prática de reúso também é indicado nas resoluções do Ceará, São Paulo e Rio Grande do Sul. A Resolução do Conselho Estadual do Meio Ambiente nº 419/2020 do estado do Rio Grande do Sul indica que, para fins de licenciamento, o empreendedor pode ser o produtor ou

o usuário. No caso da Bahia, há uma indicação de aprovação do empreendimento pelo órgão ambiental competente, porém, não retrata exatamente um licenciamento. Ainda, o documento do Programa Interáguas aborda a necessidade de seguro contra incidentes.

Diante do entendimento de o risco à saúde e ao meio ambiente ser intrínseco à prática de reúso de água, considera-se este um aspecto relevante a ser abordado nos regulamentos de reúso. O Programa Interáguas e os estados de São Paulo, de Minas Gerais e do Rio Grande do Sul abordam padrões associados ao risco. Os dois últimos vetam a utilização da água para reúso associada

à produção de frutos, hortaliças, raízes e tubérculos, quando estes forem consumidos crus e se houver contato direto do produto com o solo ou com a água de reúso. O estado da Bahia define padrões idênticos àqueles indicados pela OMS (que levam em consideração o risco), e ainda indica que a aplicação da água para reúso para fins agrícolas/florestais deve ser interrompida nas áreas que apresentem indícios de riscos e danos ambientais ou à saúde pública.

O nível de restrição, que também é definido de acordo com o maior ou menor risco de contaminação, é indicado por todos os documentos reguladores. Esse nível é caracterizado pelas categorias “restrito” ou “irrestrito”, “amplo” ou “limitado”, ou somente tipos “a” e “b”. Mas, de forma geral, todos eles indicam maior ou menor restrição para diferentes usos, considerando padrões de qualidade específicos. Usos restritos ou limitados permitem padrões mais flexíveis, enquanto usos irrestritos ou amplos sugerem padrões mais restritivos.

Esses padrões de qualidade da água de reúso, para serem alcançados, dependem da tecnologia de tratamento de esgoto adotada e ao seu desempenho. Somente o estado de São Paulo e o Programa Interáguas definem fluxogramas de tratamento para atendimento aos padrões. No caso do Interáguas, os fluxogramas compostos por tratamento secundário e desinfecção direta foram indicados para reúso agrícola restrito, urbano restrito, industrial, ambiental e aquicultura. Já o secundário seguido de filtração terciária e desinfecção são indicados para reúso agrícola irrestrito e urbano irrestrito. Por outro lado, a Resolução conjunta Secretaria de Estado da Saúde e de Infraestrutura e Meio Ambiente (SES/SIMA) nº 01/2020 de São Paulo somente define um fluxograma mínimo composto por etapa secundária, seguida de desinfecção e filtração. De acordo com Bastos *et al.* (2008), um dos destaques do PROSAB foi exatamente a definição de critérios baseados nos padrões de qualidade de água para cada tipo de reúso e não a definição de tecnologias de tratamento de esgoto.

De forma a alcançar os objetivos do reúso, de maneira segura, o monitoramento eficaz se torna premente para a avaliação do cumprimento dos padrões de qualidade de água. Nesse sentido, todos os documentos reguladores

mencionados o adotam como instrumento de fiscalização, cuja frequência pode ser definida em função de diferentes aspectos. O estado de São Paulo adota uma frequência de acordo com os parâmetros; o estado do Rio Grande do Sul, em função da vazão destinada ao reúso; o estado de Minas Gerais, para ambos os casos; e os estados da Bahia e do Ceará indicam que a frequência deve ser adotada caso a caso, de acordo com as premissas do órgão ambiental.

Ressalta-se que a determinação das frequências de monitoramento para cada parâmetro não é tarefa fácil. Apesar de o parâmetro “indicadores de contaminação fecal” ser de relativamente complexa e onerosa análise laboratorial, trata-se de um dos mais importantes, relacionado diretamente aos riscos de contaminação microbiológica. Nesse caso, deve ser abordado com destaque, mas, por outro lado, a obrigatoriedade de uma frequência alta do seu monitoramento pode inviabilizar economicamente a sua operação. Já os parâmetros físico-químicos de determinação mais simples, como pH e condutividade, permitem monitoramento com maior frequência, apesar de não apresentarem a mais forte aderência com os riscos. Entretanto, outro parâmetro de mais fácil detecção, a “turbidez”, tem forte relação com os aspectos microbiológicos da água, apesar de se tratar de um parâmetro físico-químico. Neste caso, a turbidez (representada pela presença de sólidos em suspensão totais) pode servir de anteparo para os microrganismos, inibindo o desempenho dos processos de desinfecção. Ainda, é importante mencionar os parâmetros físico-químicos mais comuns na caracterização de águas como demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO) e nutrientes. Tratam-se, também, de parâmetros relevantes para a prática de reúso, na medida em que a DBO e a DQO representam o desempenho da ETE com fidelidade e os nutrientes são importantes insumos agrícolas em casos de fertirrigação.

No que se refere à vazão, em geral, ETes com maiores portes demandam monitoramentos mais intensivos e o contrário também vale. Porém, quando se trata de reúso de água, a relação com a vazão não pode ser única para a definição da frequência de monitoramento. Nesse caso, é importante ressaltar o tipo de reúso a que se destina, uma vez que modalidades associadas aos riscos mais elevados demandam necessariamente maiores frequências

de monitoramento e em práticas com menores riscos o monitoramento pode ser mais flexível.

Nota-se que o conceito de “fertilização” foi adotado somente no documento regulador do estado de Minas Gerais. Já a indicação de identificação de veículos associados ao reúso e tanques de armazenamento de água de reúso é adotada somente pelos estados de Minas Gerais e São Paulo. Ambos, inclusive, já definem no próprio documento regulador as características dos selos de identificação.

Conforme observado na discussão anterior e na Tabela 1, geralmente, a aplicação de água para reúso pode ser dividida em diversas categorias: (i) reúso urbano; (ii) reúso agrícola (que pode incluir silvicultura e pastagens); (iii) reúso ambiental (que pode incluir a recarga subterrânea ou superficial para fins não potáveis); (iv) reúso na aquicultura; (v) reúso industrial; (vi) reúso não potável em geral; e (vii) reúso potável. Ainda, os empreendimentos podem ser centralizados ou descentralizados. O primeiro caso apoia-se em um sistema coletivo que coleta e transporta o efluente gerado em uma bacia de esgotamento para ser tratado em uma ETE única. O segundo, coleta e trata o esgoto produzido *in loco*, onde inclusive, há a possibilidade de separação das águas fecais e cinza. O sistema descentralizado, considerando o reúso de água cinza, é abordado na NT 4 dessa coletânea (PAULO *et al.*, 2022).

Na presente NT, de forma a facilitar a discussão, as tipologias de reúso foram agrupadas em: (i) agrícola; (ii) urbano; (iii) industrial; e (iv) aquícola. Ressalta-se que o uso potável ou mesmo a recarga de aquífero não potável não são destacadas no contexto nacional.

4.1. Reúso agrícola

O reúso de água na agricultura, de longe, é a aplicação mais dominante da prática de reúso no mundo (ANGELAKIS *et al.*, 2018) e a sua utilização possui diversas vantagens, como a redução das pressões de captação de água nos mananciais e dos conflitos pelo uso da água, o gerenciamento e recuperação de nutrientes, entre outros fatores. Em que pese tais vantagens, além da elevada demanda por água desse setor no Brasil, a adoção da água para reúso na agricultura deve prezar pela qualidade, principalmente em irrigação de culturas consumidas cruas e de desenvolvimento rente

ao solo, devido aos riscos potenciais para a saúde e o solo. Maiores detalhes acerca do uso de efluente sanitário em atividades agrossilvipastoris podem ser consultados na NT 3 desta coletânea (MARQUES *et al.*, 2022).

De maneira geral, conforme apresentado na Tabela 1, observam-se valores bastante divergentes em comparação direta entre os padrões estabelecidos pelos documentos em estudo. A adoção desses valores é consequência de diferentes interesses e objetivos regionais, características distintas de desenvolvimento socioeconômico, ambientais e culturais, além de diferentes níveis de maturidade com a prática de reúso, relacionadas às suas experiências. Cada região apresenta um contexto específico e teve seus documentos reguladores estabelecidos em épocas também distintas.

Em relação aos padrões de indicação de contaminação fecal (coliformes termotolerantes e *E. coli*), os valores encontram-se no intervalo de “não detectável” à 10^6 org.100 mL⁻¹. Claro que os valores mais baixos estão relacionados aos usos irrestritos ou amplos. Entretanto, observa-se, por exemplo, que o estado de Minas Gerais, apesar de vetar o uso em culturas consumidas cruas, indica padrões bem mais flexíveis que os demais e, no seu conceito mais restritivo (usos amplos), o valor é superior àqueles indicados para os usos restritos no estado do Ceará e no Programa Interáguas. Observa-se ainda demasiada restrição no estado do Ceará para usos em culturas a serem consumidas cruas, cuja parte consumida tenha contato direto com a água de irrigação, indicando padrão “não detectável” para os indicadores de contaminação fecal. Entendimento semelhante é observado para o estado do Rio Grande do Sul, que além de não permitir irrigação dessas culturas com água para reúso, ainda estabelece padrões mais restritivos comparativamente à Bahia e a Minas Gerais. Os padrões indicados por estes dois últimos estados parecem mais alinhados com os padrões indicados pela OMS. Possivelmente, esses padrões possam sugerir um fomento da prática de reúso na irrigação, possibilitando a redução da captação dos mananciais e de conflitos pelos usos da água nessas regiões.

O levantamento das características regionais é de extrema importância para a definição dos padrões para

a prática de reúso, pois, com isso, é possível conhecer a qualidade do efluente que está sendo produzido na região de interesse, as demandas, a análise das potencialidades e, assim, elaborar padrões realistas, dentro do risco aceitável.

Lima *et al.* (2020) realizaram uma análise ampla do potencial de reúso para irrigação em todas as regiões hidrográficas brasileiras. Os autores concluíram que no território nacional seria possível suprir 9% da demanda total de irrigação com potencial parcialmente instalado de produção de água para reúso, e que a região hidrográfica do Paraná apresenta potencial instalado de atendimento, com água para reúso, de 40% da demanda para irrigação. Apesar de parecer um cenário utópico para a realidade brasileira, destaca-se que em Israel, segundo Marin *et al.* (2017), 87% do efluente tratado no país é direcionado à agricultura, representando 40% da demanda total de irrigação.

4.2. Reúso urbano

Em ambientes urbanos, a água para reúso pode ser adotada para diversos fins, tais como lavagem de ruas, de pátios, de estacionamentos e de veículos, combate a incêndio, desobstrução de galerias de águas pluviais e de esgoto, irrigação paisagística, construção civil, descarga de vaso sanitário, entre outros. Esses usos ainda podem ser definidos como restrito/limitado ou irrestrito/amplo, ou ainda definidos em categorias do tipo “classes”. Todos os documentos reguladores apresentados na Tabela 1 indicam padrões para usos urbanos e somente o documento do estado de São Paulo é que define padrões exclusivamente para este fim. Observa-se, assim, que os usos em ambientes urbanos, além dos usos para fins agrícolas, apresentam uma tendência de alta demanda no país, fazendo com que maior atenção deva ser dada a esses fins, com o objetivo de se reduzir as pressões sobre os recursos hídricos.

É importante salientar que entre os documentos reguladores apresentados na Tabela 1, há uma enorme divergência de entendimento relacionada ao *nexus* nível de restrição-tipo de uso. Por exemplo, a “lavagem de ruas” é considerada como um uso irrestrito (alta exposição) para os padrões do Interáguas e dos estados de Minas Gerais e do Rio Grande do Sul, no entanto, trata-se de um uso

restrito (baixa exposição) para o documento regulador do estado de São Paulo. Neste caso, mesmo os níveis de restrição sendo diferentes para o mesmo tipo de uso em distintos documentos, as Resoluções dos estados de São Paulo e do Rio Grande do Sul apresentam valores semelhantes para indicadores de contaminação fecal ($200 \text{ Org} \cdot 100 \text{ mL}^{-1}$). Outros exemplos desse tipo podem ser observados para outros usos, como lavagem de veículos e combate a incêndio. Dessa forma, Santos *et al.* (2020) afirmam que a discrepância de entendimento pode levar a uma insegurança por parte do usuário, dificultando ainda mais a aceitação da água para reúso pelo público geral.

Ainda no âmbito urbano, um uso que merece destaque é aquele relacionado à desobstrução de galerias de águas pluviais e de esgoto. Santos e Vieira (2020) destacam que esse uso se trata de uma prática essencialmente brasileira, pelo fato de essas tubulações se apresentarem constantemente assoreadas. Isso se dá em função das diferenças entre concepção, construção e operação dos sistemas unitários e dos sistemas separadores absolutos de coleta de águas pluviais e de esgoto sanitário adotados no Brasil. Para este caso, o documento regulador do estado de São Paulo define padrões extremamente restritivos para os indicadores de contaminação fecal ($200 \text{ Org} \cdot 100 \text{ mL}^{-1}$), enquanto os documentos do Ceará, do Rio Grande do Sul e de Minas Gerais definem padrões mais flexíveis, da ordem de $5 \times 10^3 \text{ Org} \cdot 100 \text{ mL}^{-1}$, $1 \times 10^3 \text{ Org} \cdot 100 \text{ mL}^{-1}$ e $1 \times 10^7 \text{ Org} \cdot 100 \text{ mL}^{-1}$, respectivamente. Assim é importante avaliar, de maneira prática e aplicada, o que acarreta a definição de padrões tão exigentes para esse tipo de uso.

Novamente, destaca-se que a necessidade de levantamento das características regionais é de extrema importância para a elaboração dos padrões para este fim, principalmente em função da qualidade do efluente que vem sendo produzido na região de interesse e da necessidade de adaptá-lo ao reúso, de forma a incentivar a prática segura e responsável, e não a limitar.

4.3. Reúso industrial

De acordo com ANA (2019), o uso de águas na indústria é responsável pelo terceiro maior consumo de água

no Brasil, estando mais concentrado na região Sudeste. Porém, considerando as peculiaridades desse setor, como tipologias e processos distintos, as quantidades consumidas podem variar amplamente.

Em termos de critérios e padrões para o reúso industrial, somente o documento do Programa Interáguas indica padrões para este fim, além de definir que os critérios são de responsabilidade do empreendedor. Nessa mesma linha, os documentos dos estados do Ceará e de Minas Gerais não definem padrões para reúso industrial, mas também definem que o uso no processo industrial é de responsabilidade do empreendedor. Esse aspecto se alinha ao conceito do reúso interno, onde a produção da água para reúso pode ser consequência de atividades que ocorrem nas instalações internas do próprio pátio industrial. O documento do estado do Rio Grande do Sul, também, não define padrões para reúso industrial, e menciona que é necessário “obedecer às especificações técnicas de acordo com a finalidade e tecnologia do processo industrial a que se destina”.

De maneira complementar, tanto o documento do Programa Interáguas como o do estado de Minas Gerais definem que o reúso industrial não deve ser praticado em indústrias do setor alimentício. E o documento regulador do estado de São Paulo, apesar de em seu território estar instalado o Aquapolo (maior projeto de reúso industrial da América Latina), não contempla a água para reúso proveniente de estações de tratamento de esgoto implantadas por estabelecimentos comerciais ou industriais.

4.4. Reúso aquícola

Na aquicultura ocorre o cultivo de organismos aquáticos, como peixes, crustáceos, moluscos, entre outros, em ambientes controlados. De acordo com *Food and Agriculture Organization of the United Nations* (FAO), além da aquicultura ser a atividade de produção de alimentos que mais cresce no mundo, no Brasil, a produção aquícola foi de, aproximadamente, 46% da produção total de pescado nacional em 2017 (FAO, 2019). Assim, pode-se observar a relevância da prática e suas consequências para o meio ambiente no país como um todo.

Considerando a aplicação da água para reúso na prática de aquicultura, entre os documentos estudados e apresentados na Tabela 1, somente o do estado do Ceará e do Programa Interáguas abordam essa modalidade, ambos com definição de padrão de $10^3 \text{ Org} \cdot 100 \text{ mL}^{-1}$ para indicadores de contaminação fecal. Esse valor apresenta-se alinhado com os padrões determinados pela OMS e pelo PROSAB para essa prática (BASTOS *et al.*, 2008).

A justificativa de somente a legislação do Ceará abordar essa modalidade pode estar relacionada com a demanda da região. A região Nordeste do Brasil apresenta elevado potencial para produção aquícola, devido ao seu elevado número de reservatórios de água doce com características favoráveis para o cultivo de organismos aquáticos (VIDAL e XIMENES, 2019). Assim, o reúso aquícola nessa região pode diminuir consideravelmente as pressões sobre os recursos hídricos, porém há que se observar os riscos relacionados ao meio ambiente e à saúde pública.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diante do cenário apresentado em termos de regulamentação da prática de reúso de água e da evolução a partir das experiências adquiridas, a definição de um quadro regulatório deve abranger, principalmente, os seguintes aspectos:

- Tipologias de reúso e padrões (para usos mais restritos e menos restritos) alinhados com as expectativas de evolução e institucionalização da prática, de acordo com aspectos de desenvolvimento socioeconômico, principais demandas e objetivos claros.
- Mecanismos de licenciamento, com definição de responsabilidades para produtores, distribuidores, consumidores, usuários e operadores, podendo ainda envolver a aplicação de um seguro contra incidentes.
- Abordagem do risco microbiológico, tanto em relação à saúde pública como em relação ao meio ambiente. Ainda, o plano de gestão do risco deve ser igualmente instituído, de forma a cumprir com as metas impostas.
- Definição de um ambiente amistoso, de transparência e de confiança entre as partes interessadas na água para reúso, de forma a minimizar os impactos de rejeição. Uma cultura de uso racional, conservação e reúso da água deve ser criada, na medida em que se avança

com o quadro regulatório e com a implantação dos empreendimentos.

- Criação de uma identidade visual para veículos, tanques de armazenamento e dutos referentes à prática de reúso, que podem ser relevantes para a aproximação do público em geral com a prática de reúso.
- Avaliação da gestão integrada entre sistemas centralizados e descentralizados, conforme conveniência e aplicabilidade para a região.

Ressalta-se que todos os aspectos aqui apresentados e amplamente discutidos só fazem sentido diante de um planejamento adequado e com a definição de uma política de conservação, uso racional e reúso de água de modo a tornar a prática segura e responsável para atendimento aos objetivos propostos.

Essa nota técnica apresentou dados científicos e técnicos sobre a abordagem regulatória da prática de reúso, de forma a oferecer instrumentos para decisões baseadas

principalmente em dados técnico-científicos e não em relações estritamente políticas. A institucionalização regional do reúso de água é fortemente dependente da criação de uma cultura de reúso como forma de diminuir as pressões sobre os recursos hídricos, conforme apresentado ao longo de todo o texto.

AGRADECIMENTOS

As autoras agradecem ao colega Lucas de Almeida Chamhum Silva o apoio para o desenvolvimento deste trabalho. Agradecem também o apoio recebido do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG, do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto – INCT ETEs Sustentáveis.

Este trabalho faz parte da série de publicações do INCT ETEs Sustentáveis

REFERÊNCIAS

ANA. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. *Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: informe anual*. Brasília, Brasil: ANA, 2020.

ANA. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. *Manual de usos consuntivos da água no Brasil*. Brasília, Brasil: ANA, 2019. 75 p.

ANA. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. *Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas*. Brasília, Brasil: ANA, 2017. 88 p.

ANGELAKIS, A. N.; ASANO, T.; BAHRI, A.; JIMENEZ, B. E.; TCHOBANOGLOUS, G. Water Reuse: From ancient to modern times and the future. *Frontiers Environmental Science*. v. 6, n. 26, 2018.

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Norma Brasileira - NBR 13969: *Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação*. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas, 1997. 60 p.

BASTOS, R. K. X.; KIPERSTOK, A.; CHERNICHARO, C. A. L.; FLORENCIO, L.; MONTEGGIA, L. O.; von SPERLING, M.; AISSE, M. M.; BEVILAQUA, P. D.; PIVELI, R. P. Subsídios à regulamentação do reúso de águas no

Brasil - Utilização de esgotos sanitários tratados para fins agrícolas, urbanos e piscicultura. *Revista DAE*, v. 177, n. 122, 2008.

BRASIL. Diário Oficial da União. Lei Federal nº 14.026, de 16 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera as Leis nº 9.984/2020, nº 10.768/2003, nº 11.107/2005, nº 11.445/2007, nº 12.305/2010, nº 13.089/2015, nº 13.5029/2017. Brasília, DF, 2020.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 430, de 13 de Maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, completa e altera a Resolução nº 357, de março de 2005. Brasília, DF, 2011.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Resolução CNRH nº 54, de 28 de novembro 2005. Estabelece modalidades, diretrizes e critérios para o reúso direto não potável de água, e dá outras providências. Brasília, DF, 2005.

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Fishery and Aquaculture Statistics. Statistiques des pêches et de l'aquaculture. *Estadísticas de pesca y acuicultura 2017*. Roma. 2019.

INTERÁGUAS. Programa de Desenvolvimento do Setor Águas. *Elaboração de proposta de plano de ações para instituir uma política de reúso de efluente sanitário tratado no Brasil*. Produto III – Critérios de qualidade de água. 2018. Brasília.

JEONG, H.; KIM, H.; JANG, T. Irrigation water quality standards for indirect wastewater reuse in agriculture: a contribution toward sustainable wastewater reuse in South Korea. *Water*, v. 8, n. 4, p. 169, 2016.

LIMA, M.; ARAUJO, B. M.; SOARES, S. R. A.; SANTOS, A. S. P.; VIEIRA, J. M. P. Water reuse potential for irrigation in Brazilian hydrographic regions. *Water Supply*, v. 21, n. 6, P. 2799-2810, 2021.

MARIN, P.; TAL, S.; YERES, J.; RINGSKOG, K. *Water management in Israel: Key Innovations and lessons learned for water scarce countries*. World Bank, Washington, DC. 2017.

MARQUES, M. V. A.; CHAMHUM-SILVA, L. A.; MATOS, A. T.; BOMFIM, N. F.; BARROS, K. K.; BASTOS, R. K. X.; KATO, M. T. Reúso não potável de água: Aspectos legais, aproveitamento urbano e agrícola, e tecnologias emergentes para produção de água para reúso. Nota Técnica 3 - Uso agrícola: Condições de aplicabilidade de efluente de estações de tratamento de esgoto. *Cadernos Técnicos Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 2, n. 3, p. 29-41, 2022.

MELO, M. C.; SANTOS, A. S. P.; SANTOS, N. A. P.; ARAÚJO, B. M.; OLIVEIRA, J. R. S.; CAMPOS, A. R. Evaluation of potential use of domestic treated effluents or irrigation in areas subject to conflicts over water use in Paracatu River Basin. *Caminhos da Geografia* (UFU. Online), v. 21, p. 52-63, 2020.

OMS. Organização Mundial de Saúde. *Potable Reuse: Guidance for producing safe drinking-water*. Geneva, Switzerland: World Health Organization. 2017. 152 p.

OMS. Organização Mundial de Saúde. *Quantitative microbial risk assessment: application for water safety management*. Geneva, Switzerland: World Health Organization. 2016. 187 p.

PAULO, P. L.; VIEIRA, J.; TAKAHASHI, K. M.; MAGALHÃES FILHO, F. J. C.; SILVA, J. B.; BONCZ, M. A. Reúso não potável de água: Aspectos legais, aproveitamento urbano e agrícola, e tecnologias emergentes para produção de água para reúso. Nota Técnica 4 - Água para reúso: água cinza tratada em *wetlands* construídos. *Cadernos Técnicos Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 2, n. 3, p. 43-58, 2022.

SANTOS, A. S. P.; GONÇALVES, R. F.; MELO, M. C.; LIMA, M. A. M.; ARAUJO, B. M. Uma análise crítica sobre os padrões de qualidade de água de uso e de reúso no Brasil. *Sustinere: Revista de Saúde e Educação*, v. 8, n. 2, p. 437-482, 2020.

SANTOS, A. S. P.; VIEIRA, J. M. P. Reúso de água para o desenvolvimento sustentável: Aspectos de regulamentação no Brasil e em Portugal. *Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais*, v. 8, p. 50-68, 2020.

SHOUSHTARIAN, F.; NEGAHBAN-AZAR, M. Worldwide Regulations and Guidelines for Agricultural Water Reuse: A Critical Review. *Water*, v. 12, n. 4, p. 971, 2020.

VIDAL, M. F.; XIMENES, L. F. Produção de pescados na área de atuação do BNB. Fortaleza: Banco do Nordeste do Brasil S/A, 2019 (Análise Setorial). *Escritório Técnico de Estudos Econômicos do Nordeste* (ETENE). Ano 4, n. 91, agosto, 2019.

Nota Técnica 3 - Uso agrícola: Condições de aplicabilidade de efluente de estações de tratamento de esgoto

*Technical Note 3 - Agriculture use: Conditions of
applicability of effluent from sewage treatment plants*

**Marcus Vinicius Araújo Marques^{1*}, Lucas de Almeida Chamhum-Silva²,
Antônio Teixeira de Matos^{3(t)}, Nathália Felix Bomfim⁴, Kenia Kelly Barros⁵,
Rafael Kopschitz Xavier Bastos⁶, Mario Takayuki Kato⁷**

RESUMO

O efluente de estações de tratamento de esgoto (ETE) quando usado na fertirrigação é uma fonte de nutrientes para as plantas, possibilitando a redução de adubos minerais no cultivo, além de suprir parte das suas necessidades hídricas. O aproveitamento agrícola desse efluente fundamenta-se, ainda, na sua disponibilidade durante todo o ano, principalmente em cidades com sistema de esgotamento sanitário. Quando se opta pelo seu uso em cultivos, alguns critérios devem ser considerados, como o tipo de cultura que será irrigada, a forma de aplicação do efluente, as suas características físico-químicas e biológicas, bem como as definições da dose a ser aplicada. Tais critérios são abordados nesta nota técnica. Como exemplos de boas práticas, são apresentados trabalhos experimentais com efluentes de diferentes níveis de tratamentos e os efeitos da fertirrigação com estes efluentes sobre a produtividade do óleo essencial extraído das sementes de coentro e sobre a produtividade de forrageira (capim-elefante), mostrando o potencial de seu uso na agricultura.

Palavras-chave: reúso de água; fertirrigação; forma de aplicação; rendimento de cultivos.

ABSTRACT

The effluent from sewage treatment plants (STPs) used in fertigation is a source of nutrients for plants, reducing mineral fertilizers applied to agricultural crops, and partially supplying the water demanded by the plants. The use of this effluent in agroforestry is also favoured because of its availability all year long, especially in cities with sewage treatment systems. Some criteria, should be considered when using effluent from STP in crops, such as: type of plant that will be used, method of application, physicochemical and biological characteristics of the effluent, as well as the doses to be applied. Such criteria are covered in this technical note. The potential use of the effluent in the agroforestry segment is illustrated by some experiments using different treatment levels. In these experiments, the effects on the productivity of the essential oil extracted from coriander seeds and on the productivity of forage (elephant grass), by using different methods of fertigation, were evaluated.

Keywords: water reuse; fertigation; type of application; crop yield.

¹Engenheiro Agrícola e Ambiental pelo Instituto Federal do Norte de Minas Gerais (IFNMG). Mestre e aluno de Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG).

²Engenheiro Ambiental e Sanitarista pela Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF). Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela UFMG. Membro do INCT ETE Sustentáveis.

^{3(t)} Engenheiro Agrícola pela Universidade Federal de Viçosa (UFV). Doutor em Solos e Nutrição de Plantas pela Universidade Federal de Viçosa. Professor Titular do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG. Membro do INCT ETE Sustentáveis.

⁴Engenheira Civil pela Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). Mestre em Tecnologia Ambiental (Engenharia Civil) pela UFPE. Aluna de Doutorado em Tecnologia Ambiental na UFPE. Membro do INCT ETEs Sustentáveis.

⁵Engenheira Civil pela Universidade Federal do Paraná. Mestre e Doutora em Tecnologia Ambiental pela UFPE. Professora Associada do Núcleo de Tecnologia do Centro Acadêmico do Agreste da UFPE (Campus Caruaru PE). Membro do INCT ETE Sustentáveis.

⁶Engenheiro Civil pela UFJF, Especialização em Engenharia de Saúde Pública pela Escola Nacional de Saúde Pública (Fiocruz), PhD em Public Health Engineering, University of Leeds, UK. Professor Titular do Departamento de Engenharia Civil da UFV.

⁷Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Paraná. Mestre em Hidráulica e Saneamento (Engenharia Civil) pela Universidade de São Paulo (EESC-USP). Doutor em Tecnologia Ambiental e Ciências da Agricultura pela Universidade Agrícola de Wageningen, Holanda. Professor Titular do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da UFPE. Membro do INCT ETE Sustentáveis.

(t) in memoriam

***Endereço para correspondência:** Avenida Antônio Carlos 6627 - Universidade Federal de Minas Gerais - Escola de Engenharia - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Bloco 1. Belo Horizonte, MG. CEP: 31270-901. e-mail: marcus.ifnmg@yahoo.com.br

1. INTRODUÇÃO

Com a escassez de água que atinge grande parte do mundo, vêm sendo adotadas algumas estratégias que reduzem a dependência de captação das águas de corpos hídricos superficiais e subterrâneos para os diferentes usos. A magnitude desse problema se amplia no meio rural, em razão do grande consumo de água na irrigação de culturas agrícolas.

Neste contexto, surge o interesse pelo aproveitamento de efluente de estações de tratamento de esgoto (ETE) na agricultura. Para que essa prática seja vantajosa do ponto de vista econômico e segura sob a perspectiva ambiental e de saúde pública, é preciso que o esgoto sanitário seja submetido a algum tipo de tratamento que o adequa para o uso agrícola, além da adoção de medidas associadas à aplicação e manejo que contribuam para a minimização dos riscos sanitários. Assim, o método de aplicação do efluente de ETE (esgoto tratado) deve ser tal que não propicie a contaminação microbiana no produto final, minimize a dispersão de contaminantes por via aérea e não ocasione a contaminação do operador do sistema.

O grande apelo associado ao uso de efluente de ETE na agricultura é por sê-lo uma valiosa fonte de nutrientes para as plantas, possibilitando a redução na aplicação de adubos minerais em cultivos agrícolas (KIHILA *et al.*, 2014), além de suprir parte das necessidades hídricas das plantas. O aproveitamento agrícola desse efluente está fundamentado também na sua disponibilidade durante todo o ano, em municípios que são contemplados com sistema de esgotamento sanitário. Ademais, com o aproveitamento do efluente de ETE, tem-se a possibilidade de reduzir os custos com técnicas avançadas de remoção de nutrientes para atender aos padrões de lançamento em corpos hídricos (Moyo *et al.*, 2015).

O principal pré-requisito para aplicação de qualquer água residuária na agricultura, como o efluente de ETE, é a definição do elemento químico referencial ao sistema. Este elemento pode ser um dos nutrientes presentes na água residuária, necessários ao desenvolvimento das plantas (em geral, nitrogênio,

fósforo e potássio), bem como substâncias indesejáveis para manutenção da qualidade do sistema solo-planta-água subterrânea, tais como sódio, boro e metais pesados (MATOS e MATOS, 2017). Uma vez identificado o elemento químico referencial, este é tomado como referência para o cálculo da dose máxima de água residuária passível de aplicação, sem que se exceda a necessidade nutricional da planta em questão ou que se aporte uma substância indesejável em quantidade prejudicial à qualidade do sistema solo-planta-água.

No caso do esgoto sanitário, a dose de aplicação deste tipo de efluente no solo é comumente baseada na concentração de sódio, uma vez que este elemento em doses acima da recomendada pode ocasionar a sodificação/salinização do solo (MATOS e MATOS, 2017). O acúmulo desse e outros poluentes no solo, decorrente da não observância da dose máxima recomendada em aplicações sucessivas de efluente de ETE, já foi relatado em diversos trabalhos (LEAL *et al.*, 2009; BLUM *et al.*, 2012; MARQUES *et al.*, 2018).

Diante do exposto, o que se propõe em um sistema agrícola em que se usa efluente de ETE emprega-se a técnica de “fertirrigação”, na qual o foco para definição da lâmina aplicada deixa de ser a demanda hídrica da planta (técnica adotada na irrigação convencional) e passa a ser a capacidade do sistema solo-planta em assimilar o elemento referencial. Apesar de figurar como uma forma nobre e sustentável de destinação final do efluente de ETE – contrapondo a prática convencional de lançamento em cursos d’água – o aproveitamento agrícola depende da avaliação sistêmica de diversos fatores, sumarizados no fluxograma da **Figura 1**.

Esta nota técnica (NT) tem como objetivo apresentar e discutir aspectos relevantes associados à avaliação sistêmica do uso agrícola de efluente de ETE. Especificamente, são abordados os critérios para a definição da aplicação deste tipo de efluente na agricultura e apresentados exemplos de cálculo de dosagem de aplicação, além de resultados de aplicação em cultivos de coentro e capim-elefante.

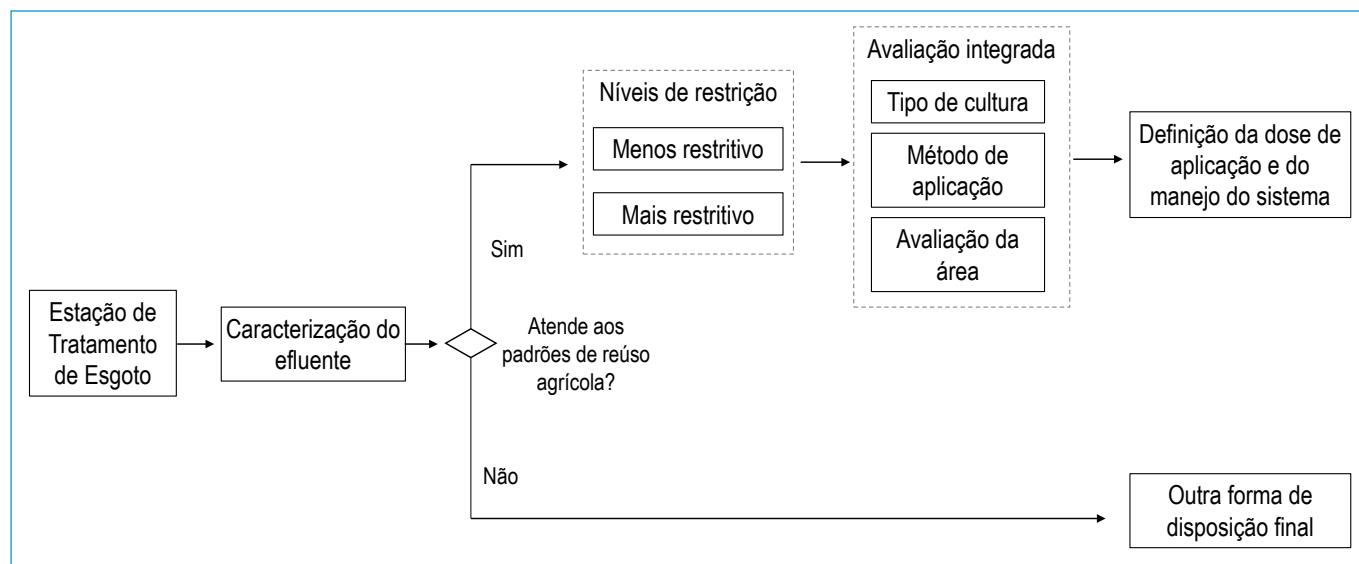


Figura 1 – Fluxograma geral com as principais etapas associadas ao uso agrícola de efluente de ETE.

2. QUALIDADE DE EFLUENTE DE ETE PARA USO AGRÍCOLA (FERTIRRIGAÇÃO)

A qualidade do efluente é um dos fatores determinantes para efetivação do uso agrícola, sendo este aspecto regulamentado por meio de leis, normas, resoluções, dentre outros instrumentos legais. Uma vez estabelecidos os padrões para uso agrícola, o tratamento do esgoto deverá ser adequado a fim de garantir o seu atendimento. No caso de efluente de ETE, alguns potenciais problemas causados ao sistema solo-planta e à saúde pública podem ser decorrentes de aspectos característicos deste tipo de efluente, tais como: quantidade de sólidos, salinidade (condutividade elétrica - CE), potencial hidrogeniônico (pH), elementos químicos aplicados em excesso, além de presença de organismos patogênicos (AYERS e WESTCOT, 1985; MARQUES *et al.*, 2017; MATOS e MATOS, 2017).

Sob a ótica da matriz solo, a definição de valores de referência para as variáveis de qualidade físico-química do efluente de ETE para uso agrícola é um tanto complexa, pois as mudanças nas características do solo agricultável ocorrem gradualmente, dificultando o estabelecimento de valores máximos. Sendo assim, uma mudança de 10 a 20% acima ou abaixo de um valor de referência só será impactante se considerados os efeitos de outros fatores que afetam o rendimento agrônomo de uma cultura (AYERS

e WESTCOT, 1985; PESCOD, 1992). Estudos de campo, pesquisas e observações levaram a determinados valores de referência (dos quais alguns serão abordados a seguir), mas a habilidade de gerenciamento do usuário da água residuária pode alterar a maneira pela qual as concentrações de poluente/nutriente são interpretadas para uma aplicação específica (MATOS e MATOS, 2017).

2.1 Qualidade físico-química de efluente de ETE

A quantidade de sólidos presente em um efluente de ETE utilizado para fertirrigação influenciará diretamente na escolha do método de aplicação, conforme abordado no item 4 desta NT. Em geral, quanto maior a concentração de sólidos (dissolvidos e em suspensão), maior a possibilidade de entupimento dos emissores do sistema, inviabilizando a aplicação por gotejamento ou microaspersão.

A presença de sólidos dissolvidos no efluente pode ser um fator limitante à aplicação caso apresente, ao mesmo tempo, baixa CE e alto valor para a razão de adsorção de sódio (RAS). Nesta situação, pode ocorrer a dispersão da argila e, com isso, desestruturação do solo, o que concorre para diminuir a capacidade de infiltração e percolação de água no perfil do solo. Para nortear as dificuldades passíveis de enfrentamento, valores de referências são apresentados na **Tabela 1**.

Tabela 1 – Valores de referência de razão de adsorção de sódio (RAS) e condutividade elétrica (CE) para efluentes domésticos em relação ao grau de restrição para aplicação no solo.

RAS [(mmolc.L ⁻¹) ^{0,5}]	CE (dS.m ⁻¹)		
	Grau de restrição para uso		
	Nenhuma	Ligeira a Moderada	Severa
0 a 3	> 0,7	0,7 a 0,2	< 0,2
3 a 6	> 1,2	1,2 a 0,3	< 0,3
6 a 12	> 1,9	1,9 a 0,5	< 0,5
12 a 20	> 2,9	2,9 a 1,3	< 1,3
20 a 40	> 5,0	5,0 a 2,9	< 2,9

Legenda: RAS - Razão de adsorção de sódio; CE - Condutividade elétrica em água.

Fonte: Ayers e Westcot (1985).

O efluente de ETE apresenta uma gama de elementos químicos em sua constituição, sendo alguns considerados nutrientes para as plantas, mas outros apenas como poluentes. Cabe ressaltar que o solo possui uma certa capacidade tampão para neutralizar o aporte desses elementos químicos e que a contaminação do meio e prejuízos ao sistema solo-planta só ocorrerão caso essa capacidade tampão seja excedida (MATOS e MATOS, 2017). Por isso, torna-se importante conhecer a origem e as características do efluente que será aplicado ao solo (MEKKI *et al.*, 2014).

No que se refere aos elementos químicos não nutrientes, existem referências em relação aos seus efeitos em termos de fitotoxicidade e riscos ambientais (BAKOPOULOU *et al.*, 2011; MEKKI e SAYADI, 2017; BAKARI *et al.*, 2019;). Alguns elementos químicos, como sódio (Na), ferro (Fe), boro (B), cobre (Cu), manganês (Mn), alumínio (Al), cloretos, podem estar presentes no efluente de ETE e causar problemas ao sistema solo-planta-águas subterrâneas, caso sejam aplicados em excesso.

O efluente quando de origem predominantemente doméstica, sem contribuição importante de efluentes industriais, tende a conter esses elementos em concentrações abaixo dos limites de toxicidade ao sistema solo-planta. Além disso, a disponibilidade dos elementos no meio dependerá de vários fatores, dentre estes o pH no meio (JIANG *et al.*, 2016; MATOS e MATOS, 2017). O pH deste tipo de efluente tende a ficar próximo da neutralidade, não ocasionando problemas na fertirrigação de culturas agrícolas; de todo modo, deve-se optar por trabalhar com pH entre 6 e 9.

No que se refere aos nutrientes, a quantidade aportada ao solo deve ser compatível com a capacidade de sua absorção pelas plantas; este fator irá ditar a dose máxima a ser aplicada via efluente de ETE, sendo os cálculos realizados em função do elemento químico referencial.

2.2 Qualidade microbiológica dos efluentes sanitários

Em tese, a ausência de organismos indicadores de contaminação e/ou de organismos patogênicos no esgoto implicaria ausência de risco à saúde associada à prática de fertirrigação com efluente de ETE (“risco nulo”). No entanto, limitações analíticas de detecção de patógenos em amostras ambientais, bem como limitações/oscilações de desempenho de várias técnicas de tratamento de esgoto na remoção de patógenos, talvez tornem intangível a meta de “risco nulo”.

Nesse contexto, surge o conceito de “risco tolerável”, cuja determinação é análoga a uma função de duas variáveis principais: (i) qualidade microbiológica do efluente; e (ii) formas de exposição relacionadas à existência de barreiras que minimizem as chances de contato entre os organismos presentes no efluente e as pessoas (produtores, consumidores etc.). Estas variáveis, por sua vez, estão associadas a aspectos como o nível de tratamento do efluente, as técnicas de fertirrigação, as culturas agrícolas fertirrigadas, a manipulação do cultivo entre a colheita e consumo, e os hábitos alimentares da população (BASTOS *et al.*, 2008).

Em suma, para uma mesma forma de exposição, quanto menor as concentrações de organismos indicadores de contaminação e/ou patogênicos (melhor qualidade microbiológica do efluente), menor o risco à saúde. Similarmente, para uma mesma qualidade do efluente, quanto mais restritas as formas de exposição (barreiras mais rígidas para evitar o contato das pessoas com o efluente), menor o risco. Nas recentes iniciativas de regulamentação, parece haver casos em que se pende para maior restrição de uma ou outra variável, conforme as características regionais e locais. Maiores detalhes sobre aspectos legais relativos ao uso agrícola de efluente de ETE se encontram na NT 2 desta coletânea (SANTOS *et al.*, 2022).

Sendo assim, a condição indispensável para a prática de reúso agrícola é o atendimento aos critérios definidos no instrumento regulatório em questão, sob risco de estar submetendo as pessoas a um risco superior àquele entendido como tolerável. Adicionalmente, como recomendação geral a favor da segurança, cabe frisar a importância da implementação de barreiras desejáveis para reduzir a exposição das pessoas envolvidas no processo, tais como: preferência por culturas não consumidas cruas ou diretamente por humanos; uso preferencial dos métodos de fertirrigação localizada ou superficial (evitando o contato da parte aérea das plantas com o efluente); automação do sistema de aplicação; e utilização de equipamentos de proteção individual (EPI) e coletiva (EPC) pelos envolvidos na manipulação do sistema de fertirrigação. Ainda que não mandatárias ou explícitas nos instrumentos regulatórios, entende-se que tais barreiras são importantes nesse cenário embrionário, porém promissor, de difusão de iniciativas de uso de efluentes na agricultura no Brasil.

3. ESCOLHA DA ÁREA E CULTURAS RECOMENDADAS

De modo geral, a escolha da área para aplicação do efluente de ETE está, normalmente, condicionada à própria disponibilidade do efluente. Contudo, caso exista a possibilidade de escolha, recomenda-se a aplicação em áreas com

solos argilosos ou de textura média, pois estes reduzem a percolação dos poluentes, e, por consequência, reduzem o risco de contaminação de águas subterrâneas.

Solos de texturas mais arenosas, geralmente, não são recomendados para receberem efluente de ETE. Contudo, existem meios de manejo e gerenciamento que tornam possível o trabalho neste tipo de solo, como, por exemplo, a utilização de métodos de aplicação com maior eficiência hídrica, aumento da periodicidade da irrigação (menor turno de rega), a prática de plantio direto, adubação verde, entre outros. Ademais, assim como na irrigação convencional, áreas com relevos predominantemente planos favorecem a implantação da fertirrigação, enquanto os ondulados reduzem sua aplicabilidade.

A escolha da cultura que receberá o efluente deve ser feita com base em dois aspectos básicos: microbiológicos e agronômicos. Os aspectos microbiológicos visam garantir a segurança da saúde pública, uma vez que diversos estudos e normas internacionais apresentam condições de restrições a respeito das culturas, do sistema de aplicação e a forma como será consumido o produto colhido (NT 2 desta coletânea - SANTOS *et al.*, 2022).

Os aspectos agronômicos, por sua vez, podem e devem balizar a escolha da cultura, desde que respeitem as condições sanitárias do processo. Como aspectos agronômicos, pode-se definir alguns de maior importância, como apresentado na **Tabela 2**.

Tabela 2 – Aspectos agronômicos a serem considerados na definição da cultura utilizada em sistemas de fertirrigação,

Aspecto agronômico	Considerações
Comercial	Existem culturas que sabidamente tem um valor de mercado maior, as quais normalmente estão associadas a maiores gastos produtivos e à necessidade de maior nível tecnológico e de mão-de-obra qualificada para atender uma demanda do mercado. Em contrapartida, culturas de menor valor de mercado, normalmente, se comportam de forma contrária. De todo modo, o valor comercial não leva em consideração aspectos ambientais do sistema, e sim o valor de produção e a demanda do mercado do produto em questão.
Produtividade	Quantitativo de um produto gerado por uma determinada cultura por unidade de área. Assim, quanto maior esta relação, melhor será o aproveitamento do efluente aplicado pela cultura e, consequentemente, mais seguro para o meio ambiente.
Capacidade extrativa de nutrientes	Como desdobramento de uma alta produtividade, tem-se uma alta capacidade extrativa de macro e micronutrientes. Quando se tem uma cultura com alto poder de extração, menor será a disponibilidade de nutrientes/poluentes no solo, reduzindo as chances de perda por lixiviação.
Velocidade de crescimento	Recomenda-se optar por cultura de alta velocidade de crescimento, ou seja, culturas de ciclos curtos e perenes, pois estas resultam em uma alta capacidade extrativa acumulada ao ano, permitindo que uma quantidade maior de efluente seja aplicada.
Capacidade de enraizamento	Sistemas radiculares abundantes e profundos permitem que as plantas extraiam nutrientes para além da camada superficial, garantindo um maior aproveitamento nutricional, bem como uma melhor estruturação do solo.
Robustez	Culturas mais robustas são desejáveis, pois o efluente de ETE apresenta diferentes características ao longo do ano, que culturas mais sensíveis podem não suportar.

Como recomendação geral, as experiências mostram que os pastos e as capineiras (principalmente com manejo intensivo) são sistemas que favorecem todos os aspectos agrônômicos supracitados, onde a segurança ambiental pode ser garantida por se tratar de um produto utilizado para alimentação animal. Sistemas integrados agrossilvipastoris, que agrupam o cultivo agrícola não alimentar, pastagem e silvicultura, também são sistemas de grande robustez em sistemas fertirrigados com efluente de ETE.

É importante ressaltar que não existe uma cultura ideal para fertirrigação com efluente de ETE, pois todas as culturas podem ser trabalhadas para que se atinja o seu máximo rendimento, desde que se alinhem as características da cultura escolhida às características do efluente em questão. Sendo assim, a chance de êxito será resultado de quem opera o sistema, aliando os aspectos agrônômicos do local, resultado da realidade em que se insere essa produção, com os aspectos microbiológicos.

4. DEFINIÇÃO DA FORMA DE APLICAÇÃO (FERTIRRIGAÇÃO) DE EFLUENTE DE ETE NA AGRICULTURA

As formas de aplicação (fertirrigação) de efluente de ETE na agricultura consistem em formas conhecidas de irrigação, que visam suprir a demanda hídrica das plantas agricultáveis, com a maior eficiência energética e hídrica possível. Os métodos de irrigação com maior disseminação podem ser divididos em superficial (por sulcos),

localizada (microaspersão e gotejamento) ou por aspersão, existindo diversas variações (**Figura 2**).

Normalmente, a escolha do método de irrigação é baseada nas condições de abastecimento de água, do clima, do solo, das culturas a serem cultivadas e, principalmente, do custo e da capacidade operacional do produtor. No que se refere ao uso agrícola de efluente de ETE, são as restrições relacionadas à proteção do meio ambiente e à saúde pública que definem o método utilizado. Dentre os aspectos associados às restrições pode-se citar o risco de contaminação do produto e do produtor, além de possível repulsa pelo produto agrícola colhido e dificuldades na sua aceitação pelo consumidor (PESCOD, 1992; SANTOS, 2008). Na **Tabela 3** é apresentada uma análise comparativa dos fatores envolvidos em uma adequada fertirrigação com efluente de ETE, considerando-se os métodos de aplicação superficial por sulcos, localizado por gotejamento e aspersão.

Quando se trata de efluente de ETE, os problemas oriundos do entupimento do sistema da fertirrigação devido à quantidade de sólidos presentes ganham destaque no momento de escolha do método. Por um lado, os sólidos em suspensão podem causar a obstrução direta, devido à retenção de partículas nos emissores, enquanto os sólidos dissolvidos propiciam a formação gradativa de precipitados e de biofilme (algas, bactérias e outros). De todo modo, quando se trata de águas residuárias com alto teor de sólidos, os métodos de fertirrigação superficial são os mais indicados.



Fonte: Couto (2017); Campezza (2021); Irrigação... (2021); Bertollo (2019).

Figura 2 – Métodos de irrigação/fertirrigação: (a) superficial por sulcos; (b) localizada por microaspersão; (c) localizada por gotejamento; (d) aspersão convencional.

Tabela 3 – Principais critérios de avaliação dos métodos de aplicação de efluente sanitário em áreas de cultivo agrícola.

Crítérios avaliados	Sulcos	Gotejamento	Aspersão
Molhamento foliar	Nenhum	Nenhum	Alto
Eficiência em manter o potencial hídrico	Razoável (depende do manejo)	Alta	Alta
Aptidão para lidar com águas residuárias salobras	Aceitáveis	Excelente	Ruim
Problemas com entupimento	Nenhum	Muito Alto	Alto
Risco de contaminação do produto	Baixo	Baixo	Alto
Risco de contaminação do operador	Baixo	Baixo	Alto
Custo	Baixo	Muito Alto	Alto

Nota: A classificação dos critérios segue uma abordagem comparativa entre os métodos apresentados, sendo que aspectos como manejo da cultura, do solo e do sistema de aplicação podem influenciar tal classificação.

Fonte: Kandiah (1990); Pescod (1992); Bernardo *et al.* (2008).

No caso de fertirrigação localizada, a prática mostra que águas residuárias com concentrações de sólidos dissolvidos totais (SDT) menores que 500 mg·L⁻¹ apresentam baixas restrições de uso do método, enquanto concentrações acima de 2.000 mg·L⁻¹ apresentam severas restrições (YAN *et al.*, 2009; ALUM *et al.*, 2011; BATISTA *et al.*, 2014).

A contaminação do produto e dos operadores dos sistemas são riscos inerentes à prática de fertirrigação com efluente de ETE, contudo, estes riscos podem ser reduzidos na escolha do método, em que aqueles de forma localizada (microaspersão e gotejamento) e superficial (por sulcos) apresentam baixos riscos de contaminação, devendo ser escolhidos sempre que possível (PERES, 2004). Ainda, cumpre reforçar a importância de uso de EPI e EPC pelos envolvidos na manipulação do sistema de fertirrigação.

5. DOSE DE APLICAÇÃO DOS EFLUENTES SANITÁRIOS

A dose de aplicação de efluente de ETE na fertirrigação deve ser determinada em função do elemento químico referencial. Nos efluentes de ETE, os elementos de interesse que estão em maior quantidade e que podem ditar a dose aplicada na agricultura, geralmente, são o sódio (Na), nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca) ou magnésio (Mg), sendo todos macronutrientes para as plantas, à exceção do

Na (MARQUES *et al.*, 2017). Considera-se que o Na e o K estão prontamente disponíveis, enquanto o N, P, Ca e Mg podem estar presos a cadeias orgânicas, não estando totalmente disponíveis para absorção pelas plantas (MATOS e MATOS, 2017).

Segundo Matos e Matos (2017) a dose do efluente pode ser calculada a partir da **Equação 1**:

$$D_{ref} = \frac{Q_{req}}{C_{disp}} \quad (1)$$

Na qual: D_{ref} - estimativa preliminar da dose recomendada considerando os elementos químicos de interesse, ou, preocupação (volume por unidade de área de solo e tempo); Q_{req} - quantidade requerida de nutrientes ou aceitável de poluentes (massa por unidade de área de solo e tempo); C_{disp} - concentração de nutrientes ou poluentes disponibilizado pelo efluente sanitário (massa por unidade volumétrica).

No caso de nutrientes (principalmente N e P), em que parte destes está associada à matéria orgânica do efluente, a concentração de nutriente disponibilizado pode ser obtida considerando a sua taxa de mineralização, apresentada na **Equação 2**:

$$C_{disp} = C_{org} \times T_{min} + C_{min} \quad (2)$$

Na qual: C_{org} - concentração do elemento químico na forma orgânica (massa por unidade de volume); C_{min} - concentração do elemento químico na forma mineral (massa por unidade de volume); T_{min} - taxa de mineralização do material orgânico (decimal).

A quantidade de nutrientes aportada ao solo deve ser compatível com a capacidade de sua absorção pelas plantas, sendo que cada cultura tem uma demanda diferente. Em relação ao sódio, que sabidamente está em quantidades consideráveis no efluente de ETE, a quantidade máxima aportada deve ser de 300 kg·ha⁻¹·ano⁻¹ para que este elemento químico não resulte em excesso, que poderia vir a causar danos aos solos (MATOS e MATOS, 2017).

Efetuada os cálculos das doses, considerando-se os nutrientes e os não nutrientes, torna-se possível definir o elemento químico referencial. O exemplo seguinte ilustra os cálculos para o cultivo de milho.

Exemplo: Com base nas necessidades nutricionais do milho, determinar o elemento químico referencial na definição da dose de aplicação de um efluente de ETE, considerando uma taxa de mineralização (T_{min}) de 80% do material orgânico no período de cultivo.

Dados de entrada:

Caracterização do esgoto doméstico:

- Metais pesados: não contém concentrações consideradas tóxicas
- Ca e Mg em baixas concentrações
- Sódio (Na): 80 mg·L⁻¹ ou 0,08 kg·m⁻³ (100% na forma mineral - $C_{org} = 0$ e $C_{min} = 0,08$ kg·m⁻³)
- Nitrogênio (N): 60 mg·L⁻¹ ou 0,06 kg·m⁻³ (20% na forma mineral - $C_{org} = 0,048$ kg·m⁻³ e $C_{min} = 0,012$ kg·m⁻³)
- Fósforo (P): 20 mg·L⁻¹ ou 0,02 kg·m⁻³ (10% na forma mineral - $C_{org} = 0,018$ kg·m⁻³ e $C_{min} = 0,002$ kg·m⁻³)
- Potássio (K): 45 mg·L⁻¹ ou 0,045 kg·m⁻³ (100% na forma mineral - $C_{org} = 0$ e $C_{min} = 0,045$ kg·m⁻³)

Necessidades nutricionais da cultura do milho (para três meses):

- 80 kg·ha⁻¹ P₂O₅
- 60 kg·ha⁻¹ K₂O
- 100 kg·ha⁻¹ de N

Dose aceitável de Na:

- 300 kg·ha⁻¹·ano⁻¹ (75 kg·ha⁻¹ de Na para 3 meses)

Solução:

a) Quantidade requerida ou aceitável dos elementos químicos de interesse (Q_{req}):
Convertendo as fórmulas químicas para a condição elementar:

$$Q_{req}(\text{elementar de } X) = Q_{req}(\text{molecular de } X) \times \% X_{\text{molécula}}$$

Na qual:

Q_{req} (elementar de X) - quantidade requerida ou aceitável de um elemento X qualquer (massa por unidade de área)

Q_{req} (molecular de X) - quantidade requerida ou aceitável de uma molécula que contenha um elemento X (massa por unidade de área)

$\%X_{\text{molécula}}$ - porcentagem do elemento X qualquer em uma molécula

$$\% X_{\text{molécula}} = \frac{n_x \times MA_x}{n_x \times MA_x + n_y \times MA_y + n_z \times MA_z + \dots}$$

Na qual:

n_x - número de átomos do elemento x na molécula

MA_x - massa atômica do elemento x

y, z, ... - refere-se aos outros átomos constituintes da molécula

$$Q_{req \text{ de } P} = Q_{req \text{ de } P_2O_5} \times \frac{n_P \times MA_P}{n_P \times MA_P + n_O \times MA_O} = 80 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ de } P_2O_5 \times \frac{2 \times 31}{2 \times 31 + 5 \times 16} = 34,9 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ de } P$$

$$Q_{req \text{ de } K} = Q_{req \text{ de } K_2O} \times \frac{n_K \times MA_K}{n_K \times MA_K + n_O \times MA_O} = 60 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ de } K_2O \times \frac{2 \times 39}{2 \times 39 + 1 \times 16} = 49,8 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ de } K$$

$$Q_{req \text{ de } N} = 100 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ de } N$$

$$Q_{req \text{ de } Na} = 75 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ de } Na$$

b) Cálculo de doses aplicáveis de efluente considerando os elementos químicos de interesse (Dref):

Utilizando as Equações 1 e 2, temos:

$$D_{ref \text{ de } P} = \frac{Q_{req \text{ de } P}}{C_{org \text{ de } P} \times T_{min} + C_{min \text{ de } P}} = \frac{34,9 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ de } P}{0,018 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \times 0,8 + 0,002 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}} = 2.128 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \text{ de efluente}$$

$$D_{ref \text{ de } K} = \frac{Q_{req \text{ de } K}}{C_{org \text{ de } K} \times T_{min} + C_{min \text{ de } K}} = \frac{49,8 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ de } K}{0 \times 0,8 + 0,045 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}} = 1.107 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \text{ de efluente}$$

$$D_{ref \text{ de } N} = \frac{Q_{req \text{ de } N}}{C_{org \text{ de } N} \times T_{min} + C_{min \text{ de } N}} = \frac{100 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ de } N}{0,048 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \times 0,8 + 0,012 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}} = 1.984 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \text{ de efluente}$$

$$D_{ref \text{ de } Na} = \frac{Q_{req \text{ de } Na}}{C_{org \text{ de } Na} \times T_{min} + C_{min \text{ de } Na}} = \frac{75 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ de } Na}{0 \times 0,8 + 0,080 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}} = 938 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \text{ de efluente}$$

Conclusão:

O elemento químico referencial será o Na, pois este resultou em um menor volume de efluente a ser aplicado. Considerando a dose recomendada de Na, a quantidade aportada de N, P e K será de cerca de 47, 15 e 42 kg·ha⁻¹, respectivamente, ou seja, não serão aplicados em excesso (ao contrário, será necessário suplementação por outras fontes).

6. OUTROS ASPECTOS RELEVANTES

Além das etapas e critérios abordados nesta NT, cabe citar outros aspectos relevantes comumente discutidos quando se trata de uso agrícola de efluente de ETE. Alguns destes aspectos são brevemente comentados a seguir.

6.1. Nível necessário de tratamento do esgoto

O tratamento do esgoto visando ao uso agrícola do efluente pode ser realizado a partir de diversas configurações de ETE, desde que atendidos os requisitos legais pertinentes, sendo importante destacar a seguinte relação: em

geral, quanto mais avançado o nível de tratamento do efluente, melhor a qualidade microbiológica e menor o nível de restrição; por outro lado, menor o valor agromômico, tendo em vista a maior remoção de nutrientes. Sendo assim, é fundamental a avaliação integrada dos aspectos indicados na Figura 1, e não apenas a verificação da tecnologia de tratamento implantada. Essa mesma visão global se aplica à necessidade de um sistema com elevada remoção de sólidos; se não há risco de entupimento no método de aplicação pretendido (vide exemplo de aplicação por sulcos no item 7.2), fica facultado ao responsável a inclusão de etapas complementares de remoção de sólidos (p. ex.: filtração).

6.2. Análise do solo e manejo do sistema

A análise do solo é um requisito fundamental tanto para a concepção do sistema, quanto para o manejo ao longo dos períodos de fertirrigação. A análise rotineira do solo possibilita a identificação de eventuais alterações das características do meio, possibilitando ajustes no manejo do sistema, que por sua vez evitam ou mitigam impactos negativos sobre a qualidade do solo e/ou das plantas. A depender dos resultados destas avaliações periódicas, poderá ser necessário um ajuste não apenas do manejo do sistema, mas do projeto de reúso de uma forma geral (p. ex.: cultura, solo e relevo).

Apesar do apelo relacionado ao aporte de nutrientes às culturas por meio da aplicação do efluente de ETE, cumpre ressaltar que tal aporte muito possivelmente não atenderá plenamente a demanda nutricional das plantas (vide exemplo de cálculo no item 5), tampouco garantirá as condições ideais do solo para o desenvolvimento das plantas. Dito isso, e mediante a análise do solo em questão, faz-se necessário que no projeto de reúso agrícola esteja indicada a suplementação de nutrientes por outras fontes externas (p. ex.: adubos químicos), bem como a adição de outros insumos necessários (p. ex.: aplicação de calcário para correção da acidez do solo).

Da mesma forma que a fertirrigação pode não suprir a totalidade da demanda nutricional da cultura, pode também não atender sua demanda hídrica – implicando em uma demanda hídrica remanescente a ser atendida

via irrigação convencional. Cumpre frisar que o atendimento nutricional das plantas via efluente de ETE não deve ultrapassar sua necessidade hídrica; o contrário também não deve ocorrer, isto é, o atendimento à necessidade hídrica não deve ultrapassar a demanda nutricional. O desdobramento desta discussão está relacionado ao manejo do sistema em épocas chuvosas, quando a demanda hídrica é atendida pela água de chuva e a parcela remanescente passível de ser suprida via fertirrigação é inexistente ou insuficiente para disposição de todo o efluente gerado no período. Sendo assim, com a impossibilidade de se aplicar o efluente no solo, cabe avaliar as seguintes alternativas: armazenamento para posterior aplicação no solo, outras formas de reúso ou disposição em corpos hídricos (desde que atendidos os padrões de lançamento).

6.3. Uso integrado de biossólido e efluente de ETE em áreas agrícolas

Considerando a necessidade de insumos adicionais para o cultivo agrícola fertirrigado com efluente de ETE, pode-se avaliar a pertinência do manejo integrado com o biossólido (produto derivado do lodo de esgoto; mais detalhes na coletânea “**Valoração dos subprodutos sólidos gerados durante o tratamento do esgoto**”, especificamente na NT 6 (BITTENCOURT *et al.*, 2021) e na NT 7 (CHAMHUM-SILVA *et al.*, 2021). Apesar de possível e desejável do ponto de vista da economia circular, a aplicação de ambos os subprodutos em uma mesma área requer atenção quanto a alguns aspectos, tais como: (i) adição de substâncias químicas indesejáveis presentes tanto no biossólido quanto no efluente; (ii) baixa dosagem de um dos subprodutos do tratamento de esgoto, sob o risco de se exceder a quantidade necessária ou tolerada pela planta (p. ex.: se a fertirrigação prover 80% da demanda por N da planta, a dosagem de biossólido será limitada aos 20% restantes, implicando em maior área para disposição deste); e (iii) continuidade de suplementação de insumos por fontes externas (por derivarem de uma mesma fonte, alguns nutrientes estão presentes em baixas quantidades ou mesmo ausentes tanto do efluente como no biossólido).

7. ESTUDO DE CASOS

A seguir são apresentados estudo de casos de uso de efluente de ETE em cultivos agrícolas, sendo um deles realizado em Pernambuco (cultivo de coentro para extração de óleo essencial) e o outro em Minas Gerais (cultivo de capim-elefante para produção de forragem).

7.1. Cultivo de coentro (*Coriandrum sativum*) para extração de óleo essencial

Estudou-se o efeito da fertirrigação do coentro (*Coriandrum sativum*) com efluente de ETE, com ou sem a adição de adubação mineral, sobre a produção de sementes, o rendimento do óleo essencial (OE) e a concentração do linalol contida no OE (BOMFIM, 2019). O experimento foi desenvolvido em casa de vegetação da UFPE (Figura 3). Os tratamentos estudados neste experimento estão descritos na Tabela 4.

A água utilizada para irrigar as plantas foi coletada no sistema de abastecimento de água público local. O efluente foi proveniente da ETE Mangueira, em Recife, PE, a qual é composta por um reator UASB seguido por uma lagoa de estabilização. Esse efluente foi coletado na saída da lagoa de estabilização. As plantas foram cultivadas em Planossolo arenoso, típico da região agreste de Pernambuco. Os OE foram extraídos das sementes colhidas aos 60 dias pós-semeadura.

Ao final do experimento, os tratamentos cujas plantas foram fertirrigadas com efluente (T4, T5, T6 e T7) produziram mais sementes por biomassa seca. Esses tratamentos também alcançaram os maiores rendimentos de OE e concentrações de linalol, quando comparados aos resultados dos tratamentos irrigados com água (T1, T2 e T3). Esses resultados estão descritos na Tabela 5.



Figura 3 – Experimento de cultivo do coentro (*Coriandrum sativum*) em casa de vegetação: (a) fase inicial; (b) final.

Assim o uso de efluente foi considerado satisfatório, sendo o tratamento T5 ($E+K_{PSE}$) aquele que resultou nas melhores condições experimentais para as produções de OE e linalol. Além disso, o T4, em que as plantas foram fertirrigadas apenas com efluente, também apresentou resultados atrativos, isto porque mesmo sem usar nenhum tipo de adubação, as produtividades de OE atingiram valores semelhantes àsquelas cujas plantas foram fertirrigadas com efluente e adubadas com fertilizantes minerais.

Tabela 4 – Descrição dos tratamentos estudados no experimento com coentro irrigado com água (A) e fertirrigado com efluente de ETE (E).

Tratamentos	Irrigação	7 dias antes da semeadura			15 dias pós-semeadura
		N (kg·ha ⁻¹)	P (kg·ha ⁻¹)	K (kg·ha ⁻¹)	N (kg·ha ⁻¹)
T1 (A)	Água	0	0	0	0
T2 (A+K)		0	0	60	40
T3 ⁽¹⁾ (A+NPK)		30	60	60	40
T4 (E)	Efluente	0	0	0	0
T5 ⁽²⁾ ($E+K_{PSE}$)		0	0	48	40
T6 ⁽³⁾ ($E+N_{PE}+P+K_{PE}$)		23	60	54	40
T7 ⁽¹⁾ (E+NPK)		30	60	60	40

Notas: ⁽¹⁾Tratamentos com adição de 100% da adubação mineral com N, P e K, recomendada pelo Instituto Agrônomo de Pernambuco-IPA (CAVALCANTI, 2008), para o solo utilizado. ⁽²⁾Os valores parciais (PSE) de K foram calculados em função da diferença entre os valores aplicados no solo correspondentes às concentrações existentes no efluente e no solo e os valores de 100% recomendados pelo IPA. ⁽³⁾Os valores parciais (PE) de N e K foram calculados em função da diferença entre os valores aplicados no solo correspondentes às concentrações existentes no efluente e os valores de 100% recomendados pelo IPA.

Tabela 5 – Produtividade de sementes e rendimento de OE.

Tratamentos	Produtividade de sementes	Rendimento de OE	Teor de linalol
	(g de sementes/100 g de biomassa seca ¹)	(%) ⁽¹⁾	(%) ⁽²⁾
T1 (A)	11,7±1,7	0,52	32,4
T2 (A+K)	16,3±1,6	0,50	44,4
T3 ⁽¹⁾ (A+NPK)	13,2±4,4	0,43	52,9
T4 (E)	16,2±3,8	0,55	39,3
T5 ⁽²⁾ ($E+K_{PSE}$)	16,2±5,3	0,52	55,9
T6 ⁽³⁾ ($E+N_{PE}+P+K_{PE}$)	17,4±6,3	0,52	52,4
T7 ⁽¹⁾ (E+NPK)	22,3±5,5	0,51	46,0

Notas: ⁽¹⁾Concentração de óleo essencial nas sementes secas (g/100 g¹). ⁽²⁾Concentração de linalol no óleo essencial (g/100 g¹).

7.2. Cultivo de capim-elefante (*Pennisetum purpureum*)

Este estudo avaliou a influência da forma de aplicação do efluente sanitário em sulcos de fundo nivelado e fechados na produtividade de matéria seca e capacidade de extração de macronutrientes pela parte aérea do capim-elefante (MARQUES *et al.*, 2020). O experimento foi conduzido na cidade de Belo Horizonte, MG (**Figura 4**). O efluente utilizado para fertirrigação do capim-elefante foi coletado na saída da unidade de tratamento preliminar da ETE Onça, sendo esse o afluente ao tratamento biológico da ETE e, portanto, com características similares ao efluente sanitário bruto (ESB).

A fertirrigação do capim-elefante com ESB ocorreu por três anos ininterruptos, tendo sido a dose de aplicação estabelecida em função da quantidade de sódio aportada ao solo ($300 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$). No planejamento experimental, foram estabelecidos quatro tratamentos: (i) duas parcelas experimentais nas quais as plantas receberam ESB e complemento da demanda hídrica com água da rede de abastecimento público, com (TFA) e sem (TFN) alternância na posição de aplicação do ESB nos sulcos; e (ii) duas parcelas experimentais (controles) nas quais as plantas receberam adubação mineral (N, P e K) convencional, sendo o capim irrigado com água de abastecimento, com (TWA) e sem (TWN) alternância na posição de aplicação da água nos sulcos.

Ao final do experimento, constataram-se maiores produtividades médias de matéria seca ($29,9 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$) e extração média de macronutrientes pelas plantas submetidas ao TFA (688, 102 e $508 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ de N, P e K, respectivamente), quando comparadas ao tratamento controle, conforme apresentado na **Tabela 6**.

A alternância na posição de aplicação do ESB nos sulcos proporcionou melhorias do ponto de vista agrônomo e de sustentabilidade do sistema em razão da melhor distribuição dos nutrientes na área experimental.

8. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O uso agrícola de esgoto sanitário tratado tem se mostrado uma importante forma de recuperação de recursos, que agrega valor aos sistemas produtivos e reduz a dependência da utilização de adubos minerais e águas de irrigação de outras fontes hídricas.



Figura 4 – Experimento de cultivo de capim-elefante: (a) após um mês de plantio; (b) no momento do primeiro corte.

Tabela 6 – Principais resultados do experimento de reúso de esgoto sanitário bruto (ESB) na fertirrigação de capim-elefante.

Tratamentos	Produtividade	Capacidade de Extração ($\text{Kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$)		
	($\text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$)	N	P	K
TWN	22,2 b	389 bc	67 bc	311 b
TWA	17,5 b	301 c	52 c	228 b
TFN	20,2 b	404 b	71 b	283 b
TFA	29,9 a	688 a	102 a	508 a

Nota: Médias seguidas da mesma letra na vertical, não diferem entre si, com uma significância de 5% pelo teste Tukey.

Fonte: Marques *et al.* (2020)

O sucesso da implementação de um sistema de reúso agrícola depende da análise crítica e integrada de uma série de fatores que estão intrinsecamente relacionados: qualidade do efluente, níveis de restrição, cultura, forma de aplicação, manejo do sistema etc. Certamente, o atendimento aos padrões estabelecidos para reúso é uma premissa incontestável para minimização dos riscos sanitários e ambientais, todavia a avaliação dissociada dos aspectos abordados nesta NT pode levar a conclusões equivocadas acerca da viabilidade técnica de um sistema.

Os exemplos descritos nesta NT reforçam o apelo do uso de efluente no que tange aos aspectos agrônômicos. Foram atingidas produtividades de sementes de coentro, bem como do óleo essencial extraído delas, e de capim-elefante semelhantes ou superiores àquelas atingidas pelo cultivo convencional (irrigação com água, com ou sem adubação mineral) dessas culturas.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio recebido do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG, da Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado

de Pernambuco – FACEPE, da Companhia Pernambuco de Saneamento – COMPESA, da BRK Ambiental, da Fibra Técnica - Engenharia e Saneamento e do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto – INCT ETE Sustentáveis.

Este trabalho faz parte da série de publicações do INCT ETE Sustentáveis.

REFERÊNCIAS

- ALUM, A.; ENRIQUEZ, C.; GERBA, C. P. Impact of drip irrigation method, soil, and virus type on tomato and cucumber contamination. *Food and Environmental Virology*, v. 3, n. 2, p. 78-85, 2011.
- AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. Water quality for agriculture. *Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations*, v. 29, 1985, 174 p.
- BAKARI, Z.; BOUHAMED, F.; BOUJELBEN, N.; ELLEUCH, B. Assessment impacts of irrigation using treated wastewater on plants growth, soil properties and metals accumulation in soil and tomato plants. *Advances in Sustainable and Environmental Hydrology, Hydrogeology, Hydrochemistry and Water Resources*, p. 85-87, 2019.
- BAKOPOULOU, S.; EMMANOUIL, C.; KUNGOLOS, A. Assessment of wastewater effluent quality in Thessaly region, Greece, for determining its irrigation reuse potential. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 74, n. 2, p. 188-194, 2011.
- BASTOS, H. M.; LOPES, L. F. L.; GATTAMORTA, M. A.; MATUSHIMA, E. R. Prevalence of enterobacteria in *Bothriopsis jararaca* in São Paulo State: microbiological survey and antimicrobial resistance standards. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, v. 30, n. 3, p. 321-326, 2008.
- BATISTA, R. O.; BATISTA, R. O.; FIA, R.; SILVA, D. F. Qualidade das águas residuárias para irrigação. *Boletim Técnico - Editora UFLA*, 2014, 31 p.
- BERNARDO, S.; SOARES, A. A.; MANTOVANI, E. C. *Manual de Irrigação*. 8ª ed., Editora Viçosa, 2008, 625 p.
- BERTOLLO, S. Rádio Progesso de Ijuí. 1 fotografia. 2019. Disponível em: <<https://images.app.goo.gl/D3e81J6XY9uTqVzY9>>. Acesso em: 13 mai. 2021.
- BITTENCOURT, S.; MATOS, A. T.; SILVA, B. S.; OLIVEIRA, F. C.; CHAMHUM-SILVA, L. A.; MIKI, M. K.; BICO, A. K. Valoração e gerenciamento de subprodutos sólidos do tratamento do esgoto. Parte A: Higienização e uso de lodo no solo – Nota Técnica 6 - Uso agrícola de biossólido. *Cadernos Técnicos Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 2, n. 1, p. 75-87, 2021.
- BLUM, J.; HERPIN, U.; MELFI, A. J.; MONTES, C. R. Soil properties in a sugarcane plantation after the application of treated sewage effluent and phosphogypsum in Brazil. *Agricultural Water Management*, v. 115, p. 203-216, 2012.
- BOMFIM, N. F. *Avaliação quantitativa e qualitativa de óleo essencial extraído do Coriandrum sativum cultivado com água de reúso*. 2019. 65 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2019.
- CAMPEZZA. Irrigação e equipamentos. 1 fotografia. 2021. Disponível em: <<https://images.app.goo.gl/8wUkmW9QRJLmpDTw8>>. Acesso em: 13 mai. 2021.
- CAVALCANTI, F. J. A. 2008. Recomendações de adubação para o estado de Pernambuco. Instituto Agrônomo de Pernambuco (IPA). Recife, PE. 2008.
- CHAMHUM-SILVA, L. A.; SILVA, J. B. G.; OLIVEIRA, L. S.; BORGES, M. N.; LIMA, T. G.; BITTENCOURT, S.; MATOS, A. T. Valoração e gerenciamento de subprodutos sólidos do tratamento do esgoto. Parte A: Higienização e uso de lodo no solo – Nota Técnica 7 - Recuperação de áreas degradadas. *Cadernos Técnicos Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 2, n. 1, p. 89-101, 2021.
- COUTO, J. L. V. Projeto de irrigação com sulcos de infiltração. Rede agronomia. 1 fotografia. 2017. Disponível em: <<https://agronomos.ning.com/profiles/blogs/projeto-de-irriga-o-com-sulcos-de-infiltra-o>>. Acesso em: 13 mai. 2021.
- IRRIGAÇÃO por gotejamento. 1 fotografia. 2021. Disponível em: <https://http2.mlstatic.com/D_NQ_NP_748929-MLB26983893819_032018-O.jpg>. Acesso em: 13 mai. 2021.

- JIANG, S.; HUANG, L.; NGUYEN, T. A. H.; OK, Y. S.; RUDOLPH, V.; YANG, H.; ZHANG, D. Copper and zinc adsorption by softwood and hardwood biochars under elevated sulphate-induced salinity and acidic pH conditions. *Chemosphere*, v. 142, p. 64-71, 2016.
- KANDIAH, A. *Criteria and classification of saline water. Water, soil and crop management practices relating to the use of saline water*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) Irrigation and Drainage. 1990, 51 p.
- KIHILA, J.; MTEI, K. M.; NJAU, K. N. Wastewater treatment for reuse in urban agriculture; the case of Moshi Municipality, Tanzania. *Physics and Chemistry of the Earth*, v. 72, p. 104-110, 2014.
- LEAL, R. M. P.; HERPIN, U.; FONSECA, A. F.; FIRME, L. P.; MONTES, C. R.; MELFI, A. J. Sodidity and salinity in a Brazilian Oxisol cultivated with sugarcane irrigated with wastewater. *Agricultural Water Management*, v. 96, n. 2, p. 307-316, 2009.
- MARQUES, M. V. A.; MATOS, A. T.; SILVÉRIO, T. H. R.; PEREIRA, A. P. M. Influence of the sanitary sewage application method to closed-end furrows on the macronutrient extraction capacity and productivity of elephant grass. *Scientific Reports*, v. 10, n. 1, p. 1-9, 2020.
- MARQUES, M. V. A.; MATOS, A. T.; SILVA, D. A. P.; SILVÉRIO, T. H. R. Sodidade e salinidade de solo submetido à fertirrigação com esgoto bruto aplicado em sulcos fechados. *Revista Engenharia na Agricultura*, v. 26, n. 5, p. 464-472, 2018.
- MARQUES, M. V. A.; MATOS, A. T.; PEREIRA, A. P. M.; SILVÉRIO, T. H. R.; PENIDO, D. L. A.; MENEZES COSTA, M. T.; SILVA, D. A. P. Potencial, economia de água e adubação com a aplicação de efluente do tratamento preliminar de esgoto doméstico na fertirrigação de capim-elefante. *Holos*, v. 2, p. 52-64, 2017.
- MATOS, A. T.; MATOS, M. P. *Disposição de águas residuárias no solo e sistemas alagados construídos*. 1ª ed. Editora Universidade Federal de Viçosa, 2017, 357 p.
- MEKKI, A.; SAYADI, S. Study of heavy metal accumulation and residual toxicity in soil saturated with phosphate processing wastewater. *Water, Air, and Soil Pollution*, v. 228, n. 6, p. 215-235, 2017.
- MEKKI, A.; FKI, F.; KCHAOU, M.; SAYADI, S. Short-term effects of gray wastewater on a Mediterranean sandy soil. *CLEAN - Soil, Air, Water*, v. 43, n. 5, p. 754-760, 2014.
- MOYO, L. G.; VUSHE, A.; JANUARY, M. A.; MASHAURI, D. A. Evaluation of suitability of Windhoek's wastewater effluent for re-use in vegetable irrigation: a case study of Gammams effluent. *Transactions on Ecology and The Environment*, v. 199, p. 109-120, 2015.
- PERES, M. R. *Uso de água residuária com diferentes sistemas de irrigação no desenvolvimento e na qualidade microbiológica do meloeiro (cucumis melo L.)*. 2004. 50 f. Dissertação (Mestrado). Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, 2004.
- PESCOD, M. B. *Wastewater treatment and use in agriculture - FAO Irrigation and Drainage paper 47*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 1992, 323 p.
- SANTOS, A. S. P.; LIMA, M. A. M. Reúso não potável de água: Aspectos legais, aproveitamento urbano e agrícola, e tecnologias emergentes para produção de água para reúso. Nota Técnica 2 - Aspectos legais relacionados ao reúso de águas como diretriz de institucionalização da prática no Brasil. *Cadernos Técnicos Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 2, n. 3, p. 15-27, 2022.
- SANTOS, M. M. C. *Reutilização de águas residuais urbanas tratadas*. 2008. 100 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente - Ramo Sanitária). Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa, 2008.
- YAN, D.; BAI, Z.; ROWAN, M.; GU, L.; SHUMEI, R.; YANG, P. Biofilm structure and its influence on clogging in drip irrigation emitters distributing reclaimed wastewater. *Journal of Environmental Sciences*, v. 21, n. 6, p. 834-841, 2009.

Nota Técnica 4 - Água para reúso: água cinza tratada em *wetlands* construídos

*Technical Note 4 - Reuse water:
grey water treated in constructed wetlands*

**Paula Loureiro Paulo^{1*}, Jéssica Vieira², Karen Midori Takahashi³,
Fernando Jorge Correa Magalhães Filho⁴, Jhonatan Barbosa da Silva⁵, Marc Árpád Boncz⁶**

RESUMO

A água cinza é uma fonte potencial para a produção de água de reúso para fins não potáveis. O uso de soluções baseadas na natureza (SBN) para o seu tratamento pode contribuir para a mitigação de altas temperaturas e baixa umidade relativa do ar em áreas urbanas. Assim, o objetivo desta nota técnica é apresentar o desempenho de *wetlands* construídos no tratamento de água cinza, uma variante de SBN, abordando os principais parâmetros de reúso de normativas nacionais e internacionais, para avaliar a adequação do efluente tratado aos diferentes fins de reúso. Para tanto, são apresentados exemplos de dimensionamento e um fluxograma de apoio ao processo decisório, abordando da caracterização da água cinza até a escolha da aplicação da água de reúso. Com isso, espera-se fornecer subsídios para fomentar o reúso de água cinza para fins não potáveis no Brasil, auxiliando projetistas, bem como técnicos de órgãos reguladores, na elaboração e avaliação de sistemas de tratamento empregando uma ecotecnologia simples e promissora.

Palavras-chave: padrão de qualidade; caracterização; esgoto sanitário; *wetland* construído; parâmetros de projetos.

ABSTRACT

Greywater is a potential source for producing water that can be reused for non-potable purposes. The use of nature-based solutions (NBS) for greywater treatment can contribute to the mitigation of heat and low relative humidity in urban areas. Thus, the goal of this technical note is to present the performance of constructed wetlands, a NBS, with respect to the main parameters of national and international standards considering water reuse, and to assess the suitability of the treated effluent for different reuse purposes. Design examples and a flowchart are presented to support the decision-making process, addressing aspects from the characterization of greywater until choosing an application for the recovered water. In this way, we expect to provide a starting point for enabling an increased reuse of treated greywater for non-potable purposes in Brazil, assisting designers, as well as technicians from regulatory bodies, in the design and evaluation of treatment systems using a simple and promising ecotechnology.

Keywords: quality standard; characterization; sewage; constructed wetland; project parameters.

¹Engenheira Química pela Universidade Estadual de Maringá (UEM). Mestre em Engenharia de Saúde Pública pela Universidade de Leeds, UK. Doutora em Ciências Ambientais pela Wageningen University & Research Centre, Holanda. Professora associada da Faculdade de Engenharias, Arquitetura e Urbanismo e Geografia da Universidade Federal do Mato Grosso do Sul (UFMS). Membro do INCT ETE Sustentáveis.

²Engenheira Sanitarista e Ambiental pela Universidade Católica Dom Bosco (UCDB). Aluna de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais da UFMS.

³Tecnóloga em Processos Ambientais pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) e Engenheira Ambiental pela UFMS. Mestre em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos pela UFMS. Aluna de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais da UFMS. Membro do INCT ETE Sustentáveis.

⁴Engenheiro Sanitarista pela UCDB. Doutor em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos pela UFMS. Especialista em Gestão de Projetos pela Universidade de São Paulo (USP). Professor da UCDB.

⁵Engenheiro Ambiental pela UFMS. Doutor em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos pela UFMS. Professor adjunto da Faculdade de Arquitetura, Engenharias e Tecnologia da Universidade Federal do Mato Grosso (UFMT).

⁶Químico pela Vrije Universiteit Amsterdam, Holanda. Doutor em Tecnologia Ambiental pela Wageningen University & Research Centre, Holanda. Professor Associado da UFMS. Membro do INCT ETE Sustentáveis.

***Endereço para correspondência:** Universidade Federal de Mato Grosso do Sul - Faculdade de Engenharias, Arquitetura e Urbanismo e Geografia, Avenida Costa e Silva, S/N - Bloco 12. Campo Grande, MS, CEP: 79008-900. E-mail: paula.paulo@ufms.br

1. INTRODUÇÃO

O cenário brasileiro, apesar da sua disponibilidade hídrica, apresenta substancial incremento de demanda, principalmente em algumas regiões. Um exemplo no Brasil é a região metropolitana de São Paulo, que viveu um evento crítico de crise hídrica em 2014 (NOBRE *et al.*, 2016), com escassez de água, apresentando recordes de déficit no sistema Cantareira, o qual abastece a capital e vários municípios do entorno. O fato é que as épocas de estiagem trazem dificuldades operacionais para o abastecimento, inclusive com necessidade de racionar o uso da água. Isso aumenta a atenção para o reúso de água, especialmente a água cinza, à medida que cresce a pressão pela demanda de água potável.

Nesse contexto, a água cinza (AC), definida como toda a água residuária gerada em uma residência exceto as frações provindas das bacias sanitárias e mictórios, representando em torno de 60 a 80% do esgoto doméstico (ERIKSSON *et al.*, 2002), é considerada como fonte potencial de água de reúso, em particular em áreas urbanas, por sua disponibilidade *in loco*. Diferentemente de águas pluviais, cuja disponibilidade não é contínua e, em certas regiões, sazonal, a AC é gerada continuamente, independente dos períodos de estiagem.

Tendo em conta os parâmetros mais tradicionais usados na caracterização de esgoto doméstico, a água cinza tem sido considerada como “menos poluente” e mais “simples de tratar”, por não conter urina e fezes. Essa suposição, de certa forma equivocada, vem estimulando o reúso domiciliar direto não potável da água cinza. Esta prática, que pode ser bastante benéfica para a conservação da água, traz preocupações em relação ao impacto na saúde humana e no meio ambiente. Um exemplo típico é a irrigação de árvores frutíferas e até hortas, ação comum, mesmo não sendo recomendado em manuais e diretrizes nacionais e internacionais (OMS, 2006; IPT, 2016).

Para o reúso individual ou coletivo (edificações uni ou multifamiliares), a água cinza tratada pode ser aplicada para diversos fins, como por exemplo: descarga da bacia sanitária, lavagem de piso e de veículos, irrigação, paisagismo e controle de poeira, entre outros. Porém, é importante destacar que o padrão de qualidade requerido, físico-químico e microbiológico, depende do uso pretendido. No Brasil, ainda não

há uma legislação específica, de abrangência nacional, com a abordagem de padrões de qualidade de água para fins de reúso; apenas alguns estados possuem regulamentos legais nesse sentido. Os aspectos legais referentes ao reúso de água foram abordados na nota técnica 2 (NT 2) da presente coletânea (SANTOS *et al.*, 2022). Cabe destacar que, em 2016, o Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo (IPT) lançou um manual para aproveitamento emergencial de água cinza do banho e da máquina de lavar, fornecendo informações seguras e confiáveis à sociedade para o enfrentamento da crise hídrica (IPT, 2016). Além disso, em 2019, foi publicada a Norma Brasileira (NBR) 16.783/2019 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) sobre o uso de fontes alternativas de água não potável em edificações, sendo a água cinza contemplada entre as possíveis fontes de produção de água não potável (ABNT, 2019).

Investir em um sistema de tratamento que atenda parâmetros de qualidade como os propostos na NBR 16.783/2019, principalmente para edificações unifamiliares, pode ser economicamente inviável (*payback* pouco atrativo), tendo em vista que o custo da água fornecida por concessionárias no Brasil ainda é relativamente baixo, desestimulando o reúso, mesmo quando este se faz necessário. Assim, buscam-se alternativas de tratamento que por si só tragam outros benefícios, vantagens ao meio ambiente e novos custos de oportunidade. Esse é o caso das soluções baseadas na natureza (NBS, do inglês *nature-based solutions*), que são técnicas que reproduzem os processos naturais em paisagens urbanas, inclusive na gestão de efluentes, com baixo consumo de energia e sem a necessidade de adição de produtos químicos (BOANO *et al.*, 2020). Diferentes tipos de NBS vêm sendo implementadas para o tratamento de água cinza, principalmente os *wetlands* construídos (CWs, do inglês *constructed wetlands*) e, mais recentemente, telhados e paredes verdes¹.

Os CWs possuem alto potencial ecológico e baixo custo de ciclo de vida, sendo amplamente pesquisado e aplicado no tratamento de água cinza (ARDEN e MA, 2018). A aplicação dos CWs, como um tipo de NBS em áreas urbanas, sendo uma ecotecnologia simples, eficiente e robusta, pode contribuir para a mitigação de altas temperaturas e baixa umidade

¹Considerando a disponibilidade de publicações encontradas na literatura, este trabalho focou somente na aplicação de CWs no tratamento de água cinza, uma vez que a aplicação das tecnologias de teto e parede verdes ainda não apresentam literatura consolidada no Brasil.

relativa do ar, produzir biomassa e água de reúso. Nesse contexto, esta NT tem como objetivo apresentar o desempenho de CWs no que tange aos principais parâmetros de reúso, a fim de avaliar a adequação da AC tratada aos diferentes fins de reúso, por meio da compilação de resultados da literatura. Com isso, espera-se fornecer subsídios para que engenheiros, arquitetos e urbanistas, bem como técnicos de órgãos reguladores, possam projetar e avaliar essa ecotecnologia no tratamento da AC, fomentando o reúso para fins não potáveis no Brasil.

2. PADRÕES DE QUALIDADE PARA O REÚSO DE ÁGUA CINZA

Padrões de qualidade para o reúso de AC estão disponíveis, conforme regulamentos e diretrizes, em vários países. Estas diretrizes foram desenvolvidas para encorajar e aprimorar a reutilização deste efluente, fornecendo recomendações para um reaproveitamento adequado, abordando a avaliação de riscos à saúde relacionados ao uso de AC não tratada (BOANO *et al.*, 2020).

Na **Tabela 1** é apresentada uma seleção de parâmetros presentes na legislação dos Estados Unidos da América (EUA) e da Austrália, diretrizes de oito países e a NBR 16.783/2019, que não é específica para água cinza, mas contempla a mesma. Para esta norma, os potenciais usos de água cinza são: descarga em bacias sanitárias e mictórios,

lavagem de logradouros, pátios, garagens e áreas externas, lavagem de veículos, irrigação para fins paisagísticos, uso ornamental, sistemas de resfriamento (torres de resfriamento), e arrefecimento de telhados (ABNT, 2019).

Os requisitos de qualidade e limites dependem do tipo de reutilização, da origem da água cinza e da possibilidade de contato humano com a água reutilizada. Os valores da Tabela 1 são apresentados de forma geral, com a intenção de fornecer uma visão global dos valores utilizados como limites em diferentes países, a fim de nortear a discussão da NT.

3. CARACTERIZAÇÃO DE ÁGUA CINZA

A AC pode ser subdividida em diferentes frações, de acordo com sua origem. Na nomenclatura utilizada na literatura brasileira, de forma geral, a AC clara é aquela que retira a fração proveniente da cozinha. Por outro lado, em vários países, a tendência é denominar a AC clara (ou fraca), aquela sem as frações provenientes da cozinha e da lavanderia (máquina de lavar roupa e/ou tanque).

Para evitar erros de interpretação de dados, sugere-se verificar a origem da AC estudada, e não as nomenclaturas utilizadas. Independente da nomenclatura, existe a tendência de excluir a fração proveniente da cozinha da AC, destinando-a juntamente com o efluente da bacia sanitária, tendo em vista sua alta concentração de gorduras e sólidos.

Tabela 1 - Visão geral dos parâmetros de qualidade e limites em legislações e diretrizes para o reúso de água cinza em diferentes países.

Parâmetros	Unidade	Legislação ^(a)		Diretrizes		
		EUA	Austrália	Brasil NBR 16.783/2019	Alemanha, Canadá, China, Eslovênia, Índia, Itália, Japão, Jordânia ^(b)	
					Mínimo	Máximo
pH	-	6 a 9	9	6 a 9	6	9
DQO	mg·L ⁻¹	. ^(c)	-	-	< 15	500
DBO	mg·L ⁻¹	< 10	< 20	≤ 20	10	300
Turbidez	UNT	< 5	-	≤ 5	6	30
SST	mg·L ⁻¹	-	10	-	quase livre	200
N-total	mg·L ⁻¹	-	-	-	10	70
P-total	mg·L ⁻¹	-	-	-	1	5
Surfactante aniônico	mg·L ⁻¹	-	-	-	0,5	100
Condutividade elétrica	μS·cm ⁻¹	-	-	≤ 2.000 ^(d)	3.000	10.000
<i>E. coli</i>	NMP/100mL ⁻¹	0	< 4	≤ 200	100 ^(e)	

Legenda: DQO - Demanda química de oxigênio; DBO - Demanda bioquímica de oxigênio; SST - Sólidos em suspensão total; N-total - Nitrogênio total; P-total - Fósforo total; *E. coli* - *Escherichia coli*.

Notas: ^(a)Reúso residencial. Para as diretrizes internacionais não foram especificados os fins de reúso. ^(b)Valores mínimos e máximos entre os países citados. ^(c)Parâmetros não contemplados. ^(d)Unidade: mg·L⁻¹, correlação com sólidos dissolvidos totais (SDT). ^(e)Somente Itália e Jordânia apresentam limite para *E.coli* sendo o mesmo valor para os dois países. Fonte: Adaptado de ABNT (2019) e Boano *et al.* (2020).

A AC tem grande variação em sua composição e volume, dependendo fortemente da dinâmica e comportamento dos residentes e de fatores associados a variáveis culturais, físicas, econômicas, como: padrões de higiene, número de pessoas, gênero, ocupação familiar, idade, faixa etária, estilo de vida, hábitos alimentares e de consumo, disponibilidade de água, tarifa praticada pela concessionária, nível socioeconômico, instalações sanitárias, entre outros (JEFFERSON *et al.*, 2004; OMS, 2006; ERIKSSON *et al.*, 2009; LEAL *et al.*, 2010; HOFFMANN *et al.*, 2011).

Para o tratamento de AC, a caracterização físico-química e microbiológica e a compreensão da dinâmica dos residentes são de suma importância para o dimensionamento e projeto de sistemas de CWs, uma vez que sistemas unidomiliares são mais impactados pelos picos de carga hidráulica e orgânica quando comparados aos sistemas centralizados.

3.1. Caracterização qualitativa

Nas **Tabelas 2 e 3** foram compilados parâmetros físico-químicos e microbiológicos de AC bruta, considerando diferentes origens e dados de vários países. Já na **Tabela 4** são apresentados dados de caracterizações realizadas somente no Brasil.

Analisando os dados da Tabela 2, nota-se que a água cinza completa, proveniente de banheiro, lavanderia e cozinha, apresenta concentrações médias, em termos de demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), turbidez e sólidos suspensos totais (SST), superiores a AC proveniente apenas de banheiro e lavanderia. Além disso, a variação relativizada nas concentrações (coeficiente de variação) é maior para quase todos os parâmetros, exceto para a DBO, quando há o componente da pia da cozinha.

Tabela 2 – Parâmetros físico-químicos e microbiológicos de água cinza proveniente de: banheiro, lavanderia e cozinha (completa - todas as frações) e somente as frações de banheiro e lavanderia combinadas (sem cozinha), em vários países.

Parâmetro	Unid.	Banheiro ^(a) , lavanderia e cozinha				Banheiro ^(a) e lavanderia			
		n	Média ± DP	Máx.	Mín.	n	Média ± DP	Máx.	Mín.
DQO	mg·L ⁻¹	4	1.302 ± 1044	2.861	646	3	497 ± 373	873	128
DBO	mg·L ⁻¹	6	466 ± 378	1125	79	3	258 ± 286	582	40
Turbidez	UNT	2	159 ± 134	254	64	2	26 ± 6	30	22
SST	mg·L ⁻¹	6	244 ± 371	996	40	3	54 ± 43	103	24
Surfactantes	mg·L ⁻¹	1	169	-	-	1	173	-	-
Ct	log ₁₀	3	7,72 ± 0,95	8,73	6,84	-	-	-	-
<i>E. coli</i>	log ₁₀	3	6,19 ± 0,85	6,73	5,20	-	-	-	-

Legenda: DQO - Demanda química de oxigênio; DBO - Demanda bioquímica de oxigênio; SST - Sólidos em suspensão total; Ct - coliforme termotolerantes; *E. coli* - *Escherichia coli*.

Nota: ^(a) Contribuições do chuveiro e lavatórios.

Fonte: compilado e adaptado de Arden e Ma (2018), Noutsopoulos *et al.* (2018), Boano *et al.* (2020), Shaikh e Ahammed (2020).

Tabela 3 – Parâmetros físico-químicos e microbiológicos de água cinza proveniente do banheiro e de estudos sem especificação da origem, em vários países.

Parâmetro	Unid.	Banheiro ^(a)				Origem não especificada			
		n	Média ± DP	Máx.	Mín.	n	Média ± DP	Máx.	Mín.
DQO	mg·L ⁻¹	4	379 ± 179	502	120	4	311 ± 192	598	190
DBO	mg·L ⁻¹	3	162 ± 111	272	51	4	156 ± 58	229	91
Turbidez	UNT	2	48 ± 28	67	28	3	91 ± 43	140	61
SST	mg·L ⁻¹	3	71 ± 26	93	43	4	84 ± 38	139	38
Surfactantes	mg·L ⁻¹	1	70	-	-	-	-	-	-
Ct	log ₁₀	1	7,3	-	-	-	-	-	-
<i>E. coli</i>	log ₁₀	1	3,7	-	-	-	-	-	-

Legenda: DQO - Demanda química de oxigênio; DBO - Demanda bioquímica de oxigênio; SST - Sólidos em suspensão total; Ct - coliforme termotolerantes; *E. coli* - *Escherichia coli*.

Nota: ^(a) Contribuições do chuveiro e lavatórios.

Fonte: compilado e adaptado de Arden e Ma (2018), Noutsopoulos *et al.* (2018), Boano *et al.* (2020), Shaikh e Ahammed (2020).

Ao comparar a fração de AC provinda somente do banheiro com a que mistura as frações advindas do banheiro e lavanderia, observa-se menores valores de DQO, DBO e de surfactantes na primeira. Entretanto, em termos de turbidez e SST, observa-se o oposto. Em relação aos dados do Brasil (Tabela 4), a fração da AC proveniente do banheiro e lavanderia apresentaram concentrações de DQO e DBO inferiores em relação a fração referente apenas ao banheiro, ao contrário do que foi observado com os dados internacionais apresentados nas Tabela 2 e 3. Para os demais parâmetros (turbidez, surfactantes e SST), não há um padrão, em alguns casos as concentrações

podem ser maiores ou menores com ou sem a contribuição da água cinza da lavanderia.

3.2. Caracterização quantitativa

A produção de AC em edificações apresenta grande flutuação, sendo de difícil previsão devido às características de intensidade, duração, frequência e horário do uso dos aparelhos hidrossanitários, o que dificulta a execução de projetos e operação de sistemas de pequeno porte.

Na Tabela 5 são apresentados dados de geração para aparelhos hidrossanitários, água cinza e efluente total para diferentes países.

Tabela 4 - Parâmetros físico-químicos e microbiológicos da água cinza oriunda do banheiro e lavanderia e somente banheiro, no Brasil.

Parâmetro	Unidade	Banheiro ^(a) e lavanderia				Banheiro ^(a)			
		n	Média ± DP	Máx.	Min.	n	Média ± DP	Máx.	Min.
DQO	mg·L ⁻¹	280	359 ± 152	704	182	115	442 ± 149	723	291
DBO	mg·L ⁻¹	130	197 ± 109	387	113	39	218 ± 109	384	97
Turbidez	UNT	174	107 ± 53	178	36	138	188 ± 142	373	37
SST	mg·L ⁻¹	147	126 ± 115	323	40	16	185	-	-
Surfactantes	mg·L ⁻¹	82	34,6 ± 15,78	61,6	21,9	3	2,35 ± 0,99	3,42	1,46
Condutividade	µS·cm ⁻¹	95	449 ± 393	900	177	10	151 ± 62	222	106
Ct	NMP/100mL ⁻¹	138	(2,27 ± 4,49) · 10 ⁶	9,0 · 10 ⁶	4,3 · 10 ³	38	(1,65 ± 3,61) · 10 ⁷	8,1 · 10 ⁷	1,6 · 10 ⁵
<i>E. coli</i>	NMP/100mL ⁻¹	71	(5,24 ± 6,85) · 10 ⁴	1,3 · 10 ⁵	1,7 · 10 ²	11	8,2 · 10 ⁵	-	-

Legenda: DQO - Demanda química de oxigênio; DBO - Demanda bioquímica de oxigênio; SST - Sólidos em suspensão total; Ct - coliforme termotolerantes; *E. coli* - *Escherichia coli*.

Nota: ^(a)Contribuições do chuveiro e lavatórios.

Fonte: 12 estudos extraídos de Peters (2006), May (2009), Vaz (2009), Souza Filho *et al.* (2012).

Tabela 5 - Características quantitativas de geração para aparelhos hidrossanitários, água cinza e efluente total (valores em L·hab⁻¹·dia⁻¹ e em %).

Fontes	Brasil ^(a)	Grécia ^(b)	Grécia ^(c)	Israel ^(d)	Holanda ^(e)	Índia ^(f)	Austrália ^(g)	EUA ^(h)	Dinamarca ⁽ⁱ⁾	Suécia ^(j)	China ^(k)	PAR ^(l)	PBR ^(m)
Lavatório	31	11,3 ± 1,1	8,6 ± 7,2	18	4	17	66	88,2	42,8	-	-	10,0 ± 15,0*	21,0 ± 17,0*
Banho/ Chuveiro	33,1	37,5 ± 4,3	33,9 ± 33,2	39,2	47	30	-	-	-	-	-	40,0 ± 19,0*	27,0 ± 14,0*
Cozinha	-	29,7 ± 5,0	12,2 ± 14,6	26,6	7	37	47	26,5	25	-	-	22,0 ± 10,0*	28,0 ± 17,0*
Lavanderia	16,7	19,2 ± 5,0	21,3 ± 19,9	16,6	27	33	47	81,8	16,7	-	-	25,0 ± 10,0*	19,0 ± 7,0*
Lava-louças	-	0,6 ± 0,4	6,6 ± 7,2	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Água cinza completa	52,9	98,4 ± 11	82,6 ± 49,3	100,4	86	117	160	196,4	85	66	90	131,0 ± 44,0	71,0 ± 30,0
Outros	-	-	-	-	-	23	-	81	7,1	-	-	-	-
Descarga do banheiro	-	37,2 ± 2,5	59,4 ± 29,6	37,7	39	25	41	101,1	27,4	-	34,0	-	-
Efluente total	-	135,6 ± 11,5	142 ± 58,1	138,1	134	160	201	378,5	119	93	124	-	-

Notas: ^(a)PAR - Países de alta renda; PBR - Países de baixa renda. *Valores em %.

Fonte: ^(a)Silva *et al.* (2017); ^(b)Noutsopoulos *et al.* (2018); ^(c)Antonopoulou *et al.* (2013); ^(d)Penn *et al.* (2012); ^(e)Krozer *et al.* (2010); ^(f)Mandal *et al.* (2011); ^(g)Loh e Coghlan (2003); ^(h)Roesner *et al.* (2006); ⁽ⁱ⁾Revitt *et al.* (2011); ^(j)Palmquist e Hanaeus (2005); ^(k)Zhang *et al.* (2009); ^(l)Shaikh e Ahammed (2020).

Como esperado, a renda anual *per capita* tem influência no consumo e na geração de água cinza, sendo maior nos países de alta renda (PAR) do que nos países de baixa renda (PBR). No estudo realizado por Shaikh e Ahammed (2020) revelou-se um consumo *per capita* médio de água em PBR e PAR de $126 \pm 59 \text{ L} \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ e $173 \pm 76 \text{ L} \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, respectivamente. Além disso, foi verificada grande variação no coeficiente de retorno, com valor mediano tanto para PBR quanto para PAR de 67%, indicando que este coeficiente não apresenta relação com o consumo *per capita* médio de água, e que as prováveis causas das diferenças de consumo de água e geração de AC são relacionadas com fatores como padrão de vida, instalações sanitárias e práticas de reúso adotadas. A grande variação no perfil de geração de AC das diferentes fontes, tanto para PBR e PAR, são relevantes e influenciam na seleção e funcionamento dos sistemas de tratamento de pequeno porte, considerando residências individuais ou pequenas comunidades (SHAIKH e AHAMMED, 2020).

Estudo desenvolvido por Silva *et al.* (2017) demonstrou a variação entre dias da semana, assim como ao longo do mesmo dia (inter e intradia) no volume de AC gerado. Essas variações foram atribuídas ao uso de alguns equipamentos domésticos, como a máquina de lavar roupa e ausência de utilização de nenhum deles, em alguns períodos específicos do dia.

Em sistemas domiciliares, descentralizados e no lote, espera-se que o fluxo siga um padrão diurno. Porém, entre os fins de semana e feriados pode ocorrer variação considerável no padrão de geração de AC. Dessa forma, pode-se afirmar que a caracterização quantitativa é determinante, principalmente devido aos extremos e às intermitências de fluxos que podem ocorrer ao longo do ano. É interessante notar que a ausência de fluxos pode ocasionar implicações na oferta quantitativa e o seu excesso acarretar problemas na qualidade do efluente tratado.

4. TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA EM WETLANDS CONSTRUÍDOS

Os CWs são reproduções dos *wetlands* (áreas alagadas) naturais, utilizados para o tratamento de água e esgoto, que

aperfeiçoam essas ecotecnologias ao explorarem a compreensão dos ciclos biogeoquímicos que ocorrem normalmente nesses sistemas (KADLEC e WALLACE, 2009). Outro benefício é a criação de um novo *habitat* para a fauna e a flora local. Os CWs são conhecidos por apresentarem elevada capacidade-tampão e qualidade do efluente normalmente estável.

No processo de dimensionamento e elaboração do projeto, alguns fatores devem ser levados em consideração, tais como: (i) escolha do meio filtrante (substrato); (ii) pré-tratamento; e (iii) periodicidade de manutenção. Durante a rotina de manutenção, o foco deve ser a limpeza das unidades de pré-tratamento, já que a falta de manutenção destas unidades acarreta a má distribuição do afluente, a formação de caminhos preferenciais e entupimentos (HOFFMANN *et al.*, 2011).

4.1. Configurações, meio filtrante (substrato), plantas e aspectos construtivos

As variantes dos sistemas de CWs no tratamento de água cinza são basicamente em função de alguns componentes, tais como: (i) direção; (ii) característica do fluxo da água; (iii) regime de aplicação; (iv) tipo de macrófita utilizada; e (v) meio filtrante ou suporte. Neste sentido, as configurações mais comuns são (**Figura 1**):

1. Fluxo horizontal (comum em escala unifamiliar) ou fluxo vertical (costuma ser utilizado em escalas maiores) (**Figura 1a**).
2. Fluxo horizontal superficial ou subsuperficial (adequado para evitar o contato com a água cinza) (**Figura 1b**).
3. Fluxo contínuo (comum para horizontais) ou bateladas (comum para verticais) (**Figura 1c**).

A escolha do meio filtrante é um fator importante, pois é este que dará suporte para as raízes das plantas e desenvolvimento de biofilme, garantindo as interações no ecossistema que se forma no leito do CWs. Pode-se usar areia grossa, pedrisco, brita, zeólitas, materiais plásticos, entre outros, sendo que a escolha depende da configuração escolhida e dos parâmetros de interesse na remoção. Em relação às plantas, as mais utilizadas são a *Typha latifolia* (Taboa), *Canna indica* (Cana-do-brejo), *Phragmites*

australis (Caniço), *Cyperus papyrus* (Papiro) e plantas ornamentais, entre outras.

Deve ser adotado o uso de materiais de qualidade e métodos de impermeabilização do fundo e das paredes (alvenaria ou concreto) ou taludes internos (solo), a fim de garantir resistência mecânica e suportar os efeitos da radiação solar (nos locais expostos). Maiores informações sobre os materiais a serem utilizados, as dimensões e detalhes técnicos para projetos, recomenda-se consultar von Sperling e Sezerino (2018).

4.2. Relação entre as diferentes configurações, a escolha do CW e desempenho

Nesta NT são abordados os CW de fluxo horizontal subsuperficial (CW-FHSS) e fluxo vertical (CW-FV), por serem os mais utilizados em pequena escala e por apresentarem maior número de estudos publicados.

Os CW-FHSS costumam ser utilizados em escala unifamiliar para o tratamento na fonte da AC, pois podem dispensar

o bombeamento para as bateladas, que são comuns no fluxo vertical. Essa opção (CW-FHSS) também é mais adequada para locais onde possa existir o contato entre pessoas, animais e o CW (*shoppings*, centros comerciais, estádios, aeroportos etc.), principalmente se o CW é integrado com o paisagismo da edificação.

A vantagem do CW-FV é o menor requisito de área quando comparado ao CW-FHSS. Mas, neste caso, deve-se projetar a distribuição do efluente abaixo do leito (subsuperficial). Para evitar o custo de bombeamento ao adotar o CW-FV, o uso de sifão é uma opção. Porém, o entupimento desse sifão pode ocorrer em escalas menores (habitações) e resultar em uma maior demanda de manutenção. Tal prática não é recomendada caso seja desejável diminuir o risco do usuário, já que, em muitos casos, este é o próprio operador do sistema. Porém, Hoffman *et al.* (2011) sugerem que se a produção de AC tiver intervalos adequados e regulares, é possível projetar a CW-FV sem o uso de bomba ou sifão.

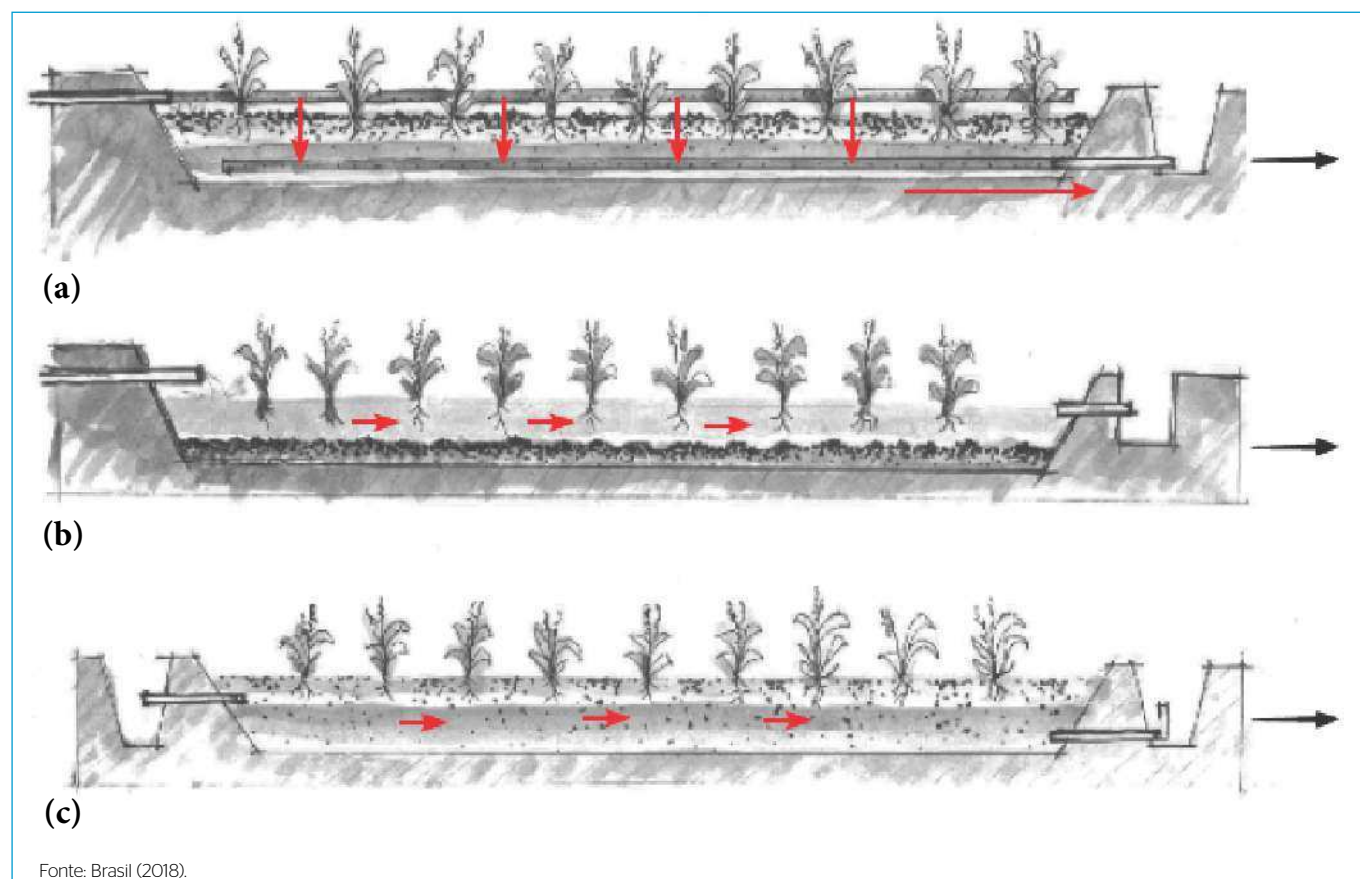


Figura 1 - Wetland construído: (a) fluxo vertical; (b) horizontal superficial; (c) horizontal subsuperficial.

Contudo, o uso de sistemas combinados, também denominados híbridos ou multiestágio, como por exemplo a associação de CW-FHSS e CW-FV, se configura como uma possível opção. Embora ocupem uma área maior, os sistemas híbridos são necessários caso seja preciso a redução de carga de patógenos, já que estes sistemas isolados não são próprios para esta finalidade. Informações adicionais sobre o sistema híbrido podem ser encontradas em Magalhães Filho e Paulo (2021) e Magalhães Filho *et al.* (2021).

De forma geral, a reutilização segura do efluente tratado requer uma desinfecção adicional, mesmo que o efluente de CW-FV seja sem odor, transparente e incolor. O possível aparecimento de maus odores pode ocorrer caso haja o aumento do nível de água no CW-FV. A AC quando tratada por sistemas com elevada eficiência não apresenta recusa dos usuários em relação ao reúso não potável (PLATZER *et al.*, 2016).

As **Tabelas 6 e 7** foram elaboradas com base nos trabalhos recentes de revisão de Arden e Ma (2018) e Boano

et al. (2020), sendo apresentada a compilação de dados de desempenho de CWs em escala plena e piloto tratando AC. Os trabalhos utilizados como referência aplicaram substratos e plantas variadas, assim, a análise é feita em termo de desempenho global, independente destes. A análise dos dados é feita de acordo com os valores de entrada no CW, independente do sistema apresentar pré-tratamento ou não, avaliando a eficiência do CW em si.

Nos estudos realizados com CW-FV tratando água cinza contemplados na Tabela 6, os sistemas operavam com cargas hidráulicas (taxa de aplicação superficial) por volta de $153 \text{ L}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ($\text{mm}\cdot\text{d}^{-1}$) e cargas orgânicas de aproximadamente $20 \text{ gDBO}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, obtendo eficiências de remoção para os parâmetros DQO, DBO, turbidez e SST da ordem de 90%. De acordo com Platzer *et al.* (2016), caso o sistema opere com carga orgânica temporariamente alta ($> 32 \text{ g DBO}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$), deve ser feito repouso a fim de prevenir a colmatação.

Tabela 6 - Desempenho de *wetlands* construídos de fluxo vertical (CW-FV) tratando água cinza.

Parâmetros	Unidade	CW-FV					
		N	Entrada (média $\pm$ DP)	Saída (média $\pm$ DP)	Remoção (%)	Carga orgânica média aplicada ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$)	Carga orgânica média removida ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$)
DQO	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	6	361 ± 190	30 ± 25	92	41	37,4
DBO	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	8	148 ± 58	$3,7 \pm 3$	98	17,9	17,5
Turbidez	UNT	8	65 ± 35	5 ± 4	92	-	-
SST	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	8	70 ± 36	8 ± 6	89	8,63	7,77
Ct	$\log_{10}$	3	$6,63 \pm 0,91$	$3,93 \pm 0,46$	-	-	-
<i>E. coli</i>	$\log_{10}$	3	$4,23 \pm 0,5$	$1,03 \pm 1,01$	-	-	-
Taxa de aplicação superficial	$\text{L}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$	8	153 ± 73	-	-	-	-

Legenda: DQO - Demanda química de oxigênio; DBO - Demanda bioquímica de oxigênio; SST - Sólidos em suspensão total; Ct - coliforme termotolerantes; *E. coli* - *Escherichia coli*; n - Número de dados; DP - Desvio padrão.

Fonte: compilado e adaptado de Arden e Ma (2018); Boano *et al.* (2020).

Tabela 7 - Desempenho de *wetlands* construídos de fluxo horizontal subsuperficial (CW-FHSS) tratando água cinza.

Parâmetros	Unidade	CW-FHSS					
		N	Entrada (média $\pm$ DP)	Saída (média $\pm$ DP)	Remoção (%)	Carga orgânica média aplicada ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$)	Carga orgânica média removida ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$)
DQO	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	3	247 ± 219	64 ± 57	74,1	23,71	18,20
DBO	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	4	126 ± 68	29 ± 22	77	8,68	6,18
Turbidez	UNT	3	72 ± 15	20 ± 16	72,2	-	-
SST	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	4	50 ± 36	16 ± 15	68	3,96	2,59
Ct	$\log_{10}$	2	$7,20 \pm 0,14$	$4,70 \pm 0,57$	-	-	-
<i>E. coli</i>	$\log_{10}$	2	$3,85 \pm 0,21$	$1,85 \pm 1,06$	-	-	-
Taxa de aplicação superficial	$\text{L}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$	5	75 ± 18	-	-	-	-

Fonte: compilado e adaptado de Boano *et al.* (2020); Arden e Ma (2018).

A Tabela 7 contempla estudos em CW-FHSS, em que os valores de entrada nos sistemas são semelhantes aos dos estudos apresentados na Tabela 6, exceto pelos valores de DQO. Nota-se que a eficiência de remoção dos parâmetros é inferior, não ultrapassando 80% para os parâmetros DQO, DBO, turbidez e SST, para cargas orgânicas aplicadas em torno de $9 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ para DBO e $24 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ para DQO.

Os dados apresentados nesta seção serão usados para dar apoio ao conteúdo da seção 4.3 desta NT.

4.3. Parâmetros de projeto

Em termos de parâmetros de projeto, para a taxa de aplicação hidráulica superficial (carga hidráulica), os estudos em escala piloto e real aplicam, em média, $75 \pm 18 \text{ mm} \cdot \text{d}^{-1}$ (MASI *et al.*, 2007; SCHEUMANN *et al.*, 2009; MASI *et al.*, 2010; LAFFAT *et al.*, 2015; ARDEN e MA 2018; BOANO *et al.*, 2020) para CW-FHSS. Estes valores podem chegar a $500 \text{ mm} \cdot \text{d}^{-1}$ (MACHIRI *et al.*, 2009), para a combinação das frações do chuveiro, pia da cozinha e lavanderia, usando o cascalho como meio filtrante (normalmente um material mais grosso que areia e pedrisco), e a $880 \text{ mm} \cdot \text{d}^{-1}$ (MASI *et al.*, 2010), somente com efluente da pia da cozinha. Para os CW-FV, esse valor chega em $153 \pm 73 \text{ mm} \cdot \text{d}^{-1}$ (HOFFMAN *et al.*, 2009; ALFIYA *et al.*, 2013; YU *et al.*, 2015; PATIL *et al.*, 2016; PLATZER *et al.*, 2016; ARDEN e MA, 2018; BOANO *et al.*, 2020) com valores máximos de $325 \text{ mm} \cdot \text{d}^{-1}$. Hoffman *et al.* (2011) recomendam, baseados em estudos de OMS (1998), Ridderstolpe (2004) e Morel e Diener (2006), valores entre 60 e $80 \text{ mm} \cdot \text{d}^{-1}$ para CW-FHSS e até $200 \text{ mm} \cdot \text{d}^{-1}$ para CW-FV. Esses valores são recomendações seguras para regiões como a América Latina, baseadas em literatura e projetos em escala plena.

A título de comparação, para esgoto sanitário, os valores para a taxa de aplicação hidráulica superficial ficam em torno de $40 \text{ mm} \cdot \text{d}^{-1}$ para CW-FHSS e 100 a $120 \text{ mm} \cdot \text{d}^{-1}$ para CW-FV, conforme Hoffman *et al.* (2011) e von Sperling e Sezerino (2018).

A vazão de projeto é calculada em função da quantidade de pessoas que serão atendidas pelo sistema, sendo comum valores entre 60 e $120 \text{ L} \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$. Sendo assim, usando taxas de aplicação hidráulica superficiais de $80 \text{ mm} \cdot \text{d}^{-1}$ e $150 \text{ mm} \cdot \text{d}^{-1}$ para CW-FHSS e CW-FV, respectivamente (MASI *et al.*, 2007; HOFFMAN *et al.*, 2009; SCHEUMANN *et al.*, 2009; MASI *et al.*, 2010; ALFIYA *et al.*, 2013; LAFFAT *et al.*, 2015; YU *et al.*, 2015; PATIL *et al.*, 2016; PLATZER *et al.*, 2016; ARDEN e MA 2018; BOANO *et al.*, 2020), a área requerida por pessoa é em torno de $0,8$ a $1,5 \text{ m}^2$ e $0,4$ a $0,8 \text{ m}^2$ para CW-FHSS e CW-FV, respectivamente. No caso de CW-FV não se recomenda trabalhar com área superficial inferior a $0,5 \text{ m}^2 \cdot \text{hab}^{-1}$. Além disso, este sistema opera em batelada, sendo recomendado de 4 a 12 bateladas por dia ou 2 a 6 horas entre cada batelada (HOFFMAN *et al.*, 2009). Esse valor de área superficial *per capita* é representativo, sendo necessário o dimensionamento com ajustes em termos de carga orgânica aplicada (DBO ou DQO), entre outras questões relativas ao projeto do sistema.

Em sistemas CW-FHSS, é recomendável adotar como taxa de aplicação orgânica máxima na seção transversal (altura x largura) o valor de $250 \text{ gDBO} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, para evitar a colmatação na seção onde ocorre a distribuição do efluente. Neste sentido, a escolha do meio filtrante é fundamental. Cabe destacar que as taxas hidráulicas superficiais máximas sugeridas, foram determinadas geralmente em estudos com areia grossa. Logo, recomenda-se a areia como meio filtrante; a qual deve ter o d_{10}^2 entre 0,1 mm e 0,4 mm, sendo o ideal o mais próximo de 0,4 mm. Caso o d_{10} seja maior do que 0,4 mm, irá afetar a eficiência da filtração.

Essas recomendações de parâmetros e critérios para projetos de CWs aplicados ao tratamento de AC, tanto de fluxo horizontal subsuperficial como vertical, possibilitam remoções globais para os parâmetros DBO, DQO e SST, considerando o tratamento primário como um tanque de sedimentação ou caixa de gordura, que deve anteceder os CWs, na faixa de 85 a 95%. Para nitrogênio amoniacal, o sistema vertical também pode apresentar faixa de remoção semelhante, por ser uma tecnologia aeróbia. Já o sistema

² O d_{10} é o diâmetro tal que 10% do solo, em peso, têm diâmetros menores que ele.

horizontal alcança em torno de 40 a 50% de remoção de nitrogênio amoniacal. Para remoção de fósforo e patógenos, a tecnologia possui limitações e demanda um meio filtrante adequado, ou maiores áreas e menores taxas de aplicação superficial.

Para melhor compreensão da aplicabilidade de CW para o tratamento de água cinza, são apresentados dois exemplos, em que são calculadas a área requerida e a concentração efluente de DBO. Para outros exemplos, recomenda-se consultar von Sperling e Sezerino (2018).

Exemplo 1: Estimar a área requerida para um *wetland* construído de fluxo horizontal subsuperficial (CW-FHSS) e a concentração de DBO no efluente. O sistema deve ser dimensionado para tratar a água cinza proveniente do banheiro (chuveiro e lavatório) e máquina de lavar roupas.

Dados de entrada:

- Número de pessoas na residência (P): 4 pessoas
- Geração *per capita* de água cinza (QPC_{AC}): $120 \text{ L} \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$
- Concentração de DBO na água cinza: $258 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$
- Taxa de aplicação superficial (TAS): $80 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ ($\text{mm} \cdot \text{d}^{-1}$)
- Eficiência de remoção de DBO no pré-tratamento com tanque séptico (E_{TS}): 50%
- Eficiência de remoção de DBO no CW-FHSS ($E_{CW-FHSS}$): 75%

Solução:

a) Cálculo da vazão de água cinza a ser tratada (Q_{AC}):

$$Q_{AC} = P \times QPC_{AC}$$

$$Q_{med} = 4 \text{ pessoas} \times 120 \text{ L} \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{d}^{-1} = 480 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$$

b) Determinação da área requerida (A):

Considerando que a taxa de aplicação hidráulica superficial (TAHS) é dada pela relação entre (i) vazão aplicada; e (ii) área requerida, e reorganizando essa equação para calcular o valor da área requerida:

$$TAHS = \frac{Q_{AC}}{A} \therefore A = \frac{Q_{AC}}{TAHS}$$

$$A = \frac{480 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}}{80 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}} = 6 \text{ m}^2 \text{ (} 1,5 \text{ m}^2 \cdot \text{pessoa}^{-1} \text{)}$$

c) Determinação da concentração de DBO no efluente ($C_{DBO,ef}$):

Considerando a eficiência de 50% de remoção no pré-tratamento com tanque séptico, a concentração afluenta ($C_{DBO,af}$) ao CW-FHSS é de $129 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$

$$C_{DBO,ef} = C_{DBO,af} \times \left(1 - \frac{E_{CW-FHSS}}{100}\right) = 129 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \times \left(1 - \frac{75}{100}\right) = 32,3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

Exemplo 2: Considere os dados do exercício anterior, calcule a área requerida e a concentração de saída (DBO efluente) para um *wetland* construído de fluxo vertical.

Dados de entrada:

- Taxa de aplicação superficial (TAS): $150 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ ($\text{mm} \cdot \text{d}^{-1}$)
- Eficiência de remoção de DBO no pré-tratamento com tanque séptico (E_{TS}): 50%
- Eficiência de remoção de DBO no CW-FV (E_{CW-FV}): 85%

Solução:

a) Cálculo da área requerida (A):

$$A = \frac{Q_{AC}}{TAHS} = \frac{480 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}}{150 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}} = 3,2 \text{ m}^2 \text{ (} 0,8 \text{ m}^2 \cdot \text{pessoa}^{-1} \text{)}$$

b) Determinação da concentração de DBO no efluente ($C_{DBO,ef}$):

$$C_{DBO,ef} = C_{DBO,af} \times \left(1 - \frac{E_{CW-FHSS}}{100}\right) = 129 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \times \left(1 - \frac{85}{100}\right) = 19,4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$$

A partir dos exemplos apresentados, nota-se que o CW-FV resultou em uma concentração de DBO no efluente abaixo de $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, conforme recomendações brasileiras e de outros países. Para o CW-FHSS, no entanto, uma alternativa para aumentar a sua eficiência é usar uma taxa de

aplicação hidráulica superficial menor, o que irá aumentar a área necessária, mas permitirá uma remoção maior de DBO, caso seja essa a finalidade. Uma outra opção é usar o sistema híbrido (multiestágio), sendo o horizontal seguido de vertical.

Salienta-se ainda que é necessário desenvolver o projeto do sistema como um todo, o que inclui o pré-tratamento, o perfil hidráulico, cargas orgânicas aplicadas, regime de alimentação, orçamento, materiais, aspectos relativos à execução etc.

O uso da caixa de gordura como pré-tratamento aos sistemas CW-FV deve ser planejado atentando-se a algumas recomendações, uma vez que essas estruturas comerciais não permitem a decantação de sólidos da AC (areia, restos de alimentos) e a retenção de gordura pode falhar, devido aos seguintes fatores: (i) sobrecarga hidráulica na hora da lavagem; (ii) uso de água quente, responsável por dissolver a gordura; e (iii) gordura e sólidos sedimentados não são removidos com frequência adequada. Assim, para o seu uso, deve-se prever a retenção hidráulica com o tempo mínimo de 30 min para os horários de pico, bem como a possibilidade de retirada de lodo sedimentado e flotado (PLATZER *et al.*, 2016).

5. ALGUMAS EXPERIÊNCIAS EMPREGANDO WETLANDS CONSTRUÍDOS NO TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA

Algumas experiências de projetos que foram utilizados como referências para esta NT, com relação às informações sobre configurações, meio filtrante, plantas, desempenho, parâmetros de projetos, aspectos operacionais e de manutenção, entre outros, são apresentados na **Tabela 8**.

6. REÚSO DE ÁGUA CINZA TRATADA EM WETLANDS CONSTRUÍDOS

Dois caminhos podem ser sugeridos para iniciar o processo decisório quanto à produção da água de reúso a partir da AC. O primeiro é baseado na área disponível e características do terreno onde será implantado o sistema de tratamento, e o segundo é baseado em um levantamento da demanda de água não potável na edificação e possível oferta a partir da AC tratada.

Na **Figura 2** são apresentados os passos necessários, desde a caracterização da AC até a produção da água de reúso. Nesta figura foram incluídas duas tabelas que apresentam resumidamente os dados apresentados nas Tabelas 1 a 7. O uso combinado das tabelas e o cálculo do dimensionamento

apresentado nos Exemplos 1 e 2 trarão informações a respeito da qualidade obtida da AC tratada. Caso seja possível realizar a caracterização da água cinza a ser tratada, os dados da tabela devem ser usados para comparação.

Caso não haja disponibilidade de área considerada adequada para a taxa de aplicação hidráulica superficial, o mais indicado é o reúso direto, ou seja, projetar o CW de forma que se integre ao jardim (paisagismo) e que a água de reúso seja utilizada somente para irrigação com disposição subsuperficial (vala de (in)filtração, plantada ou não, por exemplo).

Tendo-se área suficiente e adequada para instalação do sistema completo atendendo às sugestões de dimensionamento, as possibilidades de reúso são mais amplas, não se limitando apenas aos exemplos da **Figura 2**.

Vale ressaltar que os sistemas de CW não são eficientes na remoção de bactérias, apresentando potencial de remoção de 2 a 5 logs de *E. coli* (ARDEN e MA, 2018). Analisando os estudos separadamente, as configurações tradicionais (fluxo vertical e fluxo horizontal) removem em torno de 1 a 3 logs de *E. coli*, dependendo do projeto e das condições de operação, manutenção, substrato, plantas, entre outros. Assim, para todas as aplicações da água de reúso, exceto a irrigação subsuperficial, recomenda-se a desinfecção, que pode ser realizada no próprio tanque de armazenamento, com pastilhas de cloro para piscina, por exemplo.

Para a aplicação na irrigação paisagística, importante ressaltar o risco de salinização do solo. Os valores de condutividade elétrica apresentados na Tabela 4 (entre 106 e 900 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) são condizentes com o estudo de Magalhães Filho *et al.* (2018), que caracterizou a AC em um estudo no Brasil, com valores em torno de 700 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Este valor aponta risco de salinização do solo irrigado (AYRES e WESTCOT, 1994), o que depende de vários fatores, como o clima e que pode ser contornado com boas práticas de irrigação.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A água cinza representa em torno de 60 a 80% da vazão do esgoto doméstico e é fonte potencial para produção de água de reúso em edificações uni ou multifamiliares, para aplicação em diversos fins não potáveis. Existe uma tendência de aplicação de CWs para o tratamento da água cinza, com o intuito de integração a projetos de paisagismo.

Tabela 8 – Experiências Brasil-Peru na aplicação de *wetlands* construídos no tratamento de água cinza.

Referência, cidade e país	Imagem	Aspectos do sistema
Paulo <i>et al.</i> (2013) Campo Grande, Brasil		CW-FHSS: Residência de um projeto social, 4,6 m ² , caixa de gordura e tanque de sedimentação como pré-tratamento, operou em média com 360 mm·d ⁻¹ (TDH 3,4 dias), pedrisco como meio filtrante.
Paulo <i>et al.</i> (2013) Campo Grande, Brasil		CW-FV: Residência de um projeto social, 2,9 m ² , caixa de gordura e tanque de sedimentação como pré-tratamento, operou em média com 150 mm·d ⁻¹ , de 2 a 3 bateladas, areia como meio filtrante.
Gonçalves <i>et al.</i> (2020) Vitória, Brasil		CW-FV: Campus universitário, 2,6 m ² , areia como meio filtrante, 300 a 800 mm·d ⁻¹ , 3 a 9 bateladas.
Platzer <i>et al.</i> (2016) Lima, Peru		CW-FV: Escola particular, Equivalente Populacional: 70 habitantes, 1,5 m ³ ·d ⁻¹ , 16 m ² , tanque de sedimentação como pré-tratamento, areia como meio filtrante, reúso para irrigação.
Platzer <i>et al.</i> (2016), Lima, Peru		CW-FV: Edificação para hóspedes, 160 apartamentos, 2 unidades de 50 m ² , 6 m ³ ·d ⁻¹ , caixa de gordura e tanque de sedimentação como pré-tratamento, opera com 25 gDBO·m ⁻² ·d ⁻¹ , reúso para irrigação e descarga de bacia sanitária após desinfecção.
Platzer <i>et al.</i> (2016) Lima, Peru		CW-FV: Projeto social, 60 m ² , dividido em 3 unidades para descanso, projetado para 150 mm·d ⁻¹ .
Magalhães Filho e Paulo (2021) Campo Grande, Brasil		CW-FHSS: Residência de alto padrão, 9 anos de operação, 2 m ² , água cinza sem pia da cozinha, pré-tratamento com filtro anaeróbio plantado, 50 a 120 mm·d ⁻¹ (picos 500 a 600 mm·d ⁻¹), 5,5 a 6,6 gDQO·m ⁻² ·d ⁻¹ (entrada), efluente com 63 mgDQO·L ⁻¹ e -8 NTU.

Legenda: CW-FHSS - *Wetlands* construídos de fluxo horizontal subsuperficial; CW-FV - *Wetlands* construídos de fluxo vertical; TDH - Tempo de detenção hidráulica; NTU - Unidade de turbidez nefelométrica

A caracterização da água cinza a ser tratada é primordial, tendo em vista a grande variação qualitativa e quantitativa desta.

Dentro do abordado nesta NT, o CW de fluxo vertical apresenta melhor desempenho quando comparado ao de fluxo horizontal, no entanto tem a desvantagem da necessidade de bomba ou uso de sifão para alimentação, o que

pode aumentar a demanda de operação e manutenção, e o risco de exposição. Assim, a decisão sobre a configuração a ser adotada, combinando ou não mais unidades, ou o uso de sistemas modificados, depende das características da área de implantação do sistema (p. ex.: declividade, área disponível, profundidade do lençol freático) e da qualidade requerida para água de reúso em função do uso pretendido.

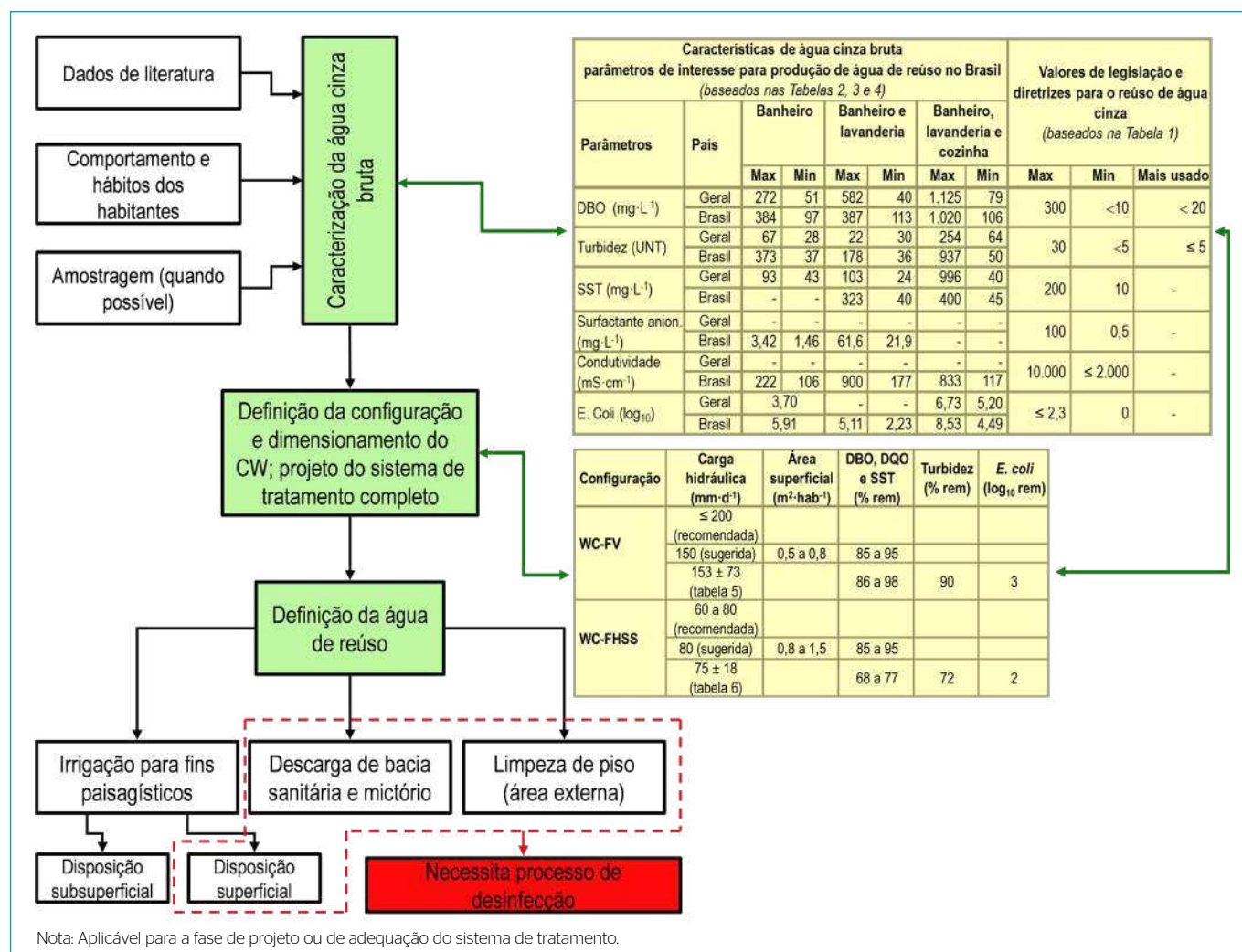


Figura 2 - Fluxograma para auxílio no processo decisório para produção de água de reúso em edificações uni ou multifamiliares usando *wetlands* construídos.

Em relação ao desempenho, no que tange aos principais parâmetros de reúso sugeridos em normativas nacionais e internacionais, pode-se afirmar que a maior limitação dos CWs consiste na remoção de patógenos, logo, dependendo da aplicação da água de reúso, é necessária uma etapa posterior de desinfecção. Para apoiar o processo decisório foram apresentados exemplos de dimensionamento e um fluxograma, abordando desde a etapa da caracterização da água cinza até a escolha da aplicação da água de reúso. Nesta NT não foram abordadas as questões relacionadas aos riscos à saúde e ao meio ambiente. Assim, salienta-se a necessidade de complementação com literatura adequada e o desenvolvimento do projeto do sistema como um todo, desde o pré-tratamento até o estudo de oferta e

demanda para reúso e disposição final, sempre considerando a segurança dos habitantes locais e áreas vizinhas.

8. AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio recebido do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG e do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto – INCT ETEs Sustentáveis.

Este trabalho faz parte da série de publicações do INCT ETEs Sustentáveis.

REFERÊNCIAS

- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas - *NBR 16783: Uso de fontes alternativas de água não potável em edificações*. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2019. 19 p.
- ALFIYA, Y.; GROSS, A.; SKLARZ, M.; FRIEDLER, E. Reliability of on-site greywater treatment systems in Mediterranean and arid environments - a case study. *Water Science & Technology*, v. 67, n. 6, p. 1389-1395, 2013.
- ANTONOPOULOU, G.; KIRKOU, A.; STASINAKIS, A. S. Qualitative and quantitative greywater characterization in Greek households and investigation of their treatment using physicochemical methods. *Science of The Total Environment*, v. 454-455, p. 426-432. 2013.
- ARDEN, S.; MA, X. Constructed wetlands for greywater recycle and reuse: A review. *Science of the Total Environment*, v. 630, p. 587-599. 2018.
- AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. *Water Quality for Agriculture*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) Irrigation and Drainage Paper 29, 3ª ed. Rome, Italy: FAO, 1994. 174 p.
- BOANO, F.; CARUSO, A.; COSTAMAGNA, E.; RIDOLFI, L.; FIORE, S.; DEMICHELIS, F.; GALVÃO, A.; PISOEIRO, J.; RIZZO, A.; MASI, F. A Review of Nature-Based Solutions for greywater treatment: Applications, hydraulic design, and environmental benefits. *Science of The Total Environment*, v. 711, p. 134731. 2020.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. *CateloSan: catálogo de soluções sustentáveis de saneamento - gestão de efluentes domésticos / Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde; Paula Loureiro Paulo, Adriana Farina Galbiati, Fernando Jorge Corrêa Magalhães Filho*. Campo Grande: UFMS, 2018.
- ERIKSSON, E.; ANDERSEN, H. R.; MADSEN, T. S.; LEDIN, A. Greywater pollution variability and loadings. *Ecological Engineering*, v. 35, n. 5, p. 661-669. 2009.
- ERIKSSON, E.; AUFFARTH, K. P. S.; HENZE, M.; LEDIN, A. Characteristics of grey wastewater. *Urban Water*, v. 4, n. 1, p. 85-104. 2002.
- GONÇALVES, R. F.; VAZ, L. O.; PERES, M.; MERLO, S. S. Microbiological risk from non-potable reuse of greywater treated by anaerobic filters associated to vertical constructed wetlands. *Journal of Water Process Engineering*, v. 39, p. 101751. 2020.
- HOFFMAN, H.; RÜD, S.; SCHÖPE, A. *Blackwater and greywater reuse system Chorrillos, Lima, Peru - Case study of sustainable sanitation projects*. Sustainable Sanitation Alliance [S.I.]. 2009. 7 p. Disponível em: https://www.susana.org/_resources/documents/default/2-70-en-susana-cs-peru-lima-sanchristoferus-2009.pdf. Acesso em: 06 de outubro de 2021.
- HOFFMANN, H.; PLATZER, C.; von MUNCH, E.; WINKER, M. *Technology review of constructed wetlands - Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment*. Eschborn, Germany: Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH. 2011. 35 p.
- IPT. Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo. *Manual para aproveitamento emergencial de águas cinza do banho e da máquina de lavar*. São Paulo, Brasil: IPT, 2016. 32 p.
- JEFFERSON, B.; PALMER, A.; JEFFREY, P.; STUETZ, R.; JUDD, S. Grey water characterization and its impact on the selection and operation of technologies for urban reuse. *Water Science & Technology*, v. 50, n. 2, p. 157-164. 2004.
- KADLEC, R. H.; WALLACE, S. *Treatment Wetlands*. 2nd ed. Boca Raton, USA: CRC Press Taylor & Francis Group. 2009. 1046 p.
- KROZER, Y.; HOPHMAYER-TOKICH, S.; van MEERENDONK, H.; TIJSSMA, S.; VOS, E. Innovations in the water chain experiences in the Netherlands. *Journal of Cleaner Production*, v. 18, n. 5, p. 439-446. 2010.
- LAAFFAT, J.; OUZZANI, N.; MANDI, L. The evaluation of potential purification of a horizontal subsurface flow constructed wetland treating greywater in semi-arid environment. *Process Safety and Environmental Protection*, v. 95, p. 86-92. 2015.
- LEAL, L. H.; TEMMINK, H.; ZEEMAN, G.; BUISMAN, C. J. N. Comparison of three systems for biological greywater treatment. *Water*, v. 2, n. 2, p. 155-169. 2010.
- LOH, M.; COGHLAN, P. *Domestic, water use study: in Perth, Western Australia*. Perth, Australia: Australia Water Corporation, 2003. 36 p.
- MACHIRI, E.; RAUDE, J.; MUTUA, B. UDDTs and greywater treatment at Secondary School, Nakuru, Kenya - Crater View Secondary School. *Sustainable Sanitation Alliance*, 2009. 10 p. Disponível em: https://www.susana.org/_resources/documents/default/2-125-en-cs-rosa-uddt-greywater-sec-school-2011.pdf. Acesso em: 08 de outubro de 2021.
- MAGALHÃES FILHO, F. J. C.; de SOUZA FILHO, J. C. M.; PAULO, P. L. Multistage constructed wetland in the treatment of greywater under tropical conditions: Performance, operation, and maintenance. *Recycling* v. 6, n. 63, p. 1-16, 2021.
- MAGALHÃES FILHO, F. J. C.; PAULO, P. L. Tratamento de água cinza empregando wetlands construídos. In: Pablo Heleno Sezerino;

Catiane Pelissari (Org.). *Wetlands construídos como ecotecnologia para o tratamento de águas residuárias: experiências brasileiras*. Curitiba: Brazil Publishing, 2021. p. 118-136.

MAGALHÃES FILHO, F. J. C.; ALVES SOBRINHO, T.; STEFFEN, J. L.; ARIAS, C. A.; PAULO, P. L. Hydraulic and hydrological aspects of an evapotranspiration-constructed wetland combined system for household greywater treatment. *Journal of Environmental Science and Health. Part A, Toxic/hazardous substances & environmental engineering*, v. 53, n. 6, p. 493-500, 2018.

MANDAL, D.; LABHASETWAR, P.; DHONE, S.; DUBEY, A. S.; SHINDE, G.; WATE, S. Water conservation due to greywater treatment and reuse in urban setting with specific context to developing countries. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 55, n. 3, p. 356-361, 2011.

MASI, F.; EL HAMOURI, B.; SHAFI, H. A.; BABAN, A.; GHRABI, A.; REGELSBERGER, M. Treatment of segregated black/grey domestic wastewater using constructed wetlands in the Mediterranean basin: the zero-m experience. *Water Science & Technology*, v. 61, n. 1, p. 97-105, 2010.

MASI, F.; MARTINUZZI, R. B.; GIOVANNELLI, L.; CONTE, G. Tolerance to hydraulic and organic load fluctuations in constructed wetlands. *Water Science & Technology*, v. 56, n. 3, p. 39-48, 2007.

MAY, S. *Caracterização, tratamento e reúso de águas cinzas e aproveitamento de águas pluviais em edificações*. 2009. 200 f. Tese (Doutorado em Engenharia). Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

MOREL, A.; DIENER, S. *Greywater management in low and middle-income countries, review of different treatment systems for households and neighborhood*. Dübendorf, Switzerland: Eawag, SANDEC, 2006. 107 p.

NOBRE, C.; MARENGO, J. A.; SELUCHI, M. E.; CUARTAS, L. A.; ALVES, L. M. Some characteristics and impacts of the drought and water crisis in Southeastern Brazil during 2014 and 2015. *Journal of Water Resource and Protection*, v. 8, n. 2, p. 252-262, 2016.

NOUTSOPOULOS, C.; ANDREADAKIS, A.; KOURIS, N.; CHARCHOUSI, D.; MENDRINO, P.; GALANI, A.; MANTZIARAS, I.; KOUMAKI, E. Greywater characterization and loadings - Physicochemical treatment to promote onsite reuse. *Journal of Environmental Management*, v. 216, p. 337-346, 2018.

PALMQUIST, H.; HANÆUS, J. Hazardous substances in separately collected grey- and blackwater from ordinary Swedish households. *Science of The Total Environment*, v. 348, p. 151-163, 2005.

PATIL, S.; EDATHOOT, A.; PATWARDHAN, N.; BRESCIANI, R.; PANSE, D.; MASI, F. Natural and cost effective way of treating domestic wastewater with reuse in non-potable purposes: the College of

Engineering Pune (COEP) hostel campus case study. *Sustainable Sanitation Practice*, v. 25, n. 1, p. 21-27, 2016.

PAULO, L. P.; AZEVEDO, C.; BEGOSSO, L.; GALBIATI, A. F.; BONCZ, M. A. Natural systems treating greywater and blackwater on-site: Integrating treatment, reuse and landscaping. *Ecological Engineering*, v. 50, p. 95-100, 2013.

PENN, R.; HADARI, M.; FRIEDLER, E. Evaluation of the effects of greywater reuse on domestic wastewater quality and quantity. *Urban Water Journal*, v. 9, n. 3, p. 137-148, 2012.

PETERS, M. R., *et al.* Quantificação e caracterização de águas cinzas para reúso doméstico. In: *V Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental*, 2006, Porto Alegre. Gestão Integrada do Meio Ambiente. Porto Alegre: ABES. CD-ROM. 2006.

PLATZER, C.; HOFFMANN, H.; MIGLIO, R. Long term experiences with dimensioning and operation of vertical flow constructed wetlands in warm climate regions of South America. In: *IWA Specialist Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, 2016, Gdansk, Poland. International Water Association, 2016.

REVITT, D. M.; ERIKSSON, E.; DONNER, E. The implications of household greywater treatment and reuse for municipal wastewater flows and micropollutant loads. *Water Research*, v. 45, n. 4, p. 1549-1560, 2011.

RIDDERSTOLPE, P. *Introduction to Greywater management*. Stockholm, Sweden: Stockholm Environment Institute, 2004. 25 p.

ROESNER, L.; QIAN, Y.; CRISWELL, M.; STROMBERGER, M.; KLEIN, S. *Long-term effect of landscape irrigation using household graywater - literature review and synthesis*. Alexandria, USA: Water Environment Research Foundation. 2006. 82 p.

SANTOS, A. S. P.; LIMA, M. A. M. Reúso não potável de água: Aspectos legais, aproveitamento urbano e agrícola, e tecnologias emergentes para produção de água para reúso. Nota Técnica 2 - Aspectos legais relacionados ao reúso de águas como diretriz de institucionalização da prática no Brasil. *Cadernos Técnicos Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 2, n. 3, p. 15-27, 2022.

SCHEUMANN, R.; MASI, F.; EL HAMOURI, B.; KRAUME, M. Greywater treatment as an option for effective wastewater management in small communities. *Desalination and Water Treatment*, v. 4, n. 1-3, p. 33-39, 2009.

SHAIKH, I. N.; AHAMMED, M. M. Quantity and quality characteristics of greywater: A review. *Journal of Environmental Management*, v. 261, p. 110266, 2020.

SILVA, J. B.; OLIVEIRA, P. J. A.; BONCZ, M. A.; PAULO, P. L. A modified constructed wetland system for greywater treatment. *Desalination and Water Treatment*, v. 91, p. 31-39, 2017.

SOUZA FILHO, J. C. M.; MENEZES, C. S.; SILVA, J. B.; MAGALHÃES FILHO, F. J. C.; NOVAES, T. A. C.; PAULO, P. L. Sistema híbrido de *wetlands* construídos tratando água cinza. In: *II Ecosanlac - Conferência Latino Americana em Saneamento Sustentável*, 2012, Vila Velha. *Anais do II Ecosanlac - Conferência Latino Americana em Saneamento Sustentável*, 2012. v. 1. p. 1.

VAZ, L. O. *Avaliação do risco microbiológico decorrente do reúso de água cinza em uma edificação residencial de alto padrão*. 2009. 133 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Centro Tecnológico, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2009.

von SPERLING, M.; SEZERINO, P. H. *Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil*. Boletim *Wetlands Brasil*, Edição Especial, 2018. 65 p. Disponível em: <http://gesad.ufsc.br/boletins/>. Acesso em: 07 de outubro de 2021.

OMS. Organização Mundial de Saúde. *Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Excreta and Greywater Use in Agriculture*, v. 4. Genebra, Switzerland: World Health Organization. 2006. 204 p.

OMS. Organização Mundial de Saúde. *PHAST step-by-step guide: a participatory approach for the control of diarrhoeal disease*. Genebra, Switzerland: World Health Organization. 1998. 134 p.

YU, Z. L. T.; BILL, B.; STENSTROM, M. K.; COHEN, Y. Feasibility of a semi-batch vertical-flow wetland for onsite residential graywater treatment. *Ecological Engineering*, v. 82, n. 1, p. 311-322. 2015.

ZHANG, D. Q.; GERSBERG, R. M.; WILHELM, C.; VOIGT, M. Decentralized water management: rainwater harvesting and greywater reuse in an urban area of Beijing, China. *Urban Water Journal*, v. 6, n. 5, p. 375-385, 2009.

Nota Técnica 5 – Lagoas de alta taxa como opção viável para o tratamento de esgoto sanitário no contexto brasileiro

Technical Note 5 - High-rate algal ponds as viable option for the sewage treatment in Brazilian context

**Alcino Trindade Rosa-Machado¹, Lucas Vassalle², Andrés Felipe Torres-Franco³,
Maria de Lourdes Florêncio dos Santos⁴, Cesar Rossas Mota Filho^{5*}**

RESUMO

A ampla utilização de reatores anaeróbios no Brasil contribui para reduzir o déficit de tratamento do esgoto no país. No entanto, esses reatores não removem eficientemente nutrientes e patógenos, sendo necessária a utilização de pós-tratamento de forma a atender a legislação vigente. As lagoas de alta taxa (LAT) surgem como uma opção de tecnologia sustentável de pós-tratamento, pois possibilita a remoção da matéria orgânica residual e de outros compostos juntamente com a produção de biomassa microalgal, com baixos custos de operação quando comparada a outras tecnologias. A biomassa produzida pode ser aproveitada para a produção de bioprodutos, como o biogás, rações e fertilizantes. As LATs também removem patógenos, produzindo efluente apto para reúso, além de requererem menor área, quando comparadas aos sistemas de lagoas convencionais. Dessa forma, esta nota técnica aborda os principais aspectos de projeto de LATs para o tratamento e valorização de esgoto sanitário.

Palavras-chave: lagoas de alta taxa; microalgas; reatores UASB; fotobiorreatores; esgoto sanitário.

ABSTRACT

The wide use of anaerobic sludge blanket reactors in Brazil contributes to reducing the deficit in wastewater treatment in the country. However, these reactors do not efficiently remove nutrients and pathogens, being often necessary to use a post-treatment step to comply with current legislations. High-rate algal ponds (HRAP) have emerged as a sustainable option for post-treatment of UASB effluents, as they combine the removal of residual organic matter and other compounds with the production of algal biomass, at low operating costs when compared to other technologies. Algal biomass can be used to produce bioproducts, such as biogas, animal feed and fertilizers. HRAP also remove pathogens, producing effluent suitable for reuse, in addition to requiring less area, when compared to conventional stabilization pond systems. Thus, this technical note addresses the main aspects for the design of HRAP for the treatment of and resource recovery from sewage.

Keywords: high-rate algal ponds; microalgae; UASB reactors; photobioreactor; sewage.

¹Engenheiro Civil pelo Centro Universitário de Belo Horizonte. Aluno de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Membro do INCT ETES Sustentáveis.

²Engenheiro Ambiental pela Universidade FUMEC. Especialista em Saneamento e Meio Ambiente. Mestre e Doutor em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela UFMG e em Engenharia Ambiental pela Universidade Politécnica da Catalunha (UPC). Membro do INCT ETES Sustentáveis.

³Engenheiro Sanitarista e Mestre em Saneamento e Engenharia Ambiental pela Universidade del Valle, Colômbia. Doutor em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela UFMG. Membro do INCT ETES Sustentáveis.

⁴Engenheira Civil pela Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). Mestre em Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo (EESC/USP). Doutora em Ciências Agrícolas e Ambientais pela Universidade de Wageningen, Holanda. Professora Titular do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da UFPE. Membro do INCT ETES Sustentáveis.

⁵Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Ceará (UFC). Mestre em Engenharia Ambiental pela University of Nevada, USA. Doutor em Engenharia Ambiental pela North Carolina State University, USA. Professor Associado do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG. Subcoordenador do INCT ETES Sustentáveis.

***Endereço para correspondência:** Avenida Antônio Carlos 6627 - Universidade Federal de Minas Gerais - Escola de Engenharia - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Bloco 1. Belo Horizonte, MG. CEP: 31270-901. E-mail: cesar@desa.ufmg.br

1. INTRODUÇÃO

Atualmente, no Brasil, existe um enorme déficit no setor de saneamento, no qual se destaca o baixo índice de coleta e tratamento de esgoto. De acordo com a Agência Nacional das Águas e Saneamento Básico (ANA), 61% do esgoto sanitário gerado no país é conduzido para redes coletoras de esgoto (seguido ou não de tratamento), 12% passam por alguma solução individual, e o restante (27%) não é coletado e nem tratado. Em relação ao tratamento, a situação ainda é mais preocupante, visto que 57% do esgoto gerado é disposto no meio ambiente e nos corpos hídricos sem nenhum tratamento (ANA, 2017). Esse déficit de coleta e tratamento de esgoto tem grande repercussão nos problemas ambientais e de saúde pública existentes nas pequenas e grandes cidades. A poluição e a falta de saneamento potencializam a disseminação de doenças de veiculação hídrica, que anualmente são responsáveis pela morte de 1,7 milhão de crianças menores de 5 anos de idade no mundo (OMS, 2017).

Dentre as tecnologias de tratamento de esgoto sanitário utilizadas no Brasil, os reatores anaeróbios representam 37% de todos os sistemas de tratamento em operação (ANA, 2020). Os reatores anaeróbios de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB, do inglês *upflow anaerobic sludge blanket*) se destacam, pois são aplicáveis em diversas escalas, apresentando baixos custos de implantação e operação, além de permitirem a recuperação de energia a partir do biogás, dentre outras vantagens (CHERNICHARO *et al.*, 2018). No entanto, usualmente, o efluente de reatores UASB não atende aos padrões impostos pela legislação. Dentro deste contexto, a aplicação de pós-tratamento alinhado com o reaproveitamento de subprodutos surge como solução atraente para a aplicação dos princípios da sustentabilidade e economia circular no tratamento de esgoto.

Sistemas baseados em microalgas, como as lagoas de alta taxa (LAT), constituem uma opção promissora para o pós-tratamento do efluente de reatores UASB. As LAT são lagoas rasas (30 a 50 cm de profundidade), em forma de carrossel, que contam com misturadores mecânicos de baixo consumo energético (geralmente pás, operadas com baixa velocidade de rotação). As LAT, além de removerem matéria orgânica (até 90% da demanda química de oxigênio - DQO) e amônia (até 95%) (PARK e CRAGGS,

2011; PASSOS *et al.*, 2018), ainda geram uma biomassa rica em nutrientes (carbono, nitrogênio e fósforo), que pode ser utilizada como componente de ração animal ou como fertilizante na agricultura. Ademais, as LAT são também capazes de alcançar elevadas remoções de micropoluentes e patógenos presentes no esgoto (ESPINOSA *et al.*, 2021, VASSALLE *et al.*, 2020). Além do exposto, é importante ressaltar que as LATs apresentam facilidade de operação e demanda reduzida por área, quando comparadas a sistemas de lagoas de estabilização convencionais. Por se tratar de um sistema de simples operação, reator UASB + LAT podem ser implementados também em áreas rurais.

Destaca-se que a tecnologia de tratamento a ser empregada deve ser determinada analisando vários aspectos técnicos, econômicos, sociais e ambientais. Considerando um cenário de sustentabilidade no processo de tratamento de esgoto no Brasil, os sistemas baseados em microalgas são tecnologias que também devem ser consideradas nos estudos de alternativas para uma estação sustentável. Sendo assim, a presente nota técnica (NT) visa apresentar uma contextualização das LAT, destacar seu potencial como opção viável de tratamento de esgoto sanitário no Brasil e apresentar critérios e procedimentos básicos para seu dimensionamento.

2. MICROALGAS

As microalgas são organismos microscópicos capazes de realizar fotossíntese e estão presentes em quase todos os *habitats* aquáticos do mundo, como lagos, rios e oceanos. São um grupo de organismos extremamente diversos, que inclui organismos microscópicos eucarióticos e procarióticos (cianobactérias). Acredita-se que existam de 200.000 a 800.000 espécies de microalgas, sendo as mais abundantes as algas verdes (p. ex.: classe Chlorophyceae), as verde-azuis ou cianobactérias (p. ex.: classe Cyanophyceae), as marrons (p. ex.: classe Chrysophyceae) e as diatomáceas (p. ex.: classe Bacillariophyceae) (CHISTI, 2004; REIBER, 2007; ALHATTAB *et al.*, 2015; TORRES-FRANCO *et al.*, 2021). A principal fonte de energia para o crescimento das microalgas é a luz solar (fototróficos), mas algumas também são capazes de crescer utilizando o metabolismo quimiotrófico na ausência de luz (mixotrófico).

Cerca de 50% da massa seca das microalgas é composta por carbono (CHISTI, 2007; MATA *et al.*, 2010). A produção

de microalgas pode ser associada com a geração de bio-combustíveis, como metano e biodiesel. Outro benefício da produção de microalgas reside no seu grande potencial para “sequestrar” o dióxido de carbono (CO_2), pois, durante a realização da fotossíntese, a formação de 1 kg de biomassa microalgal pode consumir cerca de 1,8 kg de CO_2 (SÁNCHEZ MIRÓN *et al.*, 2002; YADAV e SEM, 2017).

3. UTILIZAÇÃO DE LAGOA DE ALTA TAXA PARA O TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO

A utilização de LAT para o tratamento de esgoto sanitário e cultivo de microalgas teve início nos anos 1950s, na Universidade da Califórnia Berkeley, EUA (OSWALD *et al.*, 1957; OSWALD e GOLUEKE, 1960). Estes sistemas foram configurados como canaletas abertas com altas concentrações de biomassa microalgal (BAHLAOU *et al.*, 1997), que podem ser facilmente implantados em países com climas áridos, semi-áridos e tropicais (GARCIA *et al.*, 2006). Desde então, as publicações científicas relacionadas à temática têm-se incrementado significativamente desde a década de 1990, sendo uma das tecnologias mais pesquisadas na atualidade (TORRES-FRANCO *et al.*, 2021).

As experiências em sistemas piloto e em escala real, principalmente na Nova Zelândia, Espanha e Brasil, indicam que as LAT, sozinhas ou como unidade de pós-tratamento de reatores UASB, são uma alternativa de baixo custo de operação, com alto potencial de utilização em comunidades de pequeno e médio porte.

As LAT são consideradas opções de baixo custo de operação, principalmente porque as microalgas utilizam a energia solar para a produção do oxigênio necessário para a aeração biológica do esgoto (que possibilita a remoção da matéria orgânica pelas bactérias heterotróficas aeróbias) e removem nutrientes por assimilação celular ou outros mecanismos (TEIXEIRA PINTO e ONOYAMA, 1991). As LAT também se destacam pela ausência de odor e de mosquitos, nível terciário de tratamento devido à alta produtividade primária, arraste da amônia e coagulação/precipitação do fosfato (MILLER e ABELIOVICH, 1977; ORON e SHELEF, 1982; SHELEF e AZOV, 1987; SANTOS e OLIVEIRA, 1987).

A maior vantagem dos sistemas com LAT, em comparação aos sistemas de lagoas de estabilização, consiste na redução do requerimento de área (**Figura 1**). Já em comparação aos filtros biológicos percoladores e sistemas de lodos ativados, apresentam custos operacionais (p. ex.: requerimentos mecânicos e de gasto de energia) mais baixos. Os maiores custos na implantação de LAT estão associados à demanda por área, impermeabilização e instalação de componentes mecânicos. Algumas experiências mostram que, em relação às lagoas de estabilização, as LAT podem reduzir em até 50% os custos de implantação (YOUNG *et al.*, 2017). A energia gasta na operação está na faixa de 0,19 a 0,4 $\text{kWh}\cdot\text{m}^{-3}$ (MARCIN e MUCHA, 2015; SARPONG e GUDE, 2020). Pesquisas em sistemas pilotos na UFMG tem verificado consumos um pouco maiores em LATs com recirculação de biomassa, com valores em torno de 0,5 $\text{kWh}\cdot\text{m}^{-3}$ (TORRES-FRANCO *et al.*, 2021).

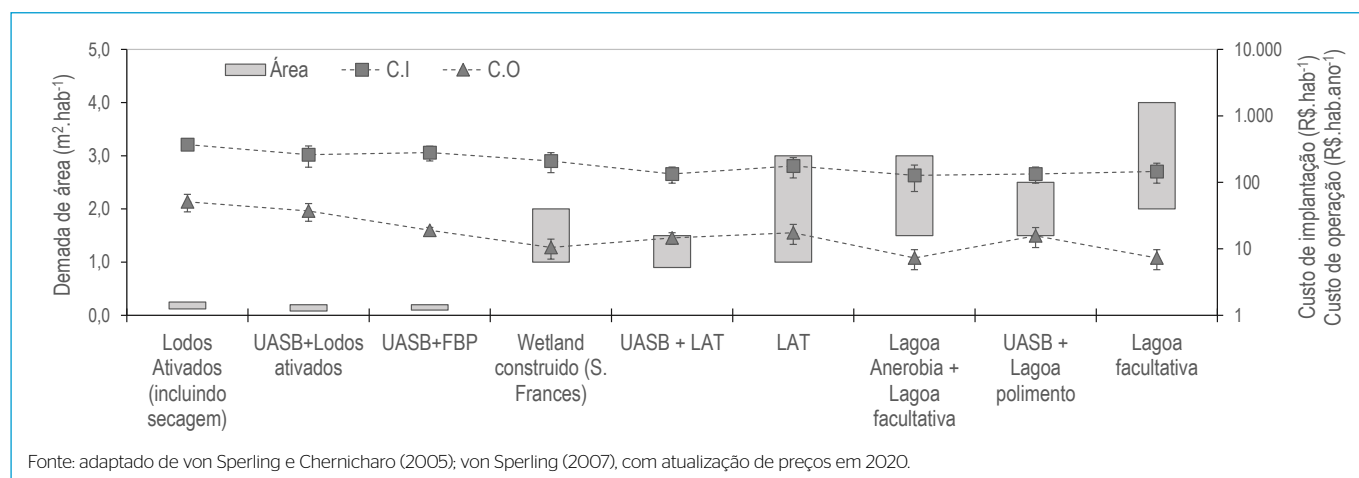


Figura 1 – Demanda de área e custos de implantação (C.I) e operação (C.O) de diferentes sistemas baseados em processos de tratamento biológicos, incluindo as lagoas de alta taxa (LAT). Estimativas para um equivalente populacional de 150 $\text{L}\cdot\text{hab}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$.

4. LAGOA DE ALTA TAXA E OUTROS FOTOBIORREATORES

Os fotobiorreatores têm como finalidade promover o aproveitamento da energia luminosa, que pode ser tanto natural quanto artificial, auxiliando no crescimento celular das algas ou microrganismos ali presentes. Existem vários modelos de fotobiorreatores, incluindo tanques abertos, colunas de bolhas, placas planas e tubulares, dentre outros (CARVALHO *et al.*, 2014).

Os fotobiorreatores abertos permitem o contato direto do meio de cultivo com o meio externo, estando sujeitos a variações climáticas e de luminosidade, além de possíveis contaminações por insetos (SINGH e SHARMA, 2012). Os tanques abertos ou lagoas abertas são os principais tipos de reatores abertos. A sua profundidade varia de 10 a 50 cm, para que seja possível a penetração da luz solar em toda a coluna d'água, possibilitando a foto-aeração por parte das microalgas (LOURENÇO, 2006; CHISTI, 2007). Estes reatores podem ser construídos com materiais plásticos (PVC), fibra de vidro, solo compactado, alvenaria ou concreto, com superfícies internas lisas, a fim de reduzir o atrito das células e facilitar a sua limpeza.

Existem diferentes configurações para os tanques abertos. Os tanques circulares possuem em média 1.000 m² de área e profundidade de 30 cm, e possuem braços rotacionais com até 45 m de diâmetro. Sua produção de biomassa seca pode variar de 1,5 a 16,5 mg·m⁻²·d⁻¹. Já as LAT são o tipo de fotobiorreator mais utilizado devido ao seu baixo custo, facilidade operacional e elevada produtividade de biomassa, que podem variar de 0,19 a 23,5 mg·m⁻²·d⁻¹ (AL HATTAB *et al.*, 2015). Em 2001, PULZ (2001) constatou que a maior parte da biomassa algal era produzida em LAT, correspondendo a cerca de 5.000 a 6.000 toneladas anuais de biomassa seca.

Dentre os fotobiorreatores do tipo “fechado”, destaca-se o do tipo coluna de bolhas, que é amplamente utilizado tanto em escala laboratorial quanto em escala comercial, para produção de produtos de elevado valor agregado, devido à sua facilidade de operação, manuseio e construção. Estes reatores são construídos em formato cilíndrico, com material transparente (vidros, acrílicos etc.) e elevada razão altura/diâmetro (HUANG, 2017). Os fotobiorreatores

de coluna de bolhas são configurados para a utilização de apenas um sistema de dispersão de ar em seu interior, permitindo controlar o tamanho e a liberação das bolhas (CARVALHO *et al.*, 2014). Outro tipo de reator “fechado” são os do tipo *flat-plate* (placas planas), construídos em vidro, plástico ou outros materiais que permitam a penetração de luz, e em formato de paralelepípedo. Neste tipo de reator, o ar com CO₂ é injetado em sua base, promovendo mistura para que a maioria das células recebam energia solar, como também para controlar o pH no meio. Apresentam como vantagem a sua grande área superficial, que permite melhor aproveitamento da energia solar para a fotossíntese. A organização das placas planas nestes sistemas pode ser de forma vertical, horizontal ou inclinada (AL HATTAB *et al.*, 2015). Os fotobiorreatores fechados do tipo tubular possuem uma grande razão de superfície por volume exposta à luz solar, uma alta eficiência no uso de CO₂ e um bom aproveitamento da luz solar. Construídos em formatos de tubos com vidro ou plástico transparente, com diâmetro inferior a 10 cm, podendo ser em formato de serpentina, inclinado, espiral, bobinas e em paralelo (CARVALHO *et al.*, 2014; AL HATTAB *et al.*, 2015).

5. CRITÉRIOS DE DIMENSIONAMENTO E CONDIÇÕES OPERACIONAIS NAS LAGOA DE ALTA TAXA

5.1. Dimensionamento de lagoa de alta taxa

No projeto de LAT, inicialmente é definido o tempo de detenção hidráulica (TDH) em que o sistema irá operar e a profundidade da lagoa. Ainda não há consenso na literatura sobre o TDH ótimo para as lagoas de alta taxa, entretanto, Johnson *et al.* (2020) recomendam TDH de 4 a 7 dias para LAT tratando esgoto sanitário. Já a profundidade adequada para penetração de luz está relacionada com a concentração de biomassa na camada de líquido, no entanto, observações realizadas em campo mostram que a penetração da luz ocorre em até dois terços da lâmina d'água em sistemas que apresentam limitações de luz e uma agitação contínua, dessa forma esta concentração é dada pela **Equação 1**. Logo, a profundidade ideal para a LAT pode ser determinada pela **Equação 2** (BECKER, 1994;

OSWALD, 1988a), ou ainda pela **Equação 3** (SANTIAGO, 2013). Na **Tabela 1** são apresentadas as **Equações 1 a 9** referentes aos cálculos da área superficial, comprimento e largura, velocidade média de escoamento no canal, perda de carga linear e raio hidráulico, necessárias para o dimensionamento de lagoas de alta taxa.

De acordo com Santiago (2013), a largura da lagoa (b) deve ser no máximo 75 vezes menor que o comprimento (L) (critério do projetista, valores mínimos limitados por métodos construtivos).

Valores mínimos e máximos recomendados na literatura a serem adotados como base para o dimensionamento de lagoas de alta taxa são apresentados na **Tabela 2**.

Por meio de estudos de modelagem computacional, foi observado que a utilização de defletores nas extremidades da lagoa pode ser importante para que se tenha uma uniformidade da velocidade de escoamento do líquido no canal, o que pode acarretar redução no consumo de energia no sistema (LIFFMAN *et al.*, 2013)

A aplicação de sistemas com recirculação permite o controle da concentração por meio do descarte de biomassa. Em sistemas sem recirculação, a

concentração é função das condições particulares do reator, embora altos TDH podem resultar em altas concentrações de biomassa (SUTHERLAND *et al.*, 2015). O desenho esquemático da LAT é apresentado na **Figura 2**.

5.2. Dimensionamento do sistema de mistura

O sistema de mistura (roda de pás) é responsável por movimentar a massa líquida dentro da LAT. É constituída por lâminas ligadas a um eixo que é instalado em direção perpendicular ao fluxo d'água. Estudos realizados por Becker (1994) mostraram que quanto maior o tamanho da roda de pás, maior é a sua eficiência de mistura, porém acarreta maior custo de implantação, operação e manutenção ao sistema. Quanto maior o número de lâminas, maior é a eficiência e menor a sobrecarga exercida pelo motor. Segundo Borowitzka (2005), o número de lâminas superior a oito é, do ponto de vista de implantação, impraticável e não gera ganhos significativos de eficiência.

Na **Tabela 3** são apresentadas as **Equações 10 a 13** atinentes ao dimensionamento do sistema de mistura.

Tabela 1 – Equações para o dimensionamento de lagoas de alta taxa.

Equação		Observações
$Cc = \frac{9.000}{H}$	(1)	H: profundidade da lagoa (cm) Cc: concentração de algas (mg·L ⁻¹)
$H = \frac{9.000}{Cc}$	(2)	*Valores típicos de concentração de algas (Cc) referenciados na literatura: 179,5 a 225,5 (CRAGGS <i>et al.</i> , 2012); 250,0 a 300,0 (GARCIA <i>et al.</i> , 2006); 75,0 a 565,0 (VASSALLE <i>et al.</i> , 2020); 163,0 a 236,0 (SANTIAGO <i>et al.</i> , 2013).
$H = \frac{V}{A}$	(3)	V: volume de efluente a ser tratado (m ³) A: área superficial da lagoa (m ²)
$A = L \times b$	(4)	L: comprimento da lagoa (m) b: largura da lagoa (m)
$v = \frac{1}{n} \times R^{\frac{2}{3}} \times hf^{\frac{1}{2}}$	(5)	v: velocidade média de escoamento no canal (m·s ⁻¹) hf: perda de carga linear (m·m ⁻¹) n: coeficiente de rugosidade de Manning (s·m ^{1/3}) R: raio hidráulico (m)
$hf = \frac{v^2 n^2}{R^{\frac{4}{3}}}$	(6)	ΔH: perda de carga no canal (m) *A perda de carga no canal do sistema pode ser calculada através do modelo proposto por Dodd (1986) com base na equação de Manning, que limita a área da lagoa de acordo com a velocidade de escoamento e a altura de sua lâmina d'água. Assim, é possível determinar a perda de carga no canal (m) isolando o ΔH na Equação 8, onde hf representa a perda de carga linear (m·m ⁻¹).
$R = \frac{H \times b}{b + 2H}$	(7)	
$hf = \frac{\Delta H}{L}$	(8)	
$L = \frac{\Delta H \times (\frac{H \times b}{b + 2 \times H})^{\frac{4}{3}}}{v^2 \times n^2}$	(9)	

O material mais comum para a construção do eixo e dos pedais é o aço-carbono, e a lâmina é feita normalmente de aço maciço ou fibra de vidro (SANTIAGO, 2013). A base para a fixação dos pedais e de construção do cárter é aconselhável que seja de concreto.

Na **Figura 3** é ilustrado as dimensões da roda de pás e dimensões do cárter.

5.3. Remoção máxima de matéria orgânica

A degradação da matéria orgânica é realizada pelas bactérias heterotróficas que crescem em sintrofia com as microalgas na lagoa, uma vez que a radiação solar influencia na produção de biomassa e em todos os processos que ocorrem nas lagoas de alta taxa (SANTIAGO, 2013). A remoção máxima de matéria orgânica em LAT, determinada em função da demanda bioquímica de oxigênio (DBO), pode ser calculada através da **Equação 14**, adaptada por De Godos *et al.* (2009) a partir dos estudos de Oswald (1988a).

$$DBO = \frac{85,93 \times TDH \times F \times S_0}{H \times c \times X} \quad (14)$$

Na qual: DBO - concentração de DBO ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$); F - eficiência fotossintética (0,025); S_0 - irradiância solar ($\text{Wh} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$); H - profundidade da lagoa (cm); c - calor de combustão da alga ($5,5 \text{ cal} \cdot \text{mg}^{-1}$); TDH - tempo de detenção hidráulica (dias); X - relação DBO/DQO.

5.4. Produção de biomassa algal

Um dos grandes desafios para a otimização da produção de biomassa em LAT destinadas ao tratamento de esgoto sanitário está na determinação de variáveis como TDH ótimo de operação, efeitos da radiação solar, controle de predadores, necessidade de suplementação de CO_2 para o crescimento das microalgas (somente no caso de tratamento de alguns efluentes de elevada carga orgânica, como digestatos) e manutenção das espécies (SANTIAGO, 2013). Park e Craggs (2010) mostram em seus estudos que a relação carbono/nitrogênio (C:N) de 3:1, tipicamente encontrada em esgoto sanitário, é baixa quando comparada à encontrada comumente na biomassa algal, 6:1, podendo limitar o aumento na produção de biomassa.

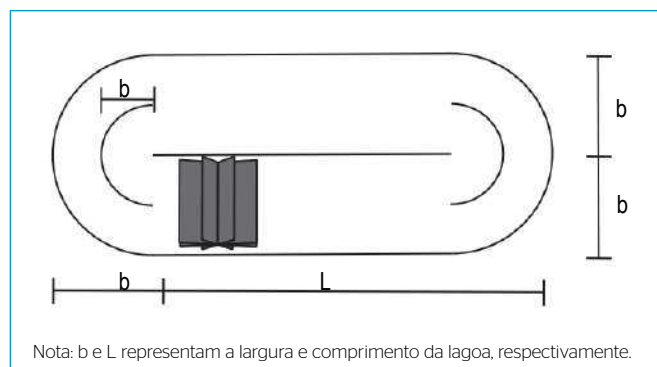


Figura 2 - Desenho esquemático de uma lagoa de alta taxa.

Tabela 2 - Critérios e valores recomendados na literatura para dimensionamento de lagoas de alta taxa.

Critério	Valores recomendados	Referência
Velocidade de escoamento no canal ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$)	0,12 a 0,35	Oswald (1998b); Santiago (2013); SA Health (2020)
Profundidade (m)	0,2 a 0,7	Monteggia e Filho (2001); Craggs <i>et al.</i> (2003); SA Health (2020)
TDH (d)	3,0 a 10,0	Gómez <i>et al.</i> (1995); SA Health (2020)

Tabela 3 - Equações para o dimensionamento do sistema de mistura.

Equação	Observações
$B = (r + T) \times \left[1 - \cos\left(\frac{\pi}{Pn}\right) \right] \quad (10)$	B: profundidade do cárter (cm) Pn: quantidade de lâminas por roda r: raio (cm) T: folga entre o fundo da lagoa e a lâmina (cm) *Sugere-se a adoção de um fator de segurança de 1,7 (BOROWITZKA, 2005).
$B' = (r + T) \times \left[1 - \sin\left(\frac{\pi}{Pn}\right) \right] \quad (11)$	B': distância necessária para o início do cárter a fim de assegurar que a lâmina não encoste no fundo da lagoa (m)
$h = (H + B' - T) \quad (12)$	h: comprimento de cada lâmina (cm) H: profundidade da lagoa (cm)
$Pot = \frac{Q \times \gamma \times \Delta H}{102 \times E} \quad (13)$	Pot: potência necessária (kW) (BECKER, 1994; OSWALD, 1998b; BOROWITZKA, 2005) Q: vazão - área molhada transversal x velocidade de fluxo horizontal ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) γ : massa específica da água ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$) ΔH : perda de carga no canal (m) 102: fator de conversão E: eficiência do pedal, valor próximo a 17% para pedais com 8 lâminas (GREEN <i>et al.</i> , 1995)

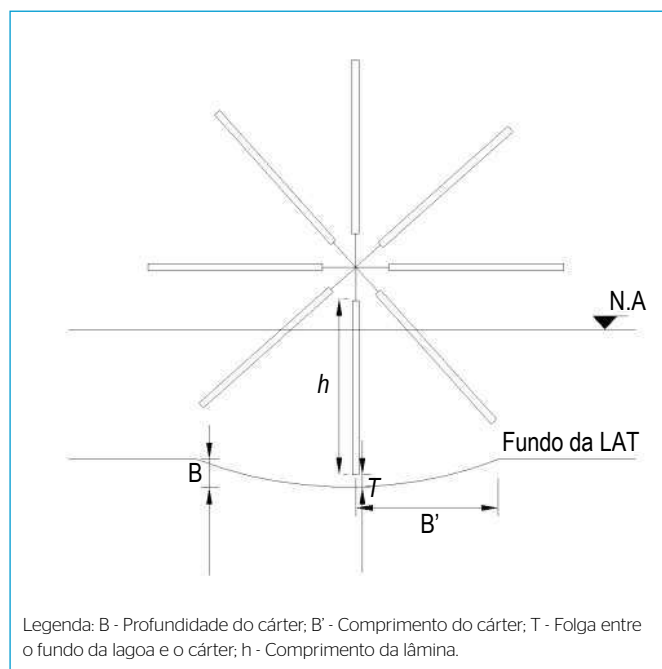


Figura 3 – Vista lateral com o pedal encaixado no cárter.

A produção de biomassa na LAT (em sistemas sem recirculação de biomassa) pode ser calculada por meio da **Equação 15** adaptada por Santiago (2013) do modelo proposto por Oswald (1988b).

$$Pr = \frac{H \times SSV}{TDH} \quad (15)$$

Na qual: Pr - produtividade ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$); H- profundidade da lagoa (m); SSV - sólidos em suspensão voláteis ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$); TDH - tempo de detenção hidráulica (d).

5.5. Relação alimento/microrganismos (A/M) no sistema

A relação alimento/microrganismos (A/M), também chamada de carga de lodo, é baseada no conceito de que a quantidade de alimento ou substrato disponível por unidade de massa dos microrganismos é relacionada com a eficiência do sistema. Quanto mais elevada for a relação A/M, menor será a eficiência na assimilação desse substrato e, por outro lado, menor será o volume requerido para o reator. Em contrapartida, quanto mais baixa for a relação A/M, maior será a avides pelo alimento, implicando em maior eficiência na remoção do substrato, conjuntamente com o requisito de um maior volume para o reator e aumento do mecanismo de respiração endógena.

A quantidade de alimento ou substrato disponível (A) é dada pelo produto da vazão afluyente pela concentração de substrato afluyente, enquanto a massa dos microrganismos (M) é fornecida pelo produto do volume do reator pela concentração de SSV. Assim, a relação A/M é dada pela **Equação 16** (VON SPERLING, 2016).

$$\frac{A}{M} = \frac{Q \times S_o}{V \times X_v} \quad (16)$$

Na qual: A/M - quantidade de alimento ou substrato disponível por dia pela massa de microrganismos ($\text{gDBO} \cdot \text{d}^{-1} \cdot \text{gSSV}^{-1}$); Q - vazão afluyente à estação ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$); S_o - concentração de DBO total afluyente ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$); V - volume do reator (m^3); X_v - concentração de sólidos em suspensão voláteis no reator (SSV) ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$).

5.6. Separação e recuperação da biomassa produzida

A etapa de separação da biomassa algal da fase líquida dos efluentes tratados envolve a utilização de operações unitárias específicas, sendo os decantadores os mais utilizados (SALIM *et al.*, 2013; BARROS *et al.*, 2015). De acordo com Brennan e Owende (2010) e Rawat *et al.* (2011), a determinação da tecnologia a ser empregada para a separação das microalgas depende de variáveis como o tamanho das células, densidade celular e a qualidade final desejada para o efluente.

Segundo Kim *et al.* (2013), a centrifugação (método de separação mecânico, que utiliza a força centrífuga para separar os componentes sólidos-líquidos ou líquidos-líquidos) é eficiente para a separação microalgas/líquido em um curto período. No entanto, este processo geralmente não é economicamente viável no tratamento de esgotos em LAT (RAWT *et al.*, 2011). A filtração pode ser eficiente na separação das microalgas do meio de cultura, no entanto, apresenta problemas como a colmatação dos filtros, o que requer uma rotina cuidadosa de manutenção, acarretando aumento dos custos de tratamento (DICKINSON *et al.*, 2016; ARENAS *et al.*, 2017).

A sedimentação é um processo mecânico que utiliza a força gravitacional para separar as partículas sólidas do líquido, sendo um processo que apresenta diversas vantagens como o baixo custo energético e operacional, podendo ser empregado em processos de

pequena a larga escala. A utilização de flocculantes e de lamelas nas unidades de decantação pode aumentar a sua eficiência (DICKINSON *et al.*, 2016; ARENAS *et al.*, 2017). Este processo é o mais utilizado para a separação de microalgas durante o tratamento de águas residuárias (RAWT *et al.*, 2011). No entanto, de acordo com Edzwald (1993), as microalgas podem apresentar baixas velocidades de sedimentação, principalmente se não houver recirculação de biomassa nas LAT. Existem diversos tipos de sistemas de sedimentação da biomassa algal, como os sedimentadores de base circular e de alta taxa (p. ex.: decantador lamelar). Os sistemas de base circular são utilizados para a sedimentação de sólidos em suspensão diluídos em larga escala, tendo estas partículas dimensões variando de 0,1 a 500 μm e concentração de biomassa inferior a 20%. Estes decantadores são rasos e construídos em formato cilíndrico aberto, com inclinação de 40 a 60° em seu fundo em formato de cone invertido. A sua alimentação é feita de forma contínua e o material sedimentado no fundo é retirado com a utilização de raspadores (TARLETON e WAKEMAN, 2007). Dentre os sedimentadores de alta taxa, têm-se também os decantadores de base circular que são iguais aos sistemas de base circular citado acima, no entanto frequentemente são utilizados flocculantes para que se tenha uma sedimentação mais rápida, tendo as partículas dimensões variando de 0,1 a 300 μm e concentração de massa inferior a 15%. Para essas condições, são reportados também o uso de modelos de decantadores de cone profundo, que são parecidos com sedimentadores de base circular, no entanto, a altura da sua sessão cônica é maior. Outra tecnologia de alta capacidade é o decantador lamelar, que é utilizado para a sedimentação de partículas de tamanho entre 0,1 e 150 μm , com concentração de massa inferior a 15%. Este sistema é composto por lamelas que são dispostas de forma inclinada a 50° do plano horizontal. Uma das vantagens destes sedimentadores é que eles requerem uma área 90% menor quando comparados aos tradicionais. No entanto, a má distribuição de sólidos pode resultar em problemas em sua operação.

5.7. Níveis de eficiência alcançados e produção de biomassa

Meta-análises de publicações científicas sugerem que os sistemas LAT podem tratar eficientemente cargas orgânicas e de nitrogênio, respectivamente, até 200 $\text{gDQO}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ e 20 $\text{gNT}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ (TORRES-FRANCO *et al.* 2021). Na **Tabela 4** são apresentados valores típicos referenciados na literatura para eficiências de remoção de DQO, DBO, nitrogênio (N-NH_4) e fósforo total (P-total) em LAT.

Ruas *et al.* (2020) avaliaram a remoção de microrganismos em LAT operando com TDH de 5 dias e 7 dias, com adição de CO_2 . Para o TDH de 5 dias, as eficiências de remoção, em unidades log, foram de 3,4 para *P. aeruginosa*, 2,5 para *E. coli*, 2,6 para *Enterococcus* sp., 2,2 para *C. perfringens* e 1,3 para *Staphylococcus* sp.. Para o TDH de 7 dias, as eficiências de remoção alcançada, em unidades log, foram de 3,8 para *P. aeruginosa*, 3,7 para *E. coli*, 3,1 para *Enterococcus* sp., 2,6 para *C. perfringens* e 1,7 para *Staphylococcus* sp. Os autores chegaram à conclusão de que a adição de CO_2 e a alteração do TDH não tiveram influência significativa nos resultados.

Espinosa *et al.* (2021) avaliaram a remoção global e as concentrações de colifagos somáticos, colifagos F-específicos e *E. coli* em reator UASB seguido de LAT que operaram com TDH de 8 dias. A média de remoção global do sistema de UASB + LAT foi de 4,28-log10 para *E. coli*, para os indicadores virais os valores médios foram de 1,58-log10 para colifagos somáticos e 2,14-log10 para colifagos F-específicos. Também foi realizado um balanço de massa das concentrações de patógenos que deixam o sistema presentes na fase líquida e sólida do sistema. Observou-se que apenas 14% dos colifagos e 19% das concentrações de *E. coli* deixam o sistema adsorvidos na biomassa algal. Craggs *et al.* (2003) e Craggs *et al.* (2012) reportaram remoção de *E. coli* de 96,2% em LAT como pós-tratamento de lagoa primária e de 99,7% utilizando uma unidade de decantação como tratamento primário.

Tabela 4 - Valores de eficiências de remoção alcançadas pelas LAT tratando efluente doméstico referenciados na literatura.

Parâmetro	Eficiência de remoção	Referência
DQO	65%	Vassalle <i>et al.</i> (2020); Espinosa <i>et al.</i> (2021)
DBO	54,5 a 95,8%	Craggs <i>et al.</i> (2003); Park e Craggs (2010)
N-NH_4	47,0 a 61,5%	Vassalle <i>et al.</i> (2020)
P-total	7,7 a 15,3%	Craggs <i>et al.</i> , (2003); Oswald (1960)

El Hamouri *et al.* (1994) relataram remoção média de 80% de ovos de helmintos em LAT utilizando uma unidade de decantação como tratamento primário.

As LAT também podem remover micropoluentes, como hormônios, fármacos e produtos de higiene pessoal, presentes no efluente doméstico (VASSALLE *et al.*, 2020).

A produção de biomassa a partir do pós-tratamento de reatores UASB ao longo do ano é apresentada na **Figura 4**. Pode-se observar que a quantidade de biomassa produzida durante o ano sofre variações sazonais, sendo o período de outono que se observou uma maior produção, o que coincidiu também com o período que de maior radiação solar, o que proporciona uma maior taxa de fotossíntese pelas algas.

O sistema de lagoa de alta taxa operado em escala piloto, instalado no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) e da Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA), pode ser visualizado na **Figura 5**.

6. FECHAMENTO DE CICLOS EM SISTEMAS COM LAGOA DE ALTA TAXA

A biomassa algal gerada durante o tratamento de esgoto em LAT pode ser destinada para a produção de produtos biocombustíveis, como por exemplo o biogás. A biomassa também pode ser utilizada para a produção de produtos farmacêuticos, suplementos alimentares e rações animais devido às suas altas concentrações de proteínas, carboidratos, lipídios e ácidos nucleicos.

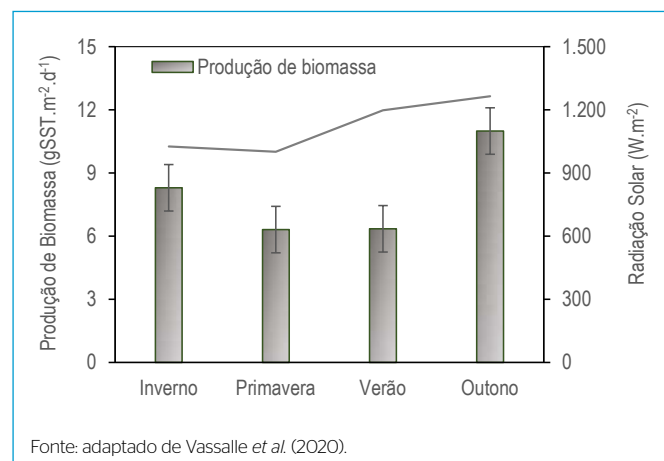


Figura 4 – Produção de biomassa em lagoas de alta taxa tratando e radiação solar ao longo do ano.

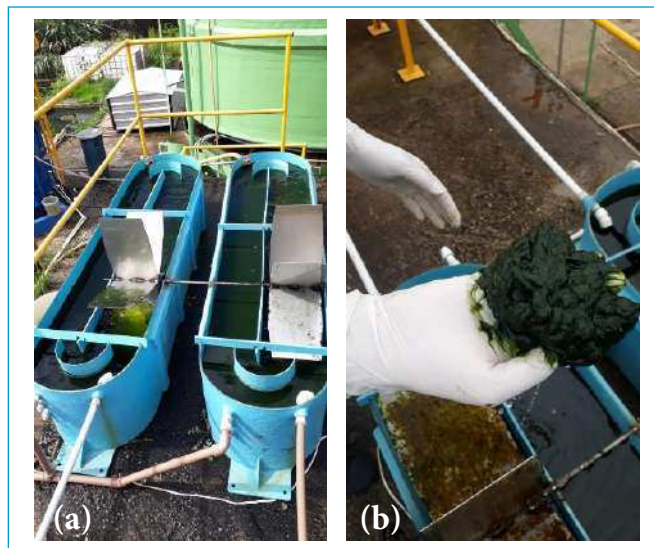


Figura 5 – Unidades experimentais instaladas no CePTS - UFMG/COPASA operando como pós-tratamento de reatores UASB: (a) lagoas de alta taxa (LAT); (b) biomassa produzida nas lagoas de alta taxa.

Uma das alternativas que pode ser implementada para gerenciamento da biomassa algal é a sua codigestão com esgoto bruto no reator UASB. Estudos realizados recentemente mostram que pode ser obtido um aumento significativo na produção do gás metano que é gerado durante o processo de digestão anaeróbia, minimizando assim a geração de resíduos encaminhado aos aterros sanitários e reduzindo também os custos operacionais da ETE (VASSALLE *et al.*, 2020). Buscando aumentar a taxa de hidrólise das microalgas durante o processo de codigestão, estudos recentes têm mostrado resultados promissores na utilização de pré-tratamento térmico solar para romper a parede celular das microalgas, melhorando assim a sua biodegradabilidade durante a codigestão anaeróbia juntamente com o esgoto bruto. Os processos de codigestão e pré-tratamento térmico solar para microalgas são abordados na NT 5 da coletânea “Valoração e gerenciamento de subprodutos sólidos do tratamento do esgoto - Parte B: Pré-tratamento e codigestão anaeróbia de lodo de esgoto” (VASSALLE *et al.*, 2022).

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A utilização de lagoas de alta taxa pode proporcionar grandes ganhos para o tratamento de esgoto no Brasil, principalmente em cidades de pequeno e médio porte.

As condições climáticas e a radiação solar na maior parte do país garantem que se tenha uma alta atividade fotossintética para o cultivo das algas juntamente com o tratamento de esgoto. Quando comparadas aos sistemas tradicionais de tratamento de esgoto (lodos ativados, UASB + lodos ativados, UASB + FBP), as LAT apresentam como vantagem o baixo custo de implantação, operação e manutenção, e, comparadas às lagoas de estabilização, as LAT apresentam menor demanda por área.

O emprego de reator UASB previamente à LAT traz como vantagem a redução de área requerida pelo sistema, uma vez que no reator UASB parte da matéria orgânica e dos sólidos em suspensão são removidos, possibilitando a redução do TDH na LAT. Ainda, evita-se que os sólidos se sedimentem dentro das LAT e que ocorra a deterioração da qualidade do efluente devido ao sombreamento. Ademais, a biomassa produzida na LAT pode ser recirculada para dentro do reator UASB para ser codigerida com o esgoto e estabilizada, reduzindo os custos operacionais da ETE e aumentando a produção de biogás. Ressalta-se que o efluente das LAT pode alcançar nível terciário, apresentando concentrações reduzidas de nutrientes e patógenos, podendo ser avaliada a possibilidade de reúso agrícola e industrial. Por fim, a biomassa pode ser utilizada na fabricação de fertilizantes e rações, o que confirma o potencial dessa tecnologia como opção sustentável e inserida no conceito da economia circular.

No entanto, existem desafios referentes ao uso de LAT para o tratamento de esgoto. É necessário unidades de decantação eficientes neste sistema, uma vez que estas unidades são de suma importância para a recuperação da biomassa e uma melhor qualidade do efluente clarificado. A recirculação de parte da biomassa para a LAT tem se mostrado como solução viável para a seleção de comunidades com maior velocidade de sedimentação, garantindo efluente com menor quantidade de sólidos. Outros desafios incluem a determinação do TDH ótimo, avaliação dos efeitos da fotoinibição na produtividade do sistema e o controle de parasitas e predadores. Além disso, atualmente existe baixa disponibilidade de empresas brasileiras que fabricam sistemas de mistura para utilização em LAT.

8. AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio recebido do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG, do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto – INCT ETEs Sustentáveis, da Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco – FACEPE, da Companhia Pernambuco de Saneamento – COMPESA e BRK Ambiental e da Fibra Técnica - Engenharia e Saneamento.

Este trabalho faz parte da série de publicações do INCT ETEs Sustentáveis.

REFERÊNCIAS

ANA. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. *Atlas esgotos: atualização da base de dados de estações de tratamento de esgotos no Brasil*. Brasília, Brasil: Agência Nacional de Águas, 2020. 44 p.

ANA. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. *Atlas Esgotos: despoluição de bacias hidrográficas*. Brasília, Brasil: Agência Nacional de Águas, 2017. 88 p. Disponível em: <http://atlasesgotos.ana.gov.br/> Acesso em: 02 de dezembro de 2020.

ARENAS, E. G.; PALACIO, M. C. R.; JUANTORENA, A. U.; FERNANDO, S. E. L.; SEBASTIAN, P. J. Microalgae as a potential source for

biodiesel production: techniques, methods, and other challenges. *Energy Research*, v. 41, n. 6, p. 761-789, 2017.

ALHATTAB, M.; GHALY, A.; PÉREZ DE LOS RÍOS, A. Production of biodiesel from marine and freshwater microalgae: a review. *Advances in Research Italy*, v. 24, p. 107-55, 2015.

BAHLAOUI, M. A.; BALEUX, B.; TROUSSELLIER, M. Dynamics of pollution-indicator and pathogenic bacteria in high-rate oxidation wastewater treatment ponds. *Water Research*, v. 31, p. 630-638, 1997.

- BARROS, A. I.; GONÇALVES, A. L.; SIMÕES, M.; PIRES, J. C. M. Harvesting techniques applied to microalgae: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 41, p. 1489-1500, 2015.
- BECKER, E. W. *Microalgae: biotechnology and microbiology*. 1ª ed. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 1994. 293 p.
- BOROWITZKA, M. A. Culturing microalgae in outdoor ponds. In: Andersen, R. A. *Algal culturing techniques* (Org.). San Diego, USA: Elsevier Academic Press, 2005. p. 205-218
- BRENNAN, L.; OWENDE, P. Biofuels from microalgae – A review of technologies for production, processing, and extractions of biofuels and co-products. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 14, n. 2, p. 557-577, 2010.
- CARVALHO J. C. M.; MATSUDO, M. C.; BEZERRA, R. P.; FERREIRA-CAMARGO, L. S.; SATO, S. R. Microalgae bioreactors. In: Bajpai, R.; Prokop, A.; Zappi, M. (eds.), *Algal Biorefineries*. New York, USA: Springer, 2014.
- CHERNICHARO, C. A.; RIBEIRO, T. B.; PEGORINI, E. S.; POSSETTI, G. R. C.; MIKI, M. K.; SOUZA, S. N. Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário - Parte 1: Tópicos de Interesse. *Revista DAE*, v. 66, p. 5-16, 2018.
- CHISTI, Y. Biodiesel from microalgae. *Biotechnology Advances*, v. 25, p. 294-306, 2007.
- CHISTI, Y. Microalgae: Our Marine Forests. *Biotechnology Advances* v. 22, p. 565-66, 2004.
- CRAGGS, R.; SUTHERLAND, D.; CAMPBELL, H. Hectare-scale demonstration of high rate algal ponds for enhanced wastewater treatment and biofuel production. *Journal of Applied Phycology*, v. 24, n. 3, p. 329-337, 2012.
- CRAGGS, R. J.; DAVES-COLLEY, R. J.; TANNER, C. C.; SUKIAS, J. P. Advanced pond system: performance with high rate ponds of different depths and areas. *Water Science and Technology*, v. 48, n. 2, p. 259-267, 2003.
- CROMAR, N. J.; MARTIN, N. J.; READ, P. A.; FALLOWFIELD, H. J. Determination of nitrogen and phosphorus partitioning within components of the biomass in a high rate algal pond: Significance for the coastal environment of the treated effluent discharge. *Water Science and Technology*, v. 25, n. 12, p. 207-214, 1992.
- DICKINSON, S.; MIENTUS, M.; FREY, D.; AMINI-HAJIBASHI, A.; OZTURK, S.; SHAIKH, F.; SENGUPTA, D.; EL-HALWAGI, M. M. A review of biodiesel production from microalgae. *Clean Technologies and Environmental Policy*, v. 19, n. 3, p. 637-668, 2016.
- DODD, J. C. Elements of pond design and construction. In: Richmond, A. (Org) *Handbook of microalgal mass culture*. Boca Raton, USA: CRC Press Inc., 1986. p. 265-283.
- EDZWALD, J. K. Algae, bubbles, coagulants, and dissolved air flotation. *Water Science and Technology*, v. 27, n. 10, p. 67-81, 1993.
- EL HAMOURI, B.; KHALLAYOUNE, K.; BOUZOUBA, N.; CHALABI, M. High-rate algal pond performances in faecal coliforms and helminth egg removals. *Water Science and Technology*, v. 28, n. 1, p. 171-174, 1994.
- ESPINOSA, M. F.; VERBYLA, M. E.; VASSALLE, L.; ROSA-MACHADO, A. T.; ZHAO, F.; GAUNIN, A.; MOTA, C. R. Reduction and partitioning of viral and bacterial indicators in a UASB reactor followed by highrate algal ponds treating domestic sewage. *Science of The Total Environment*, v. 760, p. 144309, 2021.
- GARCIA, J.; GREEN, B.; LUNDQUIST, T.; MUJERIEGO, R.; HERNÁNDEZ-MARINÉ, M.; OSWALD, W. Long term diurnal variations in contaminant removal in high rate ponds treating urban wastewater. *Bioresource Technology*, v. 97, n. 14, p. 1709-1715, 2006.
- DE GODOS, I.; BLANCO, S.; GARCÍA-ENCINA, P. A.; BECARES, E.; MUÑOZ, R. Long-term operation of high rate algal ponds for the bioremediation of piggery wastewaters at high loading rates. *Bioresource Technology*, n. 100, p. 4332-4339, 2009.
- GÓMEZ, E.; CASELLAS, C.; PICOT, B.; BONToux, J. Ammonia elimination process in stabilization and high-rate algal pond systems. *Water Science and Technology*, v. 31, n. 12, p. 303-312, 1995.
- GREEN, F. B.; LUNDQUIST, T. J.; OSWALD, W. J. Energetics of advanced integrated wastewater pond systems. *Water Science and Technology*, v. 31, n. 12, p. 9-20, 1995.
- HUANG, Q.; JIANG, F.; WANG, L.; YANG, C. Design of photobioreactors for mass cultivation of photosynthetic organisms. *Engineering*, v. 3, n. 3, p. 318-329, 2017.
- JOHNSON, N.; GIRIJAN, S.; TRIPATHY, B. K.; ALI, M. A. S.; KUMAR, M. Chapter 15 - Algal-bacterial symbiosis and its application in wastewater treatment. In: Maulin, P. S., Rodriguez-Couto, S. Sevinç Şengör, *Emerging Technologies in Environmental Bioremediation*, Elsevier, 2020, p. 341-372.
- KIM, J.; YOO, G.; LEE, H.; LIM, J.; KIM, K.; KIM, C. W.; PARK, M. S.; YANG, J. W. Methods of downstream processing for the production of biodiesel from microalgae. *Biotechnology Advances*, v. 31, n. 6, p. 862-876, 2013.
- LIFFMAN, K.; PATERSON, D. A.; LIOVIC, P.; BANDOPADHAYAY, P. Comparing the energy efficiency of different high rate algal receways pond designs using computational fluid dynamics. *Chemical Engineering Research and Design*, v. 91, n. 2, p. 221-226, 2013.

LOURENÇO, S. O. *Cultivo de microalgas marinhas: princípios e aplicações*. São Carlos: RiMa, 2006. p. 588.

MARCIN, R.; MUCHA, M. *Theoretical study to improve the energy balance in wastewater treatment plant: Investigation of microalgae photobioreactor in biological treatment step and open algal pond in reject water treatment in Uppsala and Västerås*. 35 f. Thesis (Master of Science in Sustainable Energy Systems). Mälardalen University, Västerås, Sweden. 2015.

MATA, T. M.; MARTINS, A. A.; CAETANO, N. S. Microalgae for Biodiesel Production and Other Applications: A Review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 14, p. 217-32, 2010.

MILLER, S.; ABELIOVICH, A. Effects of high organic loading on mixed photosynthetic wastewater treatment. *Jornal Water of the Pollution Control Federation*, p. 436-440, 1997.

MONTEGGIA, L. O.; FILHO, L. C. Z. Remoção de algas de lagoas de alta taxa por filtração biológica para pós-tratamento de reatores anaeróbios. In: Chernicharo, C. A. L. (Org). *Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios - Coletânea de Artigos Técnicos - volume II*. Belo Horizonte: FINEP/PROSAB, 2001, p. 103-110.

OMS. Organização Mundial da Saúde. *Poluição e falta de saneamento matam 1,7 milhão de crianças por ano*. 2017. Disponível em: <https://nacoesunidas.org/poluicao-e-falta-de-saneamento-matam-17-milhao-de-criancas-por-ano-diz-oms>. Acesso em: 02 de dezembro de 2020.

ORON, G.; SHELEF, G. Maximizing algal yield in high rate oxidation ponds. *Journal of the Environmental Engineering Division*, v. 108, n. EE4, p.730-737, 1982.

OSWALD, W. J. Micro-algae and waste-water treatment. In: Borowitzka, M. A.; Borowitzka, L. J. (Org.). *Micro-algal biotechnology*. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 1988a. p. 305-328.

OSWALD, W. J. Large-scale algal culture systems (engineering aspects). In: Borowitzka, M. A.; Borowitzka, L. J. (Org.). *Micro-algal biotechnology*. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 1988b. p. 357-394.

OSWALD, W. J.; GOLUEKE, C. G. Biological transformation of solar energy. *Advances in Applied Microbiology*, v. 2, p. 223-262, 1960.

OSWALD, W.; GOTAAS, H.; GOLUEKE, C.; KELLEN, W.; GLOYNA, E.; HERMANN, E. Algae in waste treatment [with discussion]. *Sewage and Industrial Wastes*, v. 29, p. 437-457, 1957.

PARK, J. B. K.; CRAGGS, R. J. Nutrient removal in wastewater treatment high rate algal ponds with carbon dioxide addition. *Water Science and Technology*, v. 63, n. 8, p. 1758-1764, 2011.

PARK, J. B. K.; CRAGGS, R. J. Wastewater treatment and algal production in high rate algal ponds with carbon dioxide addition. *Water Science and Technology*, v. 61, n. 3, p. 633-639, 2010.

PASSOS, F.; CORDEIRO, P. H. M.; BAETA, B. E. L.; AQUINO, S. F.; PEREZ-ELVIRA, S. I. Anaerobic co-digestion of coffee husks and microalgal biomass after thermal hydrolysis. *Bioresource Technology*, v. 253, p. 49-54, 2018.

PULZ, O. Photobioreactors: Production systems for phototrophic microorganisms. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 57, n. 3, p. 287-293, 2001.

RAWAT, I.; KUMAR, R. R.; MUTANDA, T.; BUX, F. Dual role of microalgae: Phycoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels production. *Applied Energy*, v. 88, p. 3411-3424, 2011.

REIBER, W. *Algae-Anatomy, Biochemistry, and Biotechnology*. CRC Press, Taylor & Francis, Boca Raton, London, (2006). *Journal of Plant Physiology*. 2007.

RUAS, G.; FARIAS, S. L.; SCARCELLI, P. G.; SEREJO, M. L.; BONCZ, M. A. The effect of CO₂ addition and hydraulic retention time on pathogens removal in HRAPs. *Water Science and Technology*, v. 82, p. 1184-1192, 2020.

SA HEALTH. High Rate Algal Pond (HRAP) Design Guideline – an element in CWMS Wastewater Treatment Trains. South Australia Local Government Association, Flinders University and South Australian Department for Health and Wellbeing. Disponível em: https://www.lga.sa.gov.au/_data/assets/pdf_file/0041/694787/High-Rate-Algal-Pond-HRAP-Design-Guideline-June-2020.pdf. Acesso em: 14 de outubro de 2021.

SANTIAGO, A. F. *Avaliação do desempenho de lagoas de alta taxa no tratamento de esgoto pré-desinfestado submetidas a diferentes níveis de radiação solar*. 158 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2013.

SALIM, S.; GILISSEN, L.; RINZEMA, A.; VERMUE, M. H.; WIJFFELS, R. H. Modeling microalgal flocculation and sedimentation. *Bioresource Technology*, v. 144, p. 602-607, 2013.

SÁNCHEZ MIRÓN, A.; GARCÍA, M. C. C.; CAMACHO, F. G.; EMILIO GRIMA, M.; CHISTI, Y. Growth and biochemical characterization of microalgal biomass produced in bubble column and airlift photobioreactors: Studies in fed-batch culture. *Enzyme and Microbial Technology*, v. 31, p. 1015-1023, 2002.

SANTOS, M. C. R.; OLIVEIRA, J. F. S. Nitrogen transformation and removal in waste stabilization ponds in Portugal. *Water Science Technology*, v. 19, n. 12, p. 123-130, 1987.

- SARPONG, G.; GUDE, V. G. Near future energy self-sufficient wastewater treatment schemes. *International Journal of Environmental Research*, v. 14, p. 479-488, 2020.
- SINGH, R. N.; SHARMA, S., Development of suitable photobioreactor for algae production - A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 16, p. 2347-2353, 2012.
- SHELEF, G.; AZOV, Y. High rate oxidation ponds. The Israeli experience. *Water Science Technology*, v. 19, n 12, p. 249-255, 1987.
- SUTHERLAND, D. L.; HOWARD-WILLIAMS, C.; TURNBULL, M. H.; BROADY, P. A.; CRAGGS, R. J. Enhancing microalgal photosynthesis and productivity in wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. *Bioresource technology*, v. 184, p. 222-229, 2015.
- TARLETON, E. S.; WAKEMAN, R. J. *Solid/Liquid separation: Equipment selection and process design*. Oxford, UK: Butterworth-Heinemann/ICHEME Series, 2007. 464 p.
- TEIXEIRA PINTO, M. A.; ONOYAMA, M. T. Remoção de matéria orgânica, fósforo e nitrogênio de esgotos domésticos utilizando o processo de lagoas de alta taxa. *Revista DAE*, n. 161, p. 6-13, 1991.
- TORRES-FRANCO, A.; PASSOS, F.; FIGUEREDO, C. M.; MUÑOZ R. Current advances in microalgae-based treatment of high-strength wastewaters: challenges and opportunities to enhance wastewater treatment performance. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 20, p. 209-235, 2021.
- TORRES-FRANCO, A. Evaluation of modified high rate algal ponds for the treatment of high-strength wastewater. 82 f. Thesis (Doctorate degree in Sanitary, environmental and water resource). Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2020.
- VASSALLE, L.; GARCÍA-GALAN, M. J.; AQUINO, S. F.; AFONSO, R. J. C. F.; FERRER, I.; PASSOS, F.; MOTA, C. R. Can high rate algal ponds be used as post-treatment of UASB reactors to remove micropollutants? *Chemosphere*, v. 248, p. 125969, 2020.
- VASSALLE, L.; DIEZ-MONTERO, R.; MACHADO, A. T. R.; MOREIRA, C.; FERRER, I.; MOTA, C. R.; PASSOS, F. Upflow anaerobic sludge blanket in microalgae-based sewage treatment: Codigestion for improving biogas production, *Bioresource Technology*, v. 300, p. 122677, 2020.
- VASSALLE, L. C.; MACHADO, A. T. R.; PASSOS, F.; SILVA, A. S. C.; FLORÊNCIA, L.; MOTA FILHO, C. R. Valoração e gerenciamento de subprodutos sólidos do tratamento do esgoto. Parte B: Pré-tratamento e codigestão anaeróbia de lodo de esgoto – Nota Técnica 5 - Codigestão anaeróbia de esgoto doméstico e biomassa microalgal com e sem pré-tratamento térmico solar. Cadernos Técnicos Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 2, n. 2, p. 41-52, 2022.
- von SPERLING, M. Lodos ativados. 4ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitaria e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, 2016. 461 p. (Princípios do tratamento biologico de águas residuais, v. 4)
- von SPERLING, M. *Wastewater characteristics, treatment and disposal*. London, UK: IWA Publishing, 2007. 242 p.
- von SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. *Biological wastewater treatment in warm climate regions*. London, UK: IWA Publising, 2005. 1452 p.
- YADAV, G.; SEM, R. Microalgal green refinery concept for biosequestration of carbondioxide vis-à-vis wastewater remediation and bioenergy production: Recent technological advances in climate research. *Journal of CO2 Utilization*, v. 17, p. 188-206, 2017.
- YOUNG, P.; TAYLOR, M.; FALLOWFIELD, H. J. Mini-review: high rate algal ponds, flexible systems for sustainable wastewater treatment. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, v. 33, n. 6, p. 117, 2017.

Nota Técnica 6 - Aplicabilidade da tecnologia lodo granular aeróbio no contexto brasileiro

Technical Note 6 - Applicability aerobic granular sludge technology in the Brazilian context

Sílvio Luiz de Sousa Rollemberg¹, Isaac Volschan Junior², João Paulo Bassin³, Roque Passos Pivelli⁴, Maria de Lourdes Florêncio dos Santos⁵, Bruna Scandolara Magnus⁶, André Bezerra dos Santos^{7*}

RESUMO

O lodo granular aeróbio (LGA) é atualmente considerado uma das tecnologias mais promissoras de tratamento biológico de esgoto. Tal fato é principalmente decorrente da remoção combinada de matéria orgânica e nutrientes em um mesmo reator, dispensando o uso de decantadores secundários, configurando-se como uma das mais compactas tecnologias no mercado. No entanto, há vários relatos de problemas, incluindo: (i) instabilidade da biomassa granular; (ii) longos períodos de partida dos reatores em função do lento processo de formação dos grânulos, especialmente quando se utiliza esgoto com baixa concentração de matéria orgânica; (iii) acúmulo de nitrito no efluente final; (iv) elevada automação do sistema; e (v) processos operacionais ainda não completamente estabelecidos. Dessa forma, apesar dos consideráveis avanços no âmbito do tratamento de esgoto com sistemas LGA e aumento do número de estações de tratamento de esgoto (ETEs) em escala plena em vários países do mundo, é necessária uma avaliação integrada sobre sua aplicação no Brasil. A presente nota técnica tem como objetivo apresentar as principais características do sistema LGA, assim como trazer à tona uma discussão mais aprofundada, no contexto brasileiro, sobre a necessidade ou não de sua seleção, e em quais situações o LGA poderia ser implementado em substituição a outras tecnologias de tratamento de esgoto de maior domínio da engenharia nacional e de usuais menores custos de investimento e operação.

Palavras-chave: reator aeróbio, tratamento de esgoto, tecnologias emergentes.

ABSTRACT

Aerobic granular sludge (AGS) is currently considered one of the most promising technologies for biological wastewater treatment. This fact is mainly due to the combined removal of organic matter and nutrients in the same reactor, eliminating secondary settlers, making it one of the most compact technology on the market. However, there are several reports of problems, including: (i) instability of the granular biomass; (ii) long start-up periods due to slow granule formation, especially when using sewage with a low concentration of organic matter; (iii) accumulation of nitrite in the final effluent; (iv) high demand for automation; and (v) operational process not yet fully established. Thus, despite considerable advances in sewage treatment with AGS systems and the increase in the number of full-scale sewage treatment plants (STPs) in several countries around the world, an integrated assessment of its application in Brazil is necessary. This technical note aims to present the state-of-the-art of AGS system, as well as to bring up a more in-depth discussion, in the Brazilian context, on the need or not to adopt it, and in what situations it should be implemented to replace other sewage treatment technologies with greater mastery of national engineering and usual lower investment and operating costs.

Keywords: aerobic reactor, sewage treatment, emergent technologies.

¹Engenheiro Ambiental pela Universidade Federal do Ceará (UFC). Doutor em Engenharia Civil pela UFC. Professor do Departamento de Engenharia Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE). Membro do INCT ETE Sustentáveis.

²Engenheiro Civil pela Universidade Santa Úrsula (USU). Doutor em Engenharia de Produção pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). Professor Titular da Escola Politécnica da UFRJ. Membro do INCT ETE Sustentáveis.

³Engenheiro Químico pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Doutor em Engenharia Química pela UFRJ. Professor do Departamento de Engenharia Química da UFRJ. Membro do INCT ETE Sustentáveis.

⁴Engenheira Civil pela Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). Doutora em Ciências Ambientais pela Universidade de Wageningen, Holanda. Professora do Departamento de Engenharia Civil da UFPE. Membro do INCT ETE Sustentáveis.

⁵Engenheira Sanitária e Ambiental pela UFSC. Doutora em Engenharia Ambiental pela UFSC. Professora do Departamento de Engenharia Civil da UFPE. Membro do INCT ETE Sustentáveis.

⁶Engenheiro Civil pela UFC. Doutor em Ciências Ambientais pela Universidade de Wageningen, Holanda. Professor do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da UFC. Membro do INCT ETE Sustentáveis.

⁷Endereço para correspondência: Universidade Federal do Ceará, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Campus do Pici, bloco 713. Pici. Fortaleza, CE. CEP: 60455-970. E-mail: andre23@ufc.br

1. INTRODUÇÃO

O lodo granular aeróbio (LGA) é atualmente considerado uma das tecnologias mais promissoras para o tratamento biológico de esgoto (FRANCA *et al.*, 2018) e, nos últimos anos, vem crescendo a sua aplicação em estações de tratamento de esgoto (ETEs), especialmente no continente Europeu. Tal fato é principalmente decorrente da capacidade de remoção combinada de matéria orgânica e nutrientes (nitrogênio e fósforo) em um único reator, dispensando o uso de decantadores secundários, configurando-se como um dos sistemas de tratamento de esgoto mais compactos no mercado. Dentre as vantagens, destaca-se a menor produção de lodo excedente quando comparado com sistemas de lodos ativados convencionais, como também a possibilidade de recuperação de subprodutos de valor agregado a partir do lodo de excesso (p. ex.: alginato, fósforo, polihidroxialcanoatos), o que tende a tornar o LGA ainda mais atraente para os tomadores de decisão, caso exista a possibilidade de exploração comercial destes subprodutos.

No entanto, embora haja dezenas de ETEs em escala plena operando com a tecnologia LGA em diversos países, há vários relatos de problemas inerentes a esse processo, tais como: a instabilidade da biomassa granular; necessidade de longos períodos de partida dos reatores, especialmente quando se utiliza esgoto com baixa concentração de matéria orgânica; e acúmulo de nitrito no efluente final. Além disso, é requerido um elevado nível de automação do sistema e os procedimentos operacionais dos reatores LGA ainda não estão completamente estabelecidos (ROBERTI, 2018; LIN *et al.*, 2020). Dessa forma, apesar dos consideráveis avanços no âmbito do tratamento de esgoto com sistemas LGA, é muito importante realizar uma avaliação integrada sobre a aplicação desses reatores no Brasil. Nesse contexto, a presente nota técnica (NT) tem como objetivo apresentar as principais características do sistema LGA, assim como trazer à tona uma discussão mais aprofundada, no contexto brasileiro, sobre a necessidade de sua avaliação em estudos de alternativas, e em quais situações o LGA poderia ser implementado em substituição a outras tecnologias de tratamento de esgoto de maior domínio da engenharia nacional e de usuais menores custos de investimento e operação.

2. DESENVOLVIMENTO E APLICAÇÃO DA TECNOLOGIA LGA

O lodo granular foi descrito pela primeira vez em 1980, em processos de tratamento anaeróbio de efluentes, sendo sua aplicação largamente difundida por meio do desenvolvimento de reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo (reatores UASB, do inglês *upflow anaerobic sludge blanket reactor*) para tratamento de efluentes industriais. Já em sistemas aeróbios, a primeira observação ocorreu em 1997, em um reator de coluna de bolhas em escala laboratorial (MORGENROTH *et al.*, 1997). Após pouco mais de duas décadas do desenvolvimento desse processo em escala de bancada, a tecnologia LGA ou AGS (do inglês *aerobic granular sludge*) vem sendo objeto de investigação científica, envolvendo sua aplicação no tratamento de esgoto, principalmente, e expansão no mercado para algumas tipologias de águas residuárias industriais (NANCHARIAH *et al.*, 2018).

Desde 2005, em cooperação com a Universidade Técnica de Delft (TU Delft), a empresa holandesa Royal Haskoning DHV comercializa sistemas LGA sob o nome comercial Nereda®. Trata-se da patente que promove a maior difusão e aplicação da tecnologia LGA em todo o mundo, incluindo o Brasil. A primeira ETE com a tecnologia LGA implantada no mundo foi construída em 2010, na cidade de Epe (Holanda), com vazão média de $8.000 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ (população equivalente de 41.000 habitantes). Previamente à sua construção, estudos de otimização em escala piloto foram conduzidos em Gansbaai (África do Sul) e Frielas (Portugal) (PRONK *et al.*, 2015). Desde então, vem sendo observada sua rápida difusão e aplicação, seja em projetos de novas ETEs ou ampliação de ETEs existentes, especialmente aquelas baseadas no processo de lodos ativados (LA).

Atualmente, são mais de 90 ETEs em operação ou em construção no mundo concebidas com a tecnologia Nereda®. No Brasil, 7 ETEs já se encontram em operação: Constantino (Rio de Janeiro), Jardim Novo (Rio Claro), Araguaína (Tocantins), Limeira (São Paulo), Sumaré (São Paulo), Bangu (Rio de Janeiro) e Jardim São Paulo (Recife), e outras 5 estão em fase de projeto/construção, todas sob iniciativa e gerenciamento da empresa BRK Ambiental.

Ressalta-se, entretanto, haver outras ETEs em operação em escala real utilizando a tecnologia LGA, não associadas à marca Nereda®, tal como a ETE Yancang (China) (Li *et al.*, 2014). Na **Tabela 1** são apresentadas informações operacionais e de desempenho de seis destas ETEs.

3. CARACTERÍSTICAS E FUNDAMENTOS DA TECNOLOGIA LGA

3.1. Operação de reatores LGA

Grânulos aeróbios são cultivados preferencialmente em reatores em bateladas sequenciais (RBS), semelhantemente ao processo de lodos ativados com fluxo intermitente (bateladas sequenciais) dedicado para a remoção de matéria orgânica carbonácea (C), nitrogenada (N) e fosfatada (P). Os ciclos operacionais em reatores RBS são distribuídos entre as fases de alimentação, períodos anaeróbio, aeróbio e anóxico, sedimentação e descarte, as quais ocorrem dentro do mesmo volume reacional, de forma controlada, sendo alternadas de acordo com diferentes tempos de ciclo pré-ajustados.

Reatores LGA podem operar sob regime convencional de bateladas sequenciais ou sob regime de alimentação-descarte simultâneos. No regime convencional de bateladas sequenciais observa-se as fases de: (a) enchimento; (b) aeração; (c) sedimentação; (d) descarte do efluente; e (e) repouso. Já na configuração de alimentação-descarte

simultâneos, a fase de enchimento e descarte são realizadas em uma única etapa. Dessa forma, tal sistema é composto pelas seguintes etapas: (a) enchimento/descarte; (b) aeração; e (c) sedimentação. A duração das etapas de cada ciclo operacional é flexível, e depende fundamentalmente da característica do afluente, do tipo de microrganismo que se deseja selecionar e do nível de eficiência requerido. Em geral, períodos de enchimento (alimentação) situam-se entre 1 e 1,5 h, aeração de 1 a 3 h, sedimentação de 3 a 20 min e descarte do efluente tratado de 5 min a 1 h. Essa última etapa pode ser eliminada do ciclo quando da operação de alimentação-descarte simultâneos.

De forma geral, a tecnologia LGA se distingue dos demais processos de biomassa aeróbia e fluxo contínuo, e mesmo dos lodos ativados operados como RBS, principalmente em função das seguintes características:

- **Fluxo:** entrada do afluente pelo fundo do reator e fluxo ascensional do líquido (normalmente).
- **Biomassa:** elevada concentração de biomassa no reator, usualmente da ordem de 5 a 10 gSST·L⁻¹ (em termos de sólidos suspensos totais - SST), tendo-se inclusive relatos de alcance de concentrações superiores a 15 gSST·L⁻¹.
- **Lodo excedente:** para o descarte de grânulos mal formados ou com baixa sedimentabilidade, o descarte do lodo em excesso pode ocorrer, de forma seletiva, em diferentes alturas do reator.

Tabela 1 - Informações operacionais e de desempenho de ETEs LGA em operação.

ETE	Características principais					Eficiências remoção (%)			Referência
	Afluente	Vazão (L·s ⁻¹)	Troca volumétrica ⁽²⁾ (%)	Diâmetro dos grânulos (mm)	Ciclo (h)	DQO	N-total	P-total	
Lubawa (Polônia)	Esgoto doméstico e industrial (30 a 40%) ⁽¹⁾	37,0	25	0,4 ⁽³⁾	-	> 90	> 90	> 90	Świątczak e Cydzik-Kwiatkowska (2018)
Garmerwolde (Holanda)	Esgoto sanitário	331,0		0,2	6,5	> 90	~ 86	~ 87	Pronk <i>et al.</i> (2015)
Gansbaai (África do Sul)	Esgoto sanitário	57,0	50 a 70	0,2 a 0,8 ⁽³⁾	6,0	~ 94	90	> 80	Giesen <i>et al.</i> (2013)
Ryki (Polônia)	Esgoto doméstico e industrial (60%) ⁽¹⁾	58,3	50 a 70	0,2 a 0,8 ⁽³⁾	2,5 a 6,0	> 90	> 90	> 90	Nereda (2017)
Kingaroy (Austrália)	-	31,3	50 a 70	0,4 ⁽³⁾	2,5 a 6,0	> 90	~ 95	> 90	
Constantino (Brasil)	Esgoto sanitário	1.000,0	50 a 70	0,5 ⁽³⁾	2,5 a 6,0	> 90	-	-	

Legenda: DQO - Demanda química de oxigênio; N-total - Nitrogênio total; P-total - Fósforo total.

Notas: ⁽¹⁾Contribuição de esgoto industrial em relação à parcela de esgoto doméstico. ⁽²⁾Percentual do volume do reator alimentado em cada batelada. ⁽³⁾Diâmetro referente a 80% dos grânulos do sistema.

- **Aeração:** o lodo granular, por ser mais denso, necessita de um aporte de ar maior do que o lodo floculento, para propiciar uma boa movimentação do grânulo no interior do reator, como também elevar as forças de cisalhamento hidrodinâmico e estimular a secreção de substâncias poliméricas extracelulares (EPS, do inglês *extracellular polymeric substances*) pelos microrganismos, que contribuem na formação e manutenção dos grânulos.
- **Automatização:** a operação é dependente de sistema supervisão automatizado, de controle local ou remoto, capaz de promover ajustes dos ciclos operacionais, quando requeridos.

3.2. Requisitos para implantação e operação (CAPEX e OPEX)

Estudos relatam que a tecnologia LGA oferece vantagens competitivas em relação a outros processos de tratamento, principalmente em função dos menores requisitos de área, volumes reacionais, sistemas de bombeamento e de energia elétrica e, conseqüentemente, menores custos de implantação (CAPEX, do inglês *capital expenditure*) e operação (OPEX, do inglês *operational expenditure*). Contudo, até o presente momento, poucos estudos relataram os custos efetivos de CAPEX e OPEX em escala plena, haja vista o grande interesse comercial envolvido pelos detentores de patentes da tecnologia.

De forma geral, para a implantação de ETEs que removam nutrientes, o valor de referência do Programa de Despoluição de Bacias Hidrográficas da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (PRODES-ANA) se situa entre 65,00 e 85,00 US\$.hab⁻¹ (ANA, 2007). Para sistemas LGA, em termos de CAPEX, não há referências publicadas na literatura nacional. Em relação aos custos operacionais de uma ETE, o consumo de energia é um parâmetro muito importante, pois pode representar cerca de 30% dos custos totais de operação. De acordo com as tecnologias disponíveis atualmente, a demanda energética das novas ETEs varia entre 20 e 45 kWh por equivalente populacional (EP) por ano, mesmo que em algumas estações mais antigas esse consumo possa ser até duas vezes maior (SANTOS, 2018). Dados europeus indicam que o consumo de energia pode

variar entre 0,3 e 2,1 kWh.m⁻³ de esgoto tratado, enquanto os dados americanos reportam valores típicos na faixa de 0,41 a 0,87 kWh.m⁻³ de esgoto tratado, dependendo do tipo de tratamento, porte da estação, topografia etc. A Alemanha mantém como meta uma demanda energética nas ETEs em 20 kWh.ano⁻¹.EP⁻¹, com valor-guia atual em cerca de 26 kWh.ano⁻¹.EP⁻¹ (CAPODAGLIO e OLSSON, 2020). Deve-se ter cuidado com essas informações, pois alguns dados reportados na literatura incluem a energia das estações elevatórias de esgoto bruto, enquanto em outras essa informação não está explícita, o que justifica a ampla gama de valores relatados.

Especificamente para o consumo energético em ETEs com reatores LGA, Pronk *et al.* (2015) apresentaram uma demanda de aproximadamente 0,17 kWh.m⁻³, que é muito inferior ao de um sistema de lodos ativados existente na mesma planta, cujos valores se situavam acima de 0,3 kWh.m⁻³. Já Rolleberg (2020) reportou o valor de 0,25 kWh.m⁻³ na operação de um reator LGA em escala piloto tratando esgoto sanitário.

Em alguns estudos comparativos com outras tecnologias aeróbias, é possível vislumbrar os custos envolvidos. Segundo Dezotti *et al.* (2011), a tecnologia LGA proporcionou redução de 75% da área requerida pelo processo de LA e 40% da demanda energética, cujos valores de LA na modalidade convencional se situam entre 0,3 e 0,6 kWh.m⁻³ de esgoto tratado, o que representa uma redução de pelo menos 20% no OPEX. Em relação às tecnologias compactas de tratamento, citando os biorreatores de membrana (MBR, do inglês *membrane bioreactor*), observou-se que o sistema LGA proporcionou uma redução acima de 50% da demanda energética requerida (BASSIN, 2011; ROLLEMBERG *et al.*, 2018).

Estudo realizado por Bengtsson *et al.* (2018) apresenta vantagens do sistema LGA em relação ao sistema lodos ativados UCT (do inglês *University of Cape Town*), destacando uma redução de área de 50% e demanda energética 30% menor. O mesmo estudo ainda observa uma modesta redução de área de 13%, mas com uma expressiva redução da demanda energética, da ordem de 54%, da tecnologia LGA em comparação ao filtro biológico aerado submerso (FBAS).

Já em relação aos biorreatores de membrana, apesar desta viabilizar uma redução de área de 17%, a demanda energética foi muito menor com o sistema LGA, com redução entre 35 e 70%. Por fim, observou-se que a demanda energética do processo LGA era equivalente à de um reator de biofilme aerado de membrana (MABR, do inglês *membrane aerated biofilm reactor*). Entretanto, a maior facilidade operacional e os menores custos de implantação favorecem o uso do LGA.

3.3. Vantagens associadas à tecnologia LGA

O LGA é considerado um caso especial de biofilme constituído por células autoimobilizadas. Diferentemente da biomassa floculenta do processo de lodos ativados, o crescimento e a estruturação em forma de grânulos garantem algumas importantes vantagens, conforme apresentado a seguir.

3.3.1. Remoção simultânea de nutrientes

Devido à estrutura do grânulo, é estabelecido um gradiente da concentração de oxigênio, na direção de seu interior, com três camadas distintas e consecutivas, formando as zonas aeróbia, anóxica e anaeróbia (**Figura 1**), que favorecem a remoção simultânea de carbono e nutrientes.

Perfazer a remoção simultânea de matéria orgânica e nutrientes depende de uma oferta equilibrada de oxigênio, de forma a promover a conversão aeróbia da matéria orgânica e nitrificação, sem prejuízo ao processo anóxico de desnitrificação ou de remoção de fósforo.

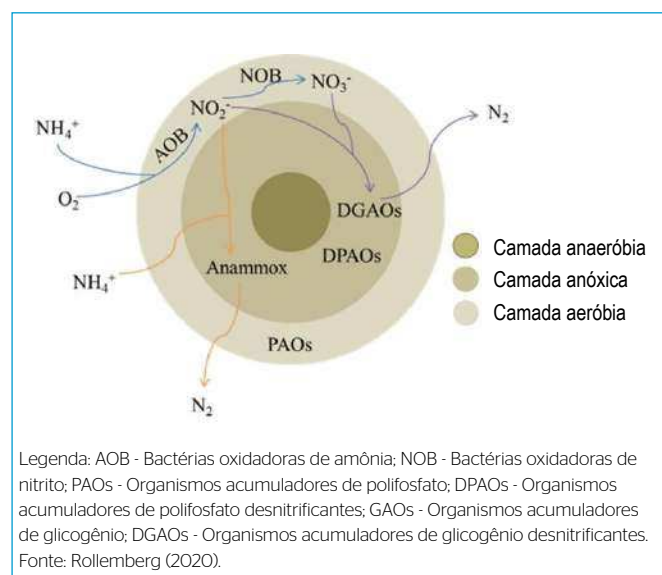


Figura 1 – Estrutura simplificada de um grânulo aeróbio.

3.3.2. Elevada velocidade de sedimentação do lodo

A segunda característica é consequência da alta densidade do grânulo, com elevada velocidade de sedimentação, que permite reduzir o tempo destinado à sedimentação da biomassa. Conforme pode ser observado na **Tabela 2**, grânulos aeróbios apresentam maiores diâmetros e maiores velocidades de sedimentação, quando comparados com outros tipos de lodo biológico, destacando-se ainda o maior potencial de produção de EPS.

3.3.3. Menor consumo energético

O sistema LGA pode ser operado em diferentes configurações de ciclo: A/O (anaeróbio, óxico), A²/O (anaeróbio, anóxico, óxico) ou A/O/A (anaeróbio, óxico, anóxico). A introdução de uma fase anaeróbia no ciclo operacional do LGA pode reduzir a demanda de aeração durante o ciclo de oxidação aeróbia (HE *et al.*, 2018). Assim, o consumo de energia elétrica em LGA tende a ser menor, em comparação a outros processos aeróbios, com a mesma demanda carbonácea e nitrogenada. Há ainda a vantagem da ausência de recirculação de lodo, o que também repercute na minimização dos custos com bombeamento.

3.3.4. Menor geração de lodo

Outra característica importante a se destacar seria uma reduzida geração de lodo. Resultados operacionais em escala plena (ETE Garmerwolde, Holanda) indicaram uma produção *per capita* anual de lodo seco de aproximadamente $6,5 \text{ kg} \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ (PRONK *et al.*, 2015), que é muito inferior ao relatado para lodos ativados convencionais, cujos valores variam de 10,0 a 14,6 $\text{kg} \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ (VON SPERLING, 2016). Essa menor geração de lodo está relacionada ao desenvolvimento de microrganismos de crescimento lento que fazem uso de polímeros intracelulares como fonte de carbono, e ao fato desses reatores operarem geralmente com idade do lodo mais próxima à modalidade de lodos ativados de aeração prolongada (BASSIN *et al.*, 2011). Neste contexto, visando à menor produção celular, a tecnologia Nereda® tem utilizado como estratégia de minimização tanto a desnitrificação convencional, realizada por bactérias heterotróficas desnitrificantes,

quanto o favorecimento da desnitrificação via organismos que utilizam substratos armazenados intracelularmente, usando fósforo ou glicogênio como fonte de energia (DGAO ou DPAO). De acordo com o estudo de Kreuk *et al.* (2007), a desnitrificação via DPAOs foi capaz de proporcionar uma redução de pelo menos 20% na produção de lodo.

3.4. Desafios técnico-operacionais para a aplicação da tecnologia LGA

Embora a tecnologia LGA incorpore aspectos muito competitivos para cotejamento com os demais processos biológicos de remoção de carga orgânica e nutrientes, como a elevada velocidade de sedimentação do lodo e a menor demanda de energia elétrica, há especificidades e requisitos técnico-operacionais apresentados a seguir, cuja compreensão e domínio precisarão ainda ser assimilados pela engenharia nacional.

3.4.1. Requisitos quanto à eficiência do tratamento preliminar

Existe a necessidade de um tratamento preliminar eficiente, pois o material particulado pode afetar negativamente o processo de granulação. Faz-se necessário ainda o uso de maiores tempos de reação anaeróbia para facilitar a hidrólise do material particulado (WAGNER *et al.*, 2015). Adicionalmente, efluentes ricos em óleos e graxas também podem prejudicar o desempenho do sistema LGA, sendo normalmente recomendado em projeto a instalação de unidades de remoção destes compostos a montante dos reatores.

3.4.2. Estabilidade dos grânulos em longos períodos de operação

Vários fatores são atribuídos à desintegração dos grânulos: (i) longos períodos de operação dos reatores (FRANCA *et al.*, 2018); (ii) presença de microrganismos filamentosos (LIU e LIU, 2006); (iii) intensidade de aeração, características do afluente, geometria do reator, carga orgânica etc. (VERAWATY *et al.*, 2012); e (iv) tamanho dos grânulos (WANG *et al.*, 2007). Franca *et al.* (2018) propuseram algumas soluções práticas para melhorar a estabilidade dos grânulos aeróbios:

- **Controle da idade do lodo:** o descarte seletivo do lodo visa, principalmente, o controle do tamanho dos grânulos e a idade do lodo. Estudos têm mostrado que idades de lodo entre 7 e 10 dias favorecem a estabilidade dos grânulos.
- **Controle operacional para remoção de fósforo total (P-total):** Para situações de necessidade de remoção de fósforo a partir do metabolismo dissimilativo, um prolongamento da fase de alimentação do esgoto bruto em condição anaeróbia, durante período superior a 20% da duração total do ciclo, favorece o crescimento de bactérias acumuladoras de fósforo e reduz o crescimento de bactérias filamentosas. Além disso, é sugerido a agitação no período anaeróbio para melhorar o contato dos microrganismos com o substrato.
- **Controle operacional para formação de grânulos:** A taxa de aeração é um dos pontos fundamentais na formação dos grânulos, já que está relacionada com a produção de substâncias poliméricas extracelulares (SPE),

Tabela 2 - Aspectos comparativos entre a biomassa granular aeróbia, granular anaeróbia e floculenta típica de sistema de lodo ativado convencional.

Característica	Grânulo aeróbio	Grânulo anaeróbio	Floco de lodo ativado
Velocidade de sedimentação (m.h ⁻¹)	10 a 90	< 20	2 a 10
Diâmetro (mm)	0,2 a 5,0	0,2 a 2,0	< 0,2
Densidade	Elevada	Elevada	Baixa
Formato	Regular e esférico	Regular e esférico	Irregular e filamentoso
Camadas	Aeróbia, anaeróbia, anóxica	Anaeróbia	Aeróbia
Tolerância à toxicidade	Elevada	Baixa	Baixa
Produção de EPS	Elevada	Média	Baixa

Fonte: Adaptado de dos Santos (2019).

causando *stress* nas células. Todavia, valores elevados podem inibir o processo de nitrificação/desnitrificação simultâneas, além de elevar o custo de operação. Dessa forma, é proposto o controle da taxa de aeração durante os períodos de formação e manutenção dos grânulos, de forma a manter velocidade ascensional de ar superior a $1,0 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ e concentração de oxigênio dissolvido (OD) compreendida entre 1,0 e $3,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (DEVLIN *et al.*, 2017; ROLLEMBERG *et al.*, 2018).

3.4.3. Procedimentos de descarte e requisitos de tratamento do lodo

Há necessidade de se prever registros de descarte de lodo em diferentes níveis, pois os grânulos têm tamanhos variáveis e ocupam diferentes posições no reator. Adicionalmente, ainda não se dispõe de informações acerca do grau de adensamento e estabilização do lodo gerado em reatores LGA. Sabe-se que a estabilização do lodo granular excelente depende da idade de lodo e, portanto, deve ser considerada a inclusão de uma unidade de estabilização biológica para redução do volume de lodo a ser encaminhado à unidade de destinação final. Dessa forma, é muito importante que sejam consideradas e incluídas as unidades de estabilização do LGA, de forma que os valores de CAPEX e OPEX sejam adequadamente apropriados.

3.4.4. Requisitos de automação e controle

A tecnologia LGA necessita que o monitoramento seja realizado em tempo real. Assim, exige-se um elevado grau de automação e controle, os quais são ainda mais complexos do que os RBS operados como uma variante do processo de lodos ativados. Para isso, devem ser instalados sensores *on-line* para monitoramento de diversos parâmetros (oxigênio dissolvido - OD, demanda química de oxigênio - DQO, amônia, nitrito, nitrato, fósforo/fosfato, turbidez, potencial hidrogeniônico - pH, entre outros), controlados por sistema supervisor, para atuação local ou remota, no intuito de avaliar o desempenho do reator e permitir determinar a duração ótima de cada etapa do ciclo operacional. Adicionalmente, o requisito de pessoal qualificado para gerenciar o complexo sistema de controle dos reatores LGA é outro fator a ser destacado, já que é essencial para

o seu funcionamento, e deve ser levado em consideração quando da seleção da tecnologia.

3.4.5. Partida do sistema

Outro desafio é o longo período para partida (*start-up*) dos reatores alimentados com esgoto sanitário para que os grânulos aeróbios se tornem dominantes, pois pode ser da ordem de 6 meses (PRONK *et al.*, 2015) ou mesmo de 6 a 13 meses (LIU *et al.*, 2010). Na primeira planta de LGA em operação em escala plena da América Latina para tratamento de esgoto sanitário, localizada no Rio de Janeiro, o percentual de biomassa granular foi de apenas 5,5% após mais de 9 meses de operação. Esse resultado esteve diretamente relacionado com a baixa carga orgânica afluyente, decorrente de uma DQO média em torno de $150 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (ROBERTI, 2018). Há, portanto, a necessidade de se considerar os desafios a serem superados para implementação da tecnologia, sobretudo sob essas condições de baixa carga, realidade em diversas ETEs no país, agravada nos períodos chuvosos devido à intrusão de água pluvial no sistema de coleta de esgoto.

Para reduzir o tempo de partida já foram propostas várias estratégias para acelerar o processo de formação dos grânulos, tais como: (i) adição externa de DQO solúvel para cultivo de grânulos aeróbios quando pretende-se tratar efluentes que não favorecem o desenvolvimento de bactérias de crescimento lento (PEYONG *et al.*, 2012); (ii) uso de cátions divalentes, sendo o cálcio o composto mais estudado, os quais podem atuar na neutralização das cargas negativas dos microrganismos (favorecendo sua agregação), aumento da produção de EPS, além de potencialmente funcionar como matriz para formação dos grânulos (ROLLEMBERG *et al.*, 2018); e (iii) uso de lodo granular pré-cultivado (PIJUAN *et al.*, 2011), para a redução do tempo para partida do reator, como realizado na ETE Yancang, localizada na China.

3.5. Comparação com tecnologias de tratamento consolidadas no país

Atualmente existem diversas rotas tecnológicas de tratamento de esgoto utilizadas no Brasil, as quais são dependentes de um conjunto de fatores, tais como: variação da composição do esgoto gerado, destinação final do efluente

tratado, questões socioeconômicas, aspectos climáticos, disponibilidade de área, proximidade da ETE a aglomerados urbanos, custos de implantação, operação e manutenção, entre outros (DOS SANTOS, 2019).

Segundo levantamento realizado pela ANA, cerca de 37% das ETEs no Brasil empregam tecnologias anaeróbias em seu fluxograma de tratamento, sendo o reator UASB um dos principais (ANA, 2020). Estes reatores apresentam uma série de vantagens, notadamente a elevada concentração de biomassa, a baixa demanda de área, o baixo custo de implantação e operação, a ausência de consumo de energia elétrica no reator, e a geração de biogás. No entanto, algumas limitações de desempenho desses reatores em relação à remoção de matéria orgânica, nutrientes e patógenos têm inviabilizado o uso isolado da tecnologia, sendo necessária uma etapa de pós-tratamento que confira ao efluente a qualidade suficiente para descarte em corpos hídricos, mesmo quando considerado apenas o atendimento a padrões de lançamento de matéria orgânica.

Diante desse cenário, observa-se algumas recentes tendências nas tecnologias utilizadas nas ETEs brasileiras, sendo estas: (i) UASB + filtro biológico percolador (FBP); (ii) UASB + LA; (iii) UASB + FBAS; (iv) LA convencional; (v) LA aeração prolongada; e (vi) UASB + lagoa de polimento, usualmente para sistemas de menor porte.

Como abordado anteriormente, sistemas LGA têm ganhado destaque no Brasil, ressaltando o crescente número de ETEs que vêm adotando tal concepção de tratamento. As vantagens em relação às outras tecnologias aeróbias já foram tratadas no item 3.3. Todavia, embora o desempenho do processo LGA o torne muito atraente, é necessário avaliar também os aspectos operacionais e econômicos. Dessa forma, é apresentado na **Tabela 3** uma comparação com os principais sistemas biológicos de tratamento de esgoto empregados no Brasil.

4. APLICABILIDADE DA TECNOLOGIA LGA NO CONTEXTO BRASILEIRO

A reversão do enorme déficit que o Brasil apresenta em relação ao tratamento de esgoto depende de vultosos investimentos em despesas de capital (CAPEX) para implantação de sistemas de esgotamento sanitário, bem como em despesas relativas à respectiva operação e manutenção (OPEX). As diferentes operações e processos que perfazem a tecnologia de tratamento de esgoto distinguem-se em função de seus propósitos, dos mecanismos em que se baseiam, da tipologia do reator que empregam, do respectivo grau de mecanização etc.

Em geral, a totalidade dos volumes das unidades, a dimensão total da área requerida, os requisitos de energia elétrica e de insumos, e a geração de lodo, constituem as principais variáveis para estimativa do CAPEX e OPEX envolvidos.

Tabela 3 – Valores típicos de eficiências de sistemas biológicos convencionais tratando esgoto sanitário.

Sistema de tratamento	Concentração efluente (mg·L ⁻¹)					Eficiências de remoção (%)		
	DQO	NH ₄ ⁺	N-total	P-total	SST	DQO	N-total	P-total
Reator LGA	< 30	< 5	< 5	< 2	0 a 20	90 a 99	> 90	> 75
UASB + LA	60 a 150	5 a 15	> 20	> 4	20 a 40	75 a 88	< 60	< 35
UASB + FBAS	60 a 150	5 a 15	> 20	> 4	20 a 40	75 a 88	< 60	< 35
UASB + FBP	70 a 180	> 15	> 20	> 4	20 a 40	75 a 88	< 60	< 35
LA convencional	45 a 120	< 5	> 20	> 4	20 a 40	80 a 90	< 60	< 35
LA aeração prolongada	30 a 100	< 5	> 20	> 4	20 a 40	83 a 93	< 60	< 35
LA batelada	30 a 100	< 5	> 20	> 4	20 a 40	83 a 93	< 60	< 35
LA convencional com remoção biológica de N	45 a 120	< 5	< 10	> 4	20 a 40	80 a 90	> 75	< 35
LA convencional com remoção biológica de N e P	45 a 120	< 5	< 10	1 a 2	20 a 40	80 a 90	> 75	> 75
MBR Aeróbio	< 30	< 5	1 a 4	2 a 5	0 a 5	90 a 95	> 75	> 70

Legenda: LGA - Lodo granular aeróbio; UASB - Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo; LA - Lodos ativados; FBAS - Filtro biológico aerado submerso; FBP - Filtro biológico percolador; MBR - Biorreatores de membrana; DQO - Demanda química de oxigênio; NH₄⁺ - Nitrogênio amoniacal; SST - Sólidos suspensos totais; N-total - Nitrogênio total; P-total - Fósforo total.

Fonte: von Sperling (2014); Nereda (2017).

Requisitos de automação, complexidade de controle e operação, impactos ambientais circunvizinhos à ETE e experiência e domínio sobre a tecnologia, servem também como argumentos para o melhor embasamento da seleção de uma determinada rota tecnológica.

Apesar do enorme déficit e do crescimento ainda muito lento, se observa um aumento da cobertura com o uso de tecnologia de tratamento de esgoto de completo domínio da engenharia sanitária e ambiental nacional e, em especial, nos últimos 20 anos, na difusão do emprego de reatores UASB seguido das mais diversas opções de pós-tratamento.

É importante considerar que a inserção da tecnologia LGA no elenco de processos de tratamento de esgoto no Brasil ainda requer muito cuidado e atenção, pois é de desenvolvimento recente e ainda está em processo de consolidação. Portanto, existem muitos aspectos ainda a esclarecer. Para a sua seleção, deve ser levado em consideração o fato de a tecnologia ter sido concebida para países de clima temperado e com esgoto sanitário mais concentrado em termos de matéria orgânica e nutrientes, fatores esses muito importantes em relação à operação e desempenho do sistema.

Outro aspecto fundamental para o funcionamento adequado de qualquer sistema que utilize reatores em batelada sequencial é o requerimento de elevado grau de automação e controle. Por essa razão, pode ser questionado se a robustez e o grau de confiabilidade e sustentabilidade que a tecnologia oferece é compatível com a realidade do padrão de qualificação dos gestores e técnicos envolvidos com a operação e manutenção das instalações de saneamento no país. Importante levar em conta a necessidade de pessoal altamente qualificado para a operação desse tipo de sistema, cujo funcionamento é complexo, dentre muitos outros aspectos a serem considerados.

Em resumo, a aplicação do processo LGA tem limitações importantes, como as condições ambientais e as características do esgoto, as quais são variáveis entre diferentes regiões, assim como a capacidade de pagamento inerentes à realidade brasileira, que devem ser levadas em conta na etapa de projeto e instalação das novas ETEs. Em adição,

ainda não estão estabelecidos os critérios e parâmetros de projetos hidráulico-sanitários do sistema LGA, como também o CAPEX e OPEX da tecnologia contemplando todas as unidades necessárias, inclusive etapas relacionadas ao condicionamento do afluente e tratamento do lodo excedente.

Ainda, para expansão da oferta de serviços de esgotamento sanitário no Brasil é recomendável que as concessionárias ou prestadoras do serviço tenham o domínio dos procedimentos operacionais e de manutenção requeridos para a operação da ETE. Caso contrário, podem ficar refém dos detentores da tecnologia para solucionar problemas básicos de operação, tornando o processo uma verdadeira “caixa-preta”. Por fim, face ao completo domínio da engenharia nacional por vasto elenco de processos de tratamento de esgoto isentos da necessidade de pagamento de *royalties* pelo uso da tecnologia, é importante registrar a obrigatoriedade de remuneração de uso da tecnologia LGA, além da curiosa dependência do titular legal do serviço quanto à existência de propriedade tecnológica de um ativo de concessão pública.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O elevado potencial da tecnologia LGA no tratamento de esgoto sanitário, aliado à redução de área demandada e os padrões de lançamento cada vez mais restritivos, permite classificar a mesma como bastante promissora. No entanto, os custos associados à implantação e manutenção, complexidade operacional e a necessidade de um maior entendimento do processo de formação e manutenção de grânulos estáveis, especialmente em escala plena, trazem à tona um alerta de que a adoção desta tecnologia deve ser realizada com bastante critério e cuidado.

Além disso, deve-se levar em conta que o processo LGA foi desenvolvido em países desenvolvidos de clima temperado, nos quais a capacidade de pagamento dos usuários e a composição do esgoto sanitário são bastante distintas das observadas na maior parte das regiões brasileiras.

Portanto, a escolha da tecnologia LGA deve ser cuidadosamente realizada e justificada levando em conta os objetivos do tratamento, caso a caso, no intuito de

demonstrar claramente o porquê da não adoção de outras tecnologias de tratamento de esgoto consolidadas em território nacional, para as quais há maior conhecimento das diretrizes de projeto, operação e manutenção, além de reconhecidos CAPEX e OPEX menores. O tomador de decisão deverá ter em mente que, para várias situações (que dependem do contexto local), tecnologias mais simples e de amplo domínio da engenharia nacional são capazes de cumprir todas as presentes exigências estabelecidas pelos órgãos ambientais competentes, ou mesmo na produção de água para reúso.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio recebido do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG e do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto – INCT ETEs Sustentáveis.

Este trabalho faz parte da série de publicações do INCT ETEs Sustentáveis.

REFERÊNCIAS

- ANA. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. *Atlas esgotos: atualização da base de dados de estações de tratamento de esgotos no Brasil*. Brasília, DF, 2020. 44 p.
- ANA. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. *Programa Despoluição de Bacias Hidrográficas*. Brasília DF, 2007. 27 p.
- BASSIN, J. P. Tecnologia de granulação aeróbia (lodo granular aeróbio). In: Dezotti, M., Sant'Anna, G. L., Bassin, J. P. (Org.). *Processos Biológicos Avançados para Tratamento de Efluentes e Técnicas de Biologia Molecular para o Estudo da Diversidade Microbiana*. Rio de Janeiro, Brasil: Interciência, 2011. p. 91-170.
- BENGTSOON, S.; DE BLOIS, M.; WILÉN, B. M.; GUSTAVSSON, D. A comparison of aerobic granular sludge with conventional and compact biological treatment technologies. *Environmental Technology*, v. 7, p. 1-10, 2018.
- CAPODAGLIO, A.; OLSSON, G. Energy issues in sustainable urban wastewater management: Use, demand reduction and recovery in the urban water cycle. *Sustainability*, v. 12, n. 1, p. 266-283, 2019.
- DEVLIN, T. R.; di BIASE, A.; KOWALSKI, M.; OLESZKIEWICZ, J. A. Granulation of activated sludge under low hydrodynamic shear and different wastewater characteristics. *Bioresource Technology*, v. 224, p. 229-235, 2017.
- DEZOTTI, M.; SANT'ANNA JR.; G. L.; BASSIN, J. P. *Processos biológicos avançados para tratamento de efluente e técnicas de biologia molecular para o estudo da diversidade microbiana*. Rio de Janeiro, Brasil: Interciência, 2011. 368 p.
- DOS SANTOS, A. B. Caracterização, tratamento e gerenciamento de subprodutos de correntes de esgotos segregadas e não segregadas em empreendimentos habitacionais. Ed. Fortaleza, Brasil: Impreco, 2019. 812 p.
- FRANCA, R. D. G.; PINHEIRO, H. M.; van LOOSDRECHT, M. C. M.; LOURENCO, N. D. Stability of aerobic granules during long-term bioreactor operation. *Biotechnology Advances*, v. 36, n. 4, p. 228-246, 2018.
- GIESEN, A.; de BRUIN, R. P.; NIERMANS, H. F.; van der ROEST. Advancements in the application of aerobic granular biomass technology for sustainable treatment of wastewater. *Water Pract Technol.* v. 8, n. 1, p. 47-54, 2013.
- HE, Q.; CHEN, L.; ZHANG, S.; WANG, L.; LIANG, J.; XIA, W.; WANG, H.; ZHOU, J. Simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal in aerobic granular sequencing batch reactors with high aeration intensity: impact of aeration time. *Bioresource Technology*, v. 263, p. 214-222, 2018.
- KREUK, M. K.; KISHIDA, N.; van LOOSDRECHT, M. C. M. Aerobic granular sludge – state of the art. *Water Science and Technology*, v. 55, n. 8-9, p. 75-81, 2007.
- LI, J.; DING, L. B.; CAI, A.; HUANG, G. X.; HORN, H. Aerobic sludge granulation in a full-scale sequencing batch reactor. *BioMed Research International*, v. 2014, Article ID 268789, 12 p., 2014.
- LIN, H.; MA, R.; HU, Y.; LIN, J.; SUN, S.; JIANG, J.; LI, T.; LIAO, Q.; LUO, J. Reviewing bottlenecks in aerobic granular sludge technology: slow

- granulation and low granular stability. *Environmental Pollution*, v. 263, p. 1-11, 2020.
- LIU, Y. Q.; MOY, B.; KONG, Y. H.; TAY, J. H. Formation, physical characteristics and microbial community structure of aerobic granules in a pilot-scale sequencing batch reactor for real wastewater treatment. *Enzyme and Microbial Technology*, v. 46, n. 6, p. 520-525, 2010.
- LIU, Y.; LIU, Q. S. Causes and control of filamentous growth in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *Biotechnology Advances*, v. 24, n. 1, p. 115-127, 2006.
- MORGENROTH, E.; SHERDEN, T.; van LOOSDRECHT, M. C. M.; HEIJNEN, J. J.; WILDERER, P. A. Aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor. *Water Research*, v. 31, n. 12, p. 3191-3194, 1997.
- NANCHARAI, Y. V.; REDDY, G. K. K. Aerobic granular sludge technology: Mechanisms of granulation and biotechnological applications. *Bioresource Technology*, v. 247, p. 1128-1143, 2018.
- NEREDA. *Aerobic Granular Sludge Demonstration*. BACWA, Netherlands, 2017.
- PEYONG, Y. N.; ZHOU, Y.; ABDULLAH, A. Z.; VADIVELU, V. The effect of organic loading rates and nitrogenous compounds on the aerobic granules developed using low strength wastewater. *Biochemical Engineering Journal*, v. 67, p. 52-59, 2012.
- PIJUAN, M.; WERNER, U.; YUAN, Z. Reducing the startup time of aerobic granular sludge reactors through seeding floccular sludge with crushed aerobic granules. *Water Research*, v. 45, n. 16, p. 5075-5083, 2011.
- PRONK, M.; DE KREUK, M. K.; DE BRUIN, B.; KAMMINGA, P.; KLEEREBEZEM, R.; van LOOSDRECHT, M. C. M. Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. *Water Research*, v. 84, p. 207-217, 2015.
- ROBERTI, G. *Partida de um sistema de lodo granular aeróbio em escala plena: avaliação da formação de biomassa e seu desempenho no tratamento biológico de esgoto sanitário*. 2018. 108 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2018.
- ROLLEMBERG, S. L. S. *Aerobic granular sludge: formation/maintenance, system optimization and resource recovery possibilities*. 2020. 159 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2020.
- ROLLEMBERG, S. L. S.; BARROS, A. R. M.; FIRMINO, P. I. M.; DOS SANTOS, A. B. Aerobic granular sludge: cultivation parameters and removal mechanisms. *Bioresource Technology*, v. 270, p. 678-688, 2018.
- SANTOS, F. N. B. *Análise comparativa dos custos operacionais de 44 estações de tratamento de esgoto na região sudeste do Brasil*. 2018. 122 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2018.
- ŚWIĄT CZAK, P.; CYDZIK-KWIATKOWSKA, A. Performance and microbial characteristics of biomass in a full-scale aerobic granular sludge wastewater treatment plant. *Environmental Science and Pollution Research International*, v. 25, n. 2, p. 1655-1669, 2018.
- VERAWATY, M.; PIJUAN, M.; YUAN, Z.; BOND, P. L. Determining the mechanisms for aerobic granulation from mixed seed of floccular and crushed granules in activated sludge wastewater treatment. *Water Research*, v. 46, n. 3, p. 761-771, 2012.
- von SPERLING, M. *Lodos ativados*. 4ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, 2016. 461 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuais, v. 4)
- von SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 4ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, 2014. 472 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuais, v. 1)
- WAGNER, J.; WEISSBRODT, D. G.; MANGUIN, V.; DA COSTA, R. H. R.; MORGENROTH, E.; DERLON, N. Effect of particulate organic substrate on aerobic granulation and operating conditions of sequencing batch reactors. *Water Research*, v. 85, p. 158-166, 2015.
- WANG, S. G.; LIU, X. W.; GONG, W. X.; GAO, B. Y.; ZHANG, D. H.; YU, H. Q. Aerobic granulation with brewery wastewater in a sequencing batch reactor. *Bioresource Technology*, v. 98, n. 11, p. 2142-2147, 2007.

Nota Técnica 7 - Aplicabilidade da filtração em membrana dinâmica para o pós-tratamento de efluentes de reatores UASB

Technical Note 7 - Applicability of dynamic membrane filtration for post-treatment of UASB reactor effluents

Isabela Ferreira Batista¹, Erick Javier Centeno Mora², Paula Rafaela Silva Fonseca³, Fabiana Passos⁴, Carlos Augusto de Lemos Chernicharo^{5*}

RESUMO

Apesar das vantagens dos reatores UASB para o tratamento de esgoto, uma etapa de pós-tratamento pode ser necessária. Uma alternativa de pós-tratamento emergente é o uso de membranas dinâmicas (MD). Nas MDs, a remoção de poluentes ocorre devido a uma camada dinâmica de sólidos que se acumula na superfície do meio suporte de baixo custo. A presente nota técnica tem por objetivo apresentar fundamentos e aspectos práticos desta tecnologia, tendo em vista o seu elevado potencial de aplicação para a melhoria da qualidade de efluentes de reatores anaeróbios. São discutidos sobre a aplicabilidade e limitações da tecnologia, os fundamentos do processo, critérios de dimensionamento mais importantes e aspectos relacionados à operação e manutenção. Com esta nota técnica, pretende-se incentivar uma discussão no Brasil em relação ao potencial uso das MDs no pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios.

Palavras-chave: condicionamento de efluentes anaeróbios; esgoto; filtração dinâmica; remoção de matéria orgânica e sólidos.

ABSTRACT

Despite the many advantages of UASB reactors for sewage treatment a post-treatment stage may be necessary. An emerging post-treatment alternative is the use of dynamic membranes (DM). In DMs, the removal of pollutants occurs mainly due to a dynamic layer of solids that is formed on a mesh support. Its main advantage is the possibility of using low-cost support materials. The present technical note aims to present fundamentals and practical aspects of this emerging technology, in view of its high application potential for improving the quality of effluents from anaerobic reactors. The applicability and limitations of the technology, the fundamentals of the process, the most important design criteria and aspects related to its operation and maintenance are discussed. With this technical note, it is intended to encourage a discussion in Brazil regarding the potential use of DMs in the post-treatment of anaerobic reactor effluents.

Keywords: anaerobic effluent conditioning, sewage, dynamic filtration, organic matter and solids removal.

¹Engenheira Civil pela Universidade Federal de Sergipe (UFS). Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG).

²Engenheiro Civil pela Universidad de Costa Rica (UCR). Mestre em Tratamento e Gestão do Solo, Águas e Resíduos pela Universidade Parisienne AgroParisTech. Doutor pelo Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG. Membro do INCT ETES Sustentáveis.

³Engenheira Ambiental e Sanitarista pela Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF). Mestre e aluna de Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela UFMG. Membro do INCT ETES Sustentáveis.

⁴Engenheira Ambiental pela Universidade Federal de Viçosa (UFV). Mestre em Gestão Ambiental e de Recursos pela Universidade de Tecnologia de Brandemburgo, Alemanha. Doutora em Engenharia Ambiental pela Universidade Politécnica da Catalunha, Espanha. Professora adjunta do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG. Membro do INCT ETES Sustentáveis.

⁵Engenheiro Civil pela UFMG. Doutor em Engenharia Ambiental pela Universidade de Newcastle upon Tyne - UK. Professor titular aposentado do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG. Coordenador do INCT ETES Sustentáveis.

***Endereço para correspondência:** Avenida Antônio Carlos 6627 - Universidade Federal de Minas Gerais - Escola de Engenharia - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Bloco 1. Belo Horizonte, MG. CEP: 31270-901. E-mail: calemos@desa.ufmg.br

1. INTRODUÇÃO

Segundo inventário publicado pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), os reatores anaeróbios são atualmente a tecnologia de tratamento de esgoto mais empregada no Brasil, estando presente em cerca de 37% das estações de tratamento de esgoto (ETEs) brasileiras (ANA, 2020). A grande aceitação da tecnologia é decorrente de suas inúmeras vantagens (p. ex.: baixa produção de lodo, baixos custos de implantação e de operação, produção de biogás), todavia, a depender dos requisitos de qualidade do efluente final, uma unidade de pós-tratamento pode ser necessária. A literatura sobre a temática “pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios” é vasta e existem diversas opções tecnológicas, cuja escolha deve levar em consideração aspectos técnicos, ambientais, construtivos e operacionais (p. ex.: custo, demanda energética, disponibilidade de área, subprodutos gerados, qualificação de pessoal). Uma alternativa de pós-tratamento emergente faz uso de membranas dinâmicas para filtração do efluente, também denominada de filtração dinâmica.

Essa tecnologia tem se destacado em pesquisas recentes por apresentar elevada remoção de sólidos com um custo efetivo inferior ao de outras tecnologias com membranas (Hu *et al.*, 2018), por serem compactas e apresentarem baixo consumo energético. Dessa forma, a filtração dinâmica encontra campo para aplicação em ETEs que: contenham reatores anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB, do inglês *upflow anaerobic sludge blanket*) e necessitem de um efluente com qualidade superior em termos de sólidos e demanda química de oxigênio (DQO); ou possuam baixa disponibilidade de área para o pós-tratamento; ou ainda queiram preservar o metano dissolvido no efluente mesmo após o pós-tratamento, para recuperá-lo em etapas posteriores (FONSECA, 2017).

Segundo a literatura, ainda há poucos estudos sobre a utilização da filtração dinâmica para o pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. Somente a partir do ano de 2010, estudos foram publicados apontando a filtração dinâmica como uma tecnologia promissora, com eficiência de 90% para remoção de sólidos em suspensão (Hu *et al.*, 2018). Não obstante, no Brasil, ainda são escassos os trabalhos de pesquisa e de aplicação, apesar do potencial da tecnologia no pós-tratamento de efluentes de reatores

anaeróbios ainda com significativa concentração de sólidos, matéria orgânica e nutrientes.

Diante dessa lacuna, a presente nota técnica (NT) busca reunir os principais pontos referentes ao processo de filtração através de membranas dinâmicas como pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios: (i) aplicabilidade e limitações; (ii) fundamentos do processo; (iii) critérios de dimensionamento; (iv) operação e manutenção; e (v) estudo de caso.

2. APLICABILIDADE E LIMITAÇÕES DA FILTRAÇÃO DINÂMICA EM MEMBRANAS

A combinação das tecnologias de reatores biológicos (anaeróbios ou aeróbios) acoplado com membranas é conhecida como biorreatores de membranas (MBRs, do inglês *membrane bioreactor*). Os MBRs possuem reconhecida eficiência no tratamento de efluentes e melhoria da qualidade do efluente final (COUTO *et al.*, 2017). No entanto, os custos das membranas, a demanda energética na operação do sistema e o controle de incrustação (*fouling*) são as principais limitações do processo de filtração, particularmente, quando são usadas membranas de microfiltração (MF) e ultrafiltração (UF) (SMITH *et al.*, 2014).

Uma alternativa para atenuar as desvantagens das membranas tradicionais (MF e UF) são as membranas dinâmicas (MD) (YE *et al.*, 2006). Nas MDs, a remoção de sólidos ocorre majoritariamente devido a uma camada dinâmica de sólidos que se acumula na superfície da membrana. A sua principal vantagem é que há a possibilidade de utilização de materiais suporte de baixo custo, tais como tecidos em diversas configurações de malhas. A substituição das membranas tradicionais (MF e UF) por materiais de filtração mais baratos alia maiores taxas de fluxo e menores pressões transmembrana (PTMs) com um custo efetivo menor. Os sistemas de tratamento que combinam as membranas dinâmicas com biorreatores anaeróbios são conhecidos como AnDMBR (do inglês *anaerobic dynamic membrane bioreactor*).

Na **Figura 1** é apresentado o tamanho de poro da malha suporte no caso dos sistemas com membrana dinâmica e outros processos de separação por membranas tradicionais.

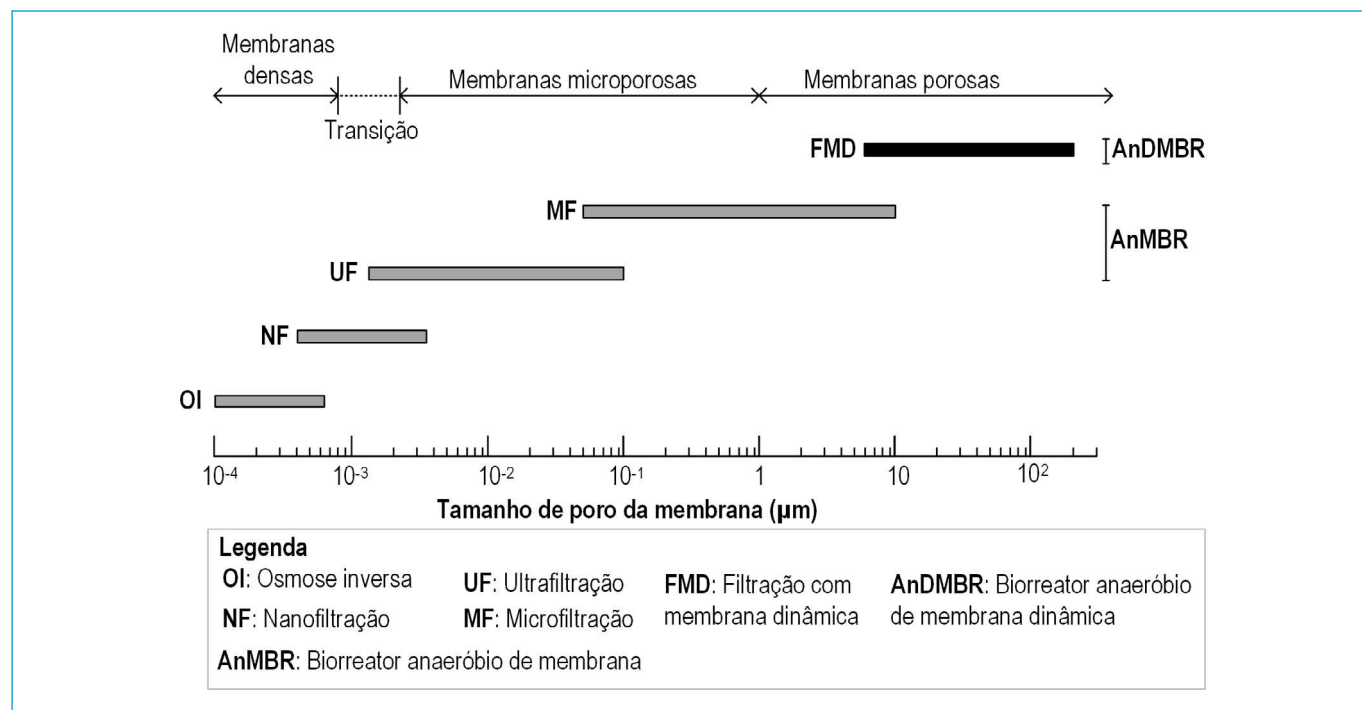


Figura 1 – Tamanho de poro em distintos processos de separação por membrana.

Os sistemas de filtração com membrana dinâmica utilizam um meio suporte de maior tamanho de poros (10 a 200 µm) do que outros processos de separação com membranas tradicionais. No caso dos sistemas AnDMBR, eles seriam uma tecnologia alternativa à MF e UF. Processos de separação com membrana, como a nanofiltração (NF) e osmose inversa (OI), possuem membranas com tamanho de poro consideravelmente menor (inferior a 10⁻² µm), para aplicações que extrapolam o interesse desta NT.

Resultados publicados mostraram remoções de DQO, turbidez e sólidos suspensos totais (SST) superiores a 99% com a utilização de sistemas AnDMBR (ERSAHIN *et al.*, 2014). Similarmente, outros estudos apontaram remoções de DQO na faixa de 63 a 80% e superior a 90% para sólidos sedimentáveis (SSed) (ZHANG *et al.*, 2011; ALIBARDI *et al.*, 2016; SALEEM *et al.*, 2016). Sabe-se que a concentração típica de SST em efluentes de reatores UASB tratando esgoto sanitário varia entre 60 e 100 mg·L⁻¹, em condições de adequada operação (VON SPERLING, 2014). Dessa forma, a filtração dinâmica encontra campo para aplicação em ETEs com reatores UASB que necessitem de um efluente com qualidade superior em termos de sólidos e DQO; ou, ainda, em sistemas que queiram preservar o metano dissolvido para recuperá-lo em etapas posteriores (FONSECA,

2017). No entanto, embora sistemas que empregam MDs sejam operados com fluxos superiores aos dos sistemas de separação por membranas tradicionais (HU *et al.*, 2018), a qualidade do efluente nos sistemas com MDs é levemente inferior em comparação às membranas tradicionais (LIN *et al.*, 2013). Além disso, os sistemas com MDs, similarmente aos sistemas de membrana tradicionais, apresentam a necessidade de monitoramento frequente para controle da PTM, manutenção, limpeza da malha (ou membrana no caso dos sistemas tradicionais) ou mesmo substituição do módulo ao fim de sua vida útil.

Na **Tabela 1** são apresentados alguns elementos fundamentais das diferenças e semelhanças entre a filtração com membrana tradicional (MF) e a filtração com membrana dinâmica (MD), no caso do pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios.

3. FUNDAMENTOS DO PROCESSO DE FILTRAÇÃO COM MEMBRANA DINÂMICA

3.1. Mecanismos de remoção de poluentes em biorreatores anaeróbios com membranas dinâmicas
A aderência e acumulação das partículas contidas no efluente sobre a superfície da membrana são fenômenos

Tabela 1 – Características operacionais, construtivas e custos associados a sistemas de filtração com MF e MD.

Parâmetro / Processo	Filtração com membrana tradicional (MF)	Filtração com membrana dinâmica (MD)
Tamanho de poro da membrana / meio suporte (μm)	0,05 a 10	10 a 200
Função e controle da incrustação	A incrustação é um problema operacional, deve ser controlado por meio de limpeza física e química	A incrustação melhora as condições de qualidade do permeado; com o tempo deve ser controlada por meio de limpeza física
Principais materiais	Cerâmica, polipropileno (PP), polissulfona (PS), polifluoreto de vinilideno (PVDF), polietersulfona (PES)	Politereftalato de etileno (PET), poliéster, nylon
Custo aproximado do material filtrante por ($\text{US}\$ \cdot \text{m}^2$)	55 a 130	12 a 35
Fluxo ($\text{L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)	40 a 60	50 a 100
Pressão transmembrana (m.c.a)	3,5 a 20	3 a 4
Consumo energético da filtração ($\text{kWh} \cdot \text{m}^{-3}$)	0,2 a 0,3	~ 0,008 a 0,020
Eficiência de remoção de poluentes esperável (%)	SST: 95 a 98 DQO: 70 a 85	SST: 85 a 97 DQO: 60 a 75

Fonte: Metcalf e Eddy (2014); Reis (2014); Singh e Purkait (2018).

comuns em MBRs e, usualmente, visto como desvantagens por causarem incrustação (Guo *et al.*, 2012). Por outro lado, nas MDs esses fenômenos são fundamentais para retenção de poluentes, e a incrustação (*fouling*) passa a ser uma vantagem sob a ótica do processo de filtração. Logo, uma camada suporte que antes apresentava baixa seletividade, após a formação da MD é apta a reter compostos, funcionando como uma filtração adicional devido à sua capacidade de rejeição de poluentes e patógenos (ERSAHIN *et al.*, 2016).

3.2. Formação da membrana dinâmica

As MDs são autoformadas, ou seja, utiliza-se das substâncias existentes no próprio efluente para a sua formação, tais como sólidos suspensos (ERSAHIN *et al.*, 2012). Na **Figura 2** é apresentada, de maneira esquemática, a formação da camada dinâmica.

O processo de formação da membrana dinâmica é composto por três partes: (a) fase de formação da camada de filtração com partículas de tamanho similar ao da malha; (b) fase de crescimento estável da camada, em que a relação massa de sólidos por volume da torta varia pouco no tempo; e (c) fase de incrustação, na qual o volume da torta deixa de aumentar e a massa depositada continua crescendo, em decorrência da compactação da camada e aumento da pressão transmembrana (ZHANG *et al.*, 2010; 2011).

Diferentes autores consideram que a formação da camada dinâmica é alcançada quando se atinge a estabilização de um ou mais dos seguintes indicadores: (i) turbidez do permeado; (ii) concentração de sólidos do permeado; e (iii) fluxo. O fluxo é definido como a vazão de efluente permeado por área da membrana, geralmente expresso em $\text{L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. De forma geral, os tempos de formação reportados na literatura variam de algumas horas (SIDDIQUI *et al.*, 2019) até 20 dias (ERSAHIN *et al.*, 2017), dependendo das condições operacionais do sistema e das características do efluente.

3.3. Configurações típicas de membranas dinâmicas

Existem três configurações típicas para os módulos de MD: (i) placa ou quadro; (ii) tubular; e (iii) espiral.¹ Estes módulos, por sua vez, podem ser combinados com os reatores a partir de sua inserção no mesmo (submerso) e operado sob vácuo, ou instalados externamente ao reator, em uma unidade adicional operada sob pressão (ALIBARDI *et al.*, 2016; FONSECA, 2017). Na **Figura 3** são apresentadas as configurações potenciais de reatores anaeróbios acoplados a módulos de membranas dinâmicas, com variações no tipo de reator, na localização da MD e no tipo do módulo. Embora a literatura reporte diversas possibilidades de combinações, não existem módulos para MD comerciais disponíveis, sendo que os módulos usados nos estudos foram desenvolvidos no escopo das próprias pesquisas (HU *et al.*, 2018).

¹ Embora a maioria das pesquisas tenham sido desenvolvidas usando os dois primeiros tipos de módulos de membranas.

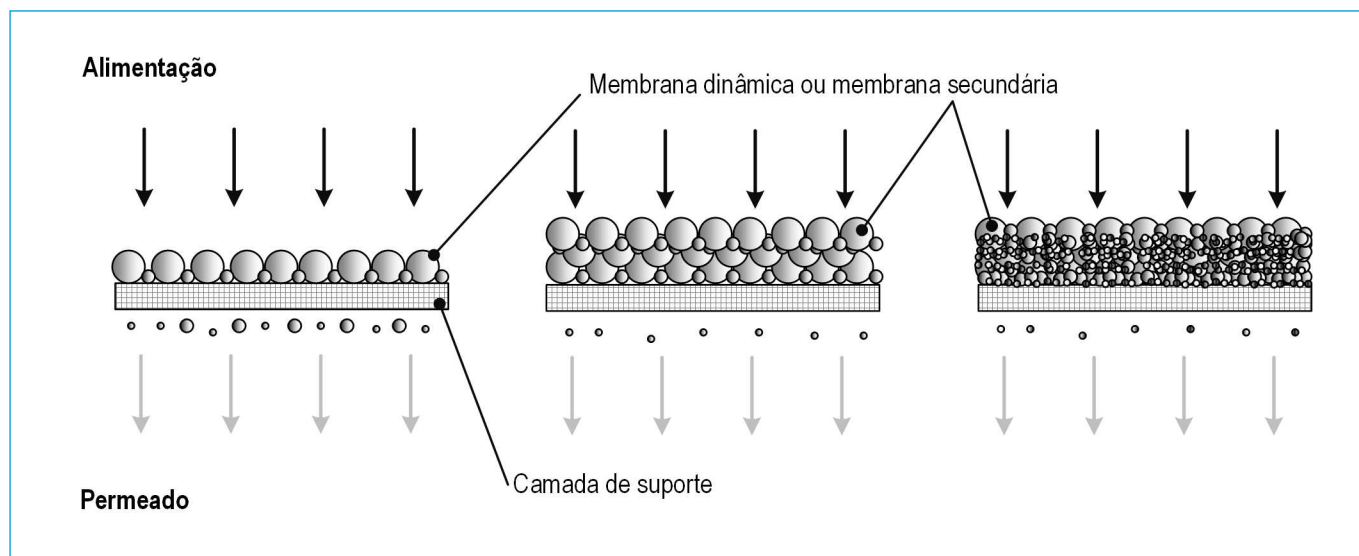


Figura 2 – Ilustração esquemática da formação da membrana dinâmica: (a) formação da camada; (b) crescimento estável; (c) incrustação.

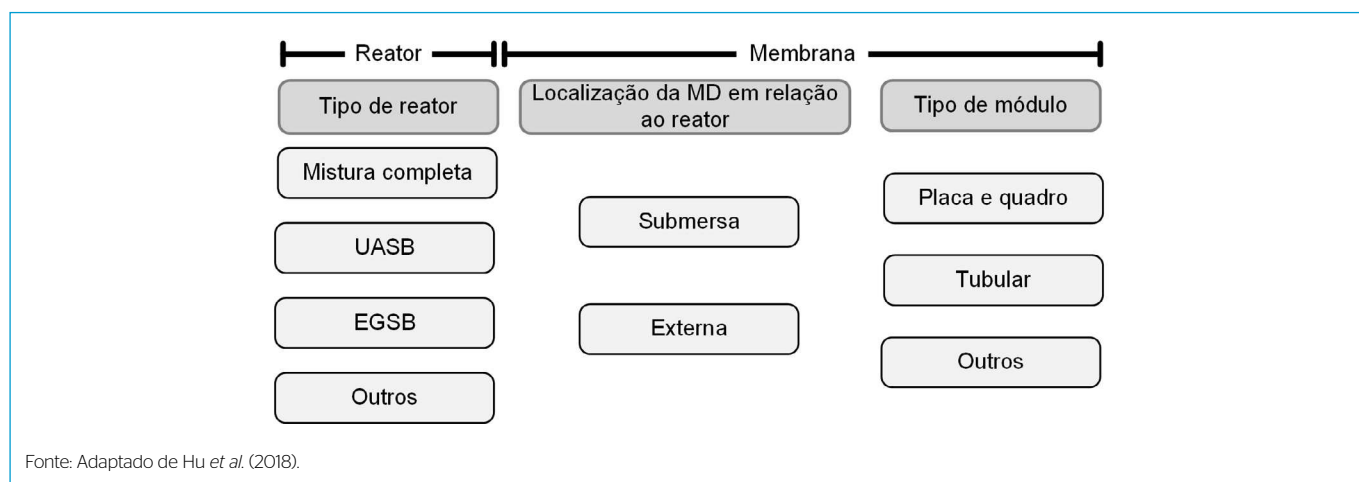


Figura 3 – Potenciais configurações de reatores anaeróbios acoplados a módulos de membranas dinâmicas.

A configuração externa exige um tempo maior na formação da camada dinâmica em comparação com o módulo no interior do reator. Porém, apesar de oferecer um período de inicialização mais curto, a resistência total de filtração e pressão transmembrana na configuração interna são maiores do que na externa (ERSAHIN *et al.*, 2017).

Diferentes materiais podem ser utilizados para a confecção do meio suporte da membrana dinâmica (p. ex.: PET, poliéster, nylon). Embora não haja uma recomendação consolidada em relação a esse tema, os materiais citados possuem como vantagem a fabricação no Brasil, diferentemente das membranas UF e MF, importadas. De forma geral, duas importantes considerações devem

ser feitas na escolha do material: (i) a resistência química, térmica e abrasiva em relação ao produto a ser filtrado; e (ii) a trama (organização e geometria dos fios) da malha ou do tecido e o impacto na clarificação do efluente, na obstrução dos fios e nas propriedades da torta formada (SVAROVSKY, 2000). Para o tamanho de malha do meio suporte, valores de 10 a 200 μm foram reportados na literatura, sendo recomendado adotar um tamanho de malha próximo à mediana da distribuição do tamanho das partículas presentes no efluente a ser filtrado (SIDDIQUI *et al.*, 2019).

Nota: as seções seguintes desta NT focam nos módulos externos operados sob pressão.

4. CRITÉRIOS E PARÂMETROS DE PROJETO

4.1. Diagrama unifilar do sistema de filtração por meio de módulo pressurizado

Na **Figura 4** é apresentado um fluxograma do processo de filtração por meio de módulos pressurizados de membrana dinâmica como pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios.

Como pode ser observado, o módulo consta de: (i) módulo de membrana (meio suporte dentro de uma carcaça); (ii) linha de fase líquida – efluente anaeróbio (alimentação e extração do permeado) com válvulas de amostragem a montante e a jusante do sistema de filtração, manômetros para monitoramento da pressão diferencial entre esses pontos, e sistema para medição de vazão de permeado; (iii) linha de descarte de lodo e de saída de água de retrolavagem no fundo do sistema; e (iv) sistema de purga de gases (ar, metano, sulfeto de hidrogênio) na parte superior do módulo, que também será aberto durante o descarte de lodo (para permitir o ingresso de ar) e durante o enchimento do sistema (para purgar o ar). Dependendo da escala da aplicação, várias unidades em paralelo podem ser

requeridas. Para a limpeza da camada dinâmica, em caso de aplicar uma retrolavagem, o ingresso de água ocorre pelo ponto de saída do permeado, e o descarte da retrolavagem ocorre pelo ponto de descarte de lodo, fechando a válvula de entrada de efluente anaeróbio do sistema.

4.2. Critérios de dimensionamento

Na **Tabela 2** são apresentados os principais critérios de dimensionamento recomendados para os módulos pressurizados de filtração por membrana dinâmica como pós-tratamento de efluentes anaeróbios, sendo eles a taxa de aplicação superficial (TAS), a perda de carga hidráulica máxima e o tamanho de abertura da malha do meio suporte.

No caso do meio suporte, recomenda-se usar materiais plásticos ou de alta resistência à corrosão, como polipropileno, nylon, polyester ou polietileno. Como mencionado anteriormente, o tamanho de malha recomendado é o mais próximo à mediana da distribuição do tamanho de partícula do efluente anaeróbio, que para reatores UASB situa-se próxima a 50 μm (ALVES, 2003).

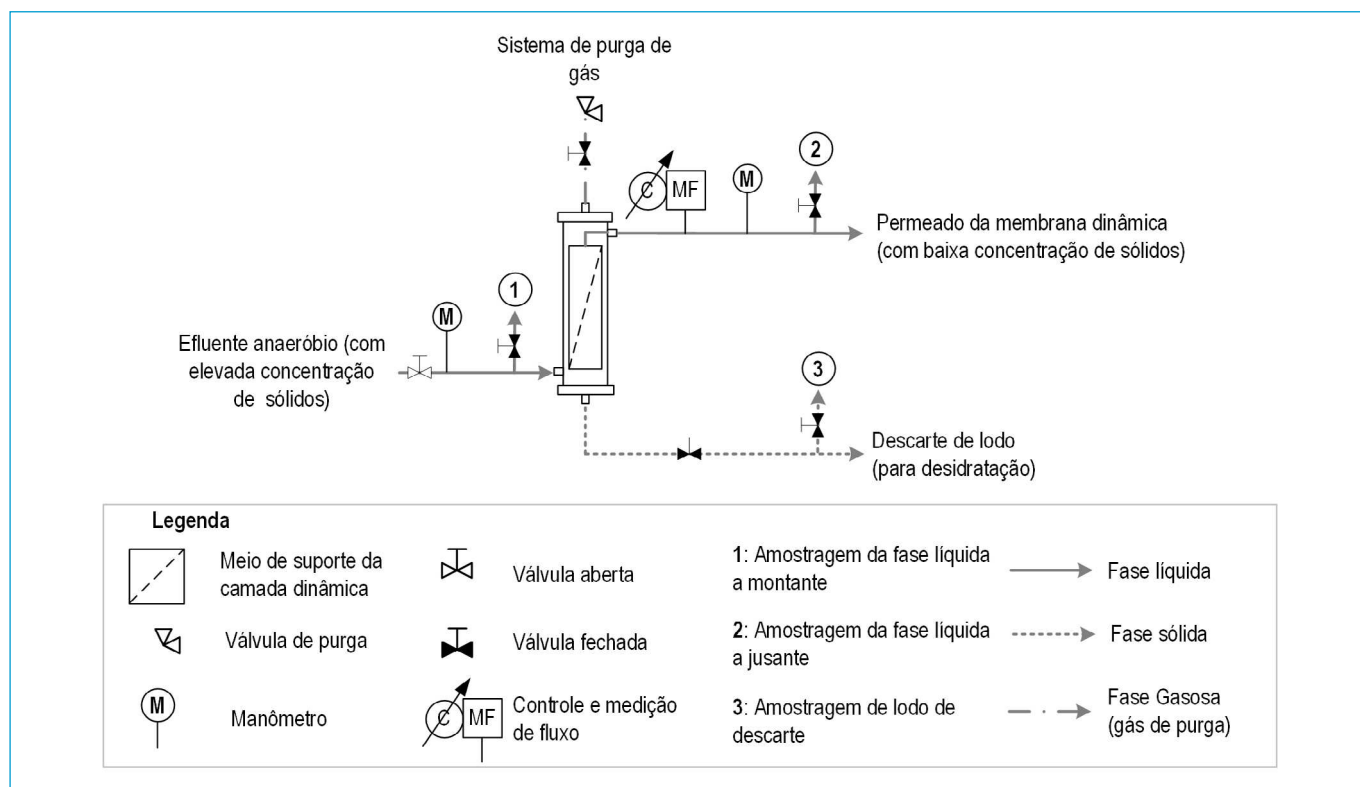


Figura 4 - Diagrama unifilar do módulo pressurizado de filtração por membrana dinâmica como pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios.

Tabela 2 – Critérios de dimensionamento da membrana dinâmica.

Parâmetro	Unidade	Valor ou faixa recomendados	Referência
Taxa de aplicação superficial (TAS)	L·m ⁻² ·h ⁻¹	50 a 100	Zhang <i>et al.</i> (2011); Quek <i>et al.</i> (2017)
Perda de carga hidráulica máxima	m.c.a.	3 a 4	Quek <i>et al.</i> (2017); Siddiqui <i>et al.</i> (2019)
Tamanho de abertura da malha suporte	µm	40 a 60	Hu <i>et al.</i> (2018)

4.3. Exemplo prático de pré-dimensionamento de um sistema de pós-tratamento de efluente anaeróbio usando membrana dinâmica

O exemplo seguinte ilustra os passos e cálculos para o dimensionamento de sistemas de pós-tratamento do efluente de um reator UASB por meio de filtração com

MD. Como mencionado anteriormente, não existem referências de uso de sistemas de membrana dinâmica em escala plena. Portanto, esse exemplo deve ser considerado apenas como ilustrativo do potencial da tecnologia, a fim de atrair o interesse no Brasil por sua pesquisa em escalas maiores.

Exemplo: Dimensionar o sistema de pós-tratamento do efluente de um reator UASB por meio de filtração com MD.

Dados de entrada:

- População de projeto (P): 2.500 habitantes
- Quota *per capita* de esgoto (QPC) = 120 L·hab⁻¹·d⁻¹
- Taxa de contribuição por infiltração (T_{inf}) = 0,1 L·s⁻¹·km⁻¹
- Extensão de rede por habitante (L_{rede}·hab⁻¹) = 3,0 m·hab⁻¹
- Taxa de aplicação superficial (TAS) = 75 L·m⁻²·h⁻¹

Considerações:

- Estimativa da área de meio suporte da membrana dinâmica para um sistema de filtração usando 10 módulos independentes (n_{mod}), operados em paralelo, para o pós-tratamento do efluente anaeróbio.
- Capacidade adicional (CA) do sistema de 20% para antecipar a perda de capacidade por limpeza ou manutenção de até dois módulos.

Solução:

a) Cálculo da vazão média de esgoto bruto (Q_{med}):

$$Q_{med} = P \times QPC \times \frac{1d}{86.400s} + P \times L_{rede} \cdot hab^{-1} \times T_{inf}$$

$$Q_{med} = 2.500 \text{ hab} \times 120 \text{ L} \cdot hab^{-1} \cdot d^{-1} \times \frac{1d}{86.400s} + 2.500 \text{ hab} \times 3,0 \text{ m} \cdot hab^{-1} \times \frac{1km}{1.000m} \times 0,1 \text{ L} \cdot s^{-1} \cdot km^{-1}$$

$$Q_{med} = 4,22 \text{ L} \cdot s^{-1}$$

b) Cálculo da vazão de projeto de cada módulo (Q_p):

A vazão média de esgoto bruto se divide igualmente entre todos os 10 módulos de filtração.

$$Q_p = \frac{Q_{med}}{n_{mod}} \times CA = \frac{4,22 \text{ L} \cdot s^{-1}}{10 \text{ módulos}} \times 1,20 = 0,506 \text{ L} \cdot s^{-1} = 1.823,0 \text{ L} \cdot h^{-1}$$

c) Determinação da área de filtração para cada módulo (A_{mod}):

$$A_{mod} = \frac{Q_p}{TAS} = \frac{1.823,0 \text{ L} \cdot h^{-1}}{75 \text{ L} \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}} = 24,3 \text{ m}^2$$

d) Determinação do comprimento do cilindro de filtração para cada módulo (L_{cilindro}):

A título de exemplo, considera-se uma membrana com geometria cilíndrica, com um meio suporte de 50 µm de *nylon* e uma estrutura tubular perfurada de seção circular de 0,20 m de diâmetro.

$$L_{cilindro} = \frac{A_{mod}}{\pi \times D} = \frac{24,3 \text{ m}^2}{\pi \times 0,20 \text{ m}} = 38,7 \text{ m}$$

e) Determinação da altura de cada módulo de filtração (H_{mod}):

Para cada módulo, adota-se o total de 10 cilindros de 0,20 m de diâmetro operando em paralelo.

$$H_{mod} = \frac{A_{mod}}{n_{mod}} = \frac{38,7 \text{ m}}{10 \text{ módulos}} = 3,87 \text{ m}$$

f) Determinação das dimensões em planta de cada módulo (comprimento e largura), considerando um arranjo de 5 x 2 cilindros por módulo, separação entre os cilindros e entre os bordos:

$$L_{mod} = 5 \times (0,20 \text{ m} + 0,05 \text{ m}) + 0,05 \text{ m} = 1,30 \text{ m}$$

$$b_{mod} = 2 \times (0,20 \text{ m} + 0,05 \text{ m}) + 0,05 \text{ m} = 0,55 \text{ m}$$

Na **Figura 5** é apresentada uma proposta de arranjo dos módulos de filtração dinâmica resultantes do pré-dimensionamento realizado. Como pode ser observado, há um baixo requerimento de área do sistema proposto, apenas de aproximadamente $0,012 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^3$ de esgoto, ou cerca de 25% da área ocupada pelos reatores UASB.

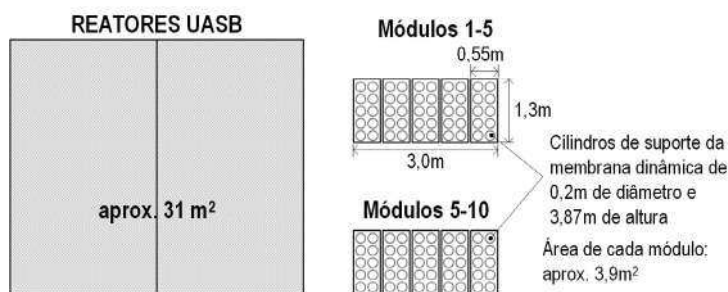


Figura 5 - Diagrama do pré-dimensionamento proposto.

5. OPERAÇÃO E MANUTENÇÃO

5.1. Partida do sistema e inoculação

No início da operação de sistemas com MD, a qualidade do permeado é inferior, uma vez que a MD ainda não foi formada e estabilizada. Diferentes técnicas podem ser aplicadas para contornar esse problema no tratamento de esgoto, como inoculação e adição de polímeros ou coagulantes, pois estes diminuem o tempo de formação da MD e garantem um melhor desempenho do reator na fase inicial.

Contudo, no tratamento de efluente anaeróbio, pesquisas prévias mostraram que a inoculação não contribuiu para a redução de sólidos no permeado nessa fase, apesar de ter possibilitado a formação mais rápida da MD. Além disso, é notada maior elevação da pressão transmembrana (PTM) do sistema, devido à elevada concentração de sólidos no reator. Deste modo, para a partida de sistemas com MD que atuarão no pós-tratamento de efluente anaeróbio, recomenda-se a formação lenta e compacta da membrana dinâmica, que é obtida sem inoculação e com fluxos menores.

No estudo de caso apresentado no item 6, a formação estável da MD foi alcançada em 100 minutos de operação.

5.2. Pressão transmembrana, fluxo crítico e fluxo sustentável

Determinar o fluxo de operação de um MBR é uma escolha importante, pois afetará diretamente a vida útil da membrana, uma vez que quanto maior o fluxo, maior será a incrustação. O fluxo através da membrana exige a aplicação de uma força motriz; na maioria dos casos, é a pressão hidráulica. A diferença de pressão entre os dois lados da membrana é a PTM. A PTM é um fator limitante, pois quando elevada pode provocar vazamentos, fissuras na membrana e, consequentemente, uma piora na qualidade do efluente. Sabe-se que a PTM é diretamente influenciada pelo aumento da incrustação e pelo fluxo de operação, conforme apresentado na **Figura 6**.

O fluxo sustentável é definido como um fluxo operacional que não provoca abruptas elevações na PTM do sistema. Já o fluxo crítico é aquele em que a pressão do sistema atingiu seu nível máximo aceitável para uma boa operação. Por fim, o fluxo limite é o valor máximo em que o aumento da pressão não promove aumento do fluxo, devido ao elevado nível de incrustação da membrana. Para AnDMBR, a literatura reporta fluxos críticos de operação na faixa de $0,1$ a $100 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. Pesquisas indicaram fluxos entre $2,0$ e $10,0 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ como mais

usuais e que possibilitam uma filtração estável, sem elevação da PTM (SKOUTERIS *et al.*, 2012).

Em termos gerais, o limite de PTM adotado na literatura é de 30 kPa para fluxos de até $100 \text{ L}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$. Um ponto importante é o tamanho dos poros da camada suporte, pois para valores menores que $30 \mu\text{m}$, protocolos de limpeza da membrana deverão ser adotados com maior periodicidade para controlar a incrustação, a qual resulta na elevação da PTM.

5.3. Técnicas de manutenção

A incrustação das membranas provoca a obstrução dos poros da membrana e, por consequência, a diminuição do fluxo e o aumento da PTM. Em sistemas com MD, a incrustação é uma característica desejada, uma vez que promove um incremento de seletividade ao AnDMBR. Algumas características da membrana como, por exemplo, o tamanho de poro, rugosidade, hidrofobicidade, tipo de material, e as características do efluente contribuem para a incrustação. Contudo, mesmo em sistemas com MD, é necessário promover técnicas de controle da incrustação para garantir estabilidade da PTM e evitar vazamentos e fissuras da camada suporte.

A incrustação pode ser reversível, quando, uma vez realizada a limpeza da membrana, a permeabilidade é

recuperada; ou irreversível, nesse caso, é necessária a troca da membrana. Todavia, em sistemas com MD, a permeabilidade é recuperada após limpeza física, sendo a troca da membrana necessária somente em casos de fissuras e vazamentos ou segundo recomendação do fabricante.

Várias técnicas podem ser utilizadas visando o controle e a redução da incrustação, tais como: (i) escolha apropriada de materiais de membranas; (ii) configurações de módulos e reatores mais adequados; (iii) adição de agentes redutores de incrustação (LIN *et al.*, 2013); e (iv) otimização de condições operacionais e de protocolos de limpeza.

Quanto aos protocolos de limpeza, diferentes procedimentos têm sido apresentados na literatura: (i) retrolavagem com água potável; (ii) retrolavagem com permeado; (iii) limpeza com gás a pressão; (iii) extração e limpeza manual do módulo (**Figura 7**); (iv) sistemas mecânicos de escovamento; e (v) até mesmo ausência de limpeza. A limpeza pode resultar em uma perda temporária da qualidade do efluente, uma vez que há remoção total ou parcial da camada dinâmica. Contudo, no pós-tratamento de efluente anaeróbico, a camada dinâmica apresenta uma rápida formação.

Estudos anteriores com efluente de reatores UASB mostraram que o processo de limpeza a partir da extração dos módulos e usando água potável foi suficiente para o controle da incrustação e diminuição da PTM do sistema. Porém, esse procedimento pode ser inviável em caso de grandes áreas de membrana. Assim, dentre os protocolos de limpeza apresentados, a retrolavagem se mostra como a alternativa de maior facilidade de realização, não requerendo a remoção do módulo submerso, e podendo ser realizada com água potável ou com o próprio permeado.

5.4. Descarte de lodo

Os reatores UASB são sistemas com baixa produção de lodo, o qual já se encontra estabilizado. Além disso, a membrana permite a total retenção de sólidos e, consequentemente, o controle independente do tempo de detenção hidráulica (TDH) e tempo de retenção de sólidos (TRS).

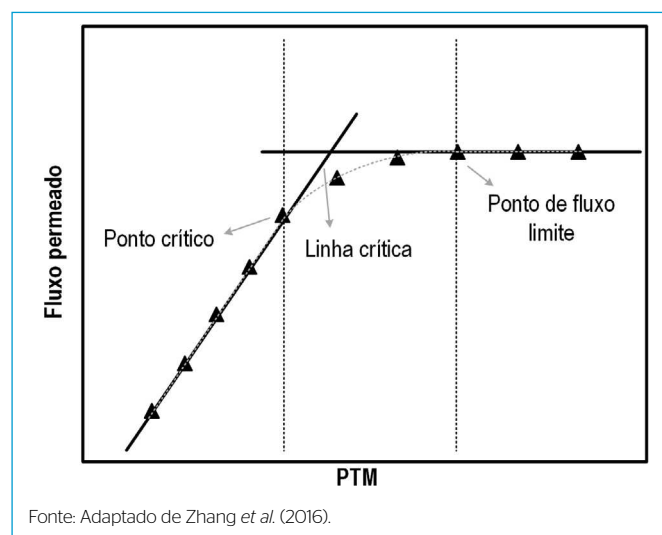


Figura 6 – Curva de fluxo e pressão em biorreatores de membrana.



Figura 7 - Limpeza física da membrana dinâmica com água potável.

Dessa forma, mesmo com taxas de aplicação de poucas horas, o sistema consegue reter sólidos suspensos por mais tempo. Por exemplo, em um estudo operando um reator com membrana dinâmica sob TRS de 125 dias, não houve nenhum problema em relação ao acúmulo de sólidos (XIE *et al.*, 2014). Dessa forma, as etapas de descarte e acondicionamento do lodo das membranas podem ser tratadas da mesma forma que para o lodo de reator UASB, ou seja, por meio de desidratação natural em leitos de secagem ou mecanizada.

6. ESTUDO DE CASO

6.1. Unidade piloto

Os experimentos com o sistema pressurizado de membrana dinâmica para o pós-tratamento de efluente de reator UASB foram conduzidos no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS) da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) e da Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA) (**Figura 8**). O módulo de membrana dinâmica, em escala piloto, foi alimentado com o efluente de um reator UASB em escala demonstração (volume igual a 14 m³) utilizado para o

tratamento de esgoto sanitário, após passar por etapa de tratamento preliminar. Durante os experimentos, com duração de 100 dias, o reator UASB foi operado com TDH variando entre 8 e 10 horas.

6.2. Características do módulo de filtração

O módulo de filtração com MD possui 12,1 L de volume útil em formato tubular. A camada suporte é de polipropileno com poros de 50 µm de tamanho e 0,112 m² de área de filtração (**Figura 9**).

O sistema foi operado sob TAS variando entre 50 e 200 L·m⁻²·h⁻¹. A PTM máxima de operação foi 30 KPa e foi realizada retrolavagem ou relaxamento quando esse valor era superado. Os parâmetros analisados para caracterização do efluente foram: DQO, SST e SSed, seguindo procedimento padrão (APHA, 2012).

6.3. Resultados

Os resultados obtidos durante os 100 dias de operação da unidade piloto são mostrados na Figura 10. Pode-se observar a expressiva contribuição do módulo de MD para a melhoria da qualidade do efluente final, não apenas para a redução substancial das concentrações de DQO e SST, mas também para a menor dispersão dos resultados. Apesar das grandes variações de concentrações observadas no efluente do reator UASB, o módulo de MD proporcionou não somente a produção de um efluente final com concentrações medianas de DQO e SST iguais a 80 e 17 mg·L⁻¹, respectivamente, como também da completa ausência de SSed. Conjuntamente, as concentrações finais obtidas possibilitam enquadrar o efluente como de ótima qualidade, atendendo às condições de lançamento de efluentes domésticos estabelecidas pela Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) nº 430, de 13 de maio de 2011 (BRASIL, 2011).

Os resultados mostrados na **Figura 10** também confirmam as elevadas eficiências do módulo de filtração dinâmica na remoção complementar de DQO e SST, com medianas iguais a 61 e 85%, respectivamente, contribuindo para que o sistema UASB/MD apresentasse eficiências medianas globais de remoção de DQO e SST iguais a 84 e 93%, respectivamente.

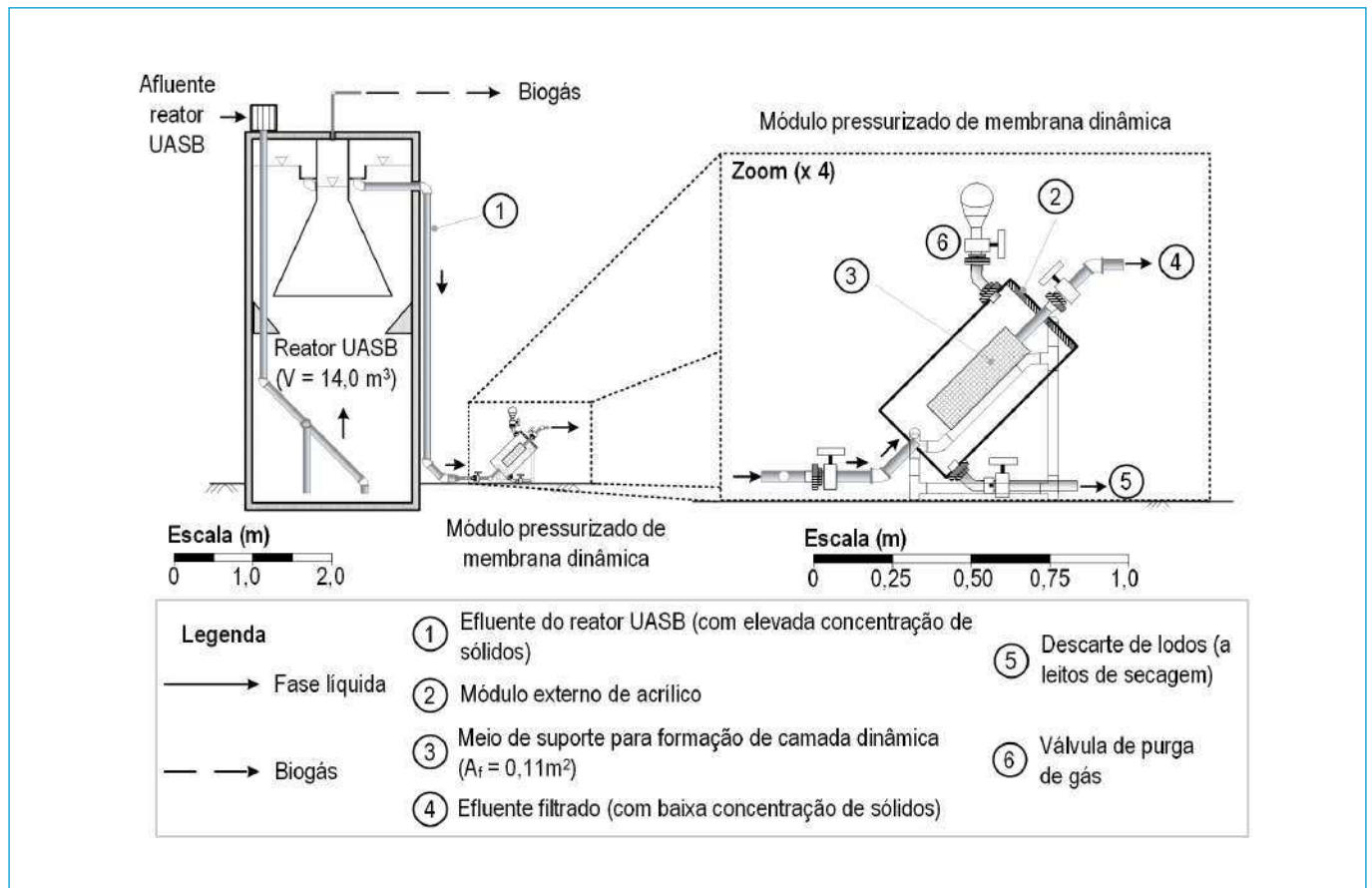


Figura 8 - Ilustração esquemática do aparato experimental composto de reator UASB e módulo pressurizado de membrana dinâmica.



Figura 9 - Imagens do módulo de membrana dinâmica antes de iniciar a operação: (1) válvula de purga de gás; (2) descarte de lodo; (3) entrada de efluente; (4) saída do permeado.

Cumprir destacar a excelente contribuição da MD para a remoção de SST e SSed, confirmando que essa tecnologia de pós-tratamento apresenta elevado

potencial de aplicação em situações em que se busca a produção de efluente final com concentrações muito reduzidas de sólidos, a exemplo do condicionamento do efluente para o posterior uso de membranas desgasificadoras para a recuperação de metano dissolvido (ver NT 4 da coletânea “Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto - Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios” - CENTENO-MORA *et al.*, 2021), ou mesmo para possibilitar o uso do efluente da ETE para fertirrigação agrícola através da técnica de gotejamento, uma vez que os nutrientes são mantidos no efluente tratado. A continuidade dos estudos permitirá avaliar a efetividade da MD na remoção de patógenos, o que poderá agregar vantagens adicionais à tecnologia.

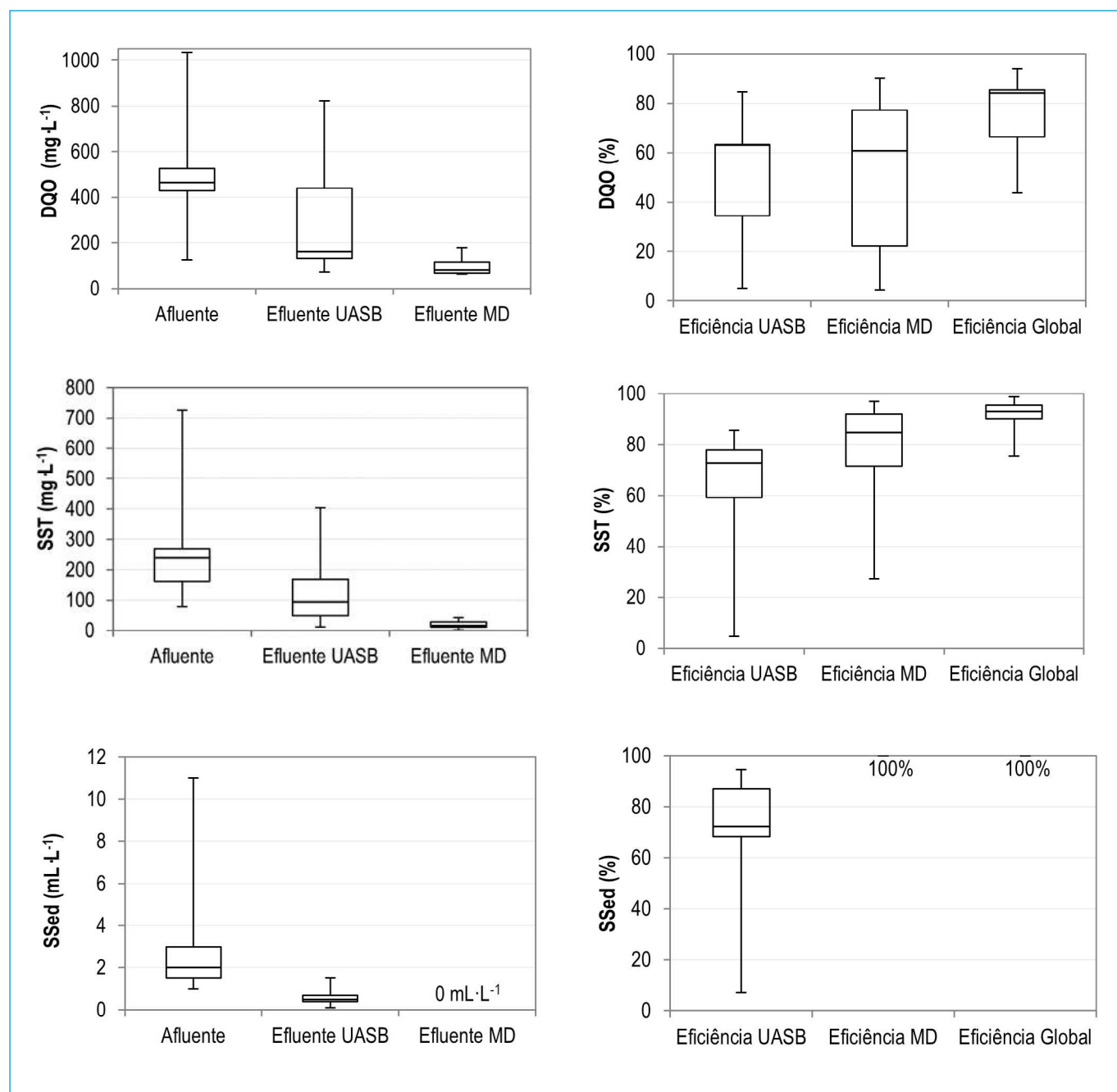


Figura 10 – Gráficos *box-plot* de concentrações e eficiências de remoção no sistema UASB/MD em termos de: (a) DQO; (b) SST; (c) SSed.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A presente NT teve por objetivo apresentar uma tecnologia emergente e com elevado potencial de aplicação para a melhoria de qualidade de efluentes de ETEs, notadamente de reatores anaeróbios do tipo UASB. Diferentemente das membranas tradicionais de micro e ultra filtração, utilizadas nos biorreatores de membranas para a produção de efluentes de excepcional qualidade (todavia

agregando complexidade e custos operacionais bastante elevados), as membranas dinâmicas se destinam à produção de efluentes de qualidade um pouco inferior, mas suficiente para atender, com folga, os padrões ambientais vigentes no Brasil no tocante a matéria orgânica e sólidos. Ademais, as membranas dinâmicas tendem a apresentar uma elevada relação benefício/custo e serem bastante competitivas frente a outros processos de tratamento

convencionais, por serem extremamente compactas ($\sim 0,012 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$ de esgoto tratado) e por apresentarem baixíssimo consumo energético ($\sim 0,008$ a $0,020 \text{ kWh} \cdot \text{m}^{-3}$ de esgoto tratado, considerando apenas a energia de bombeamento do permeado).

Além disso, a MD apresenta potencial para produção local no Brasil (simplicidade dos materiais), uma vez que não depende de fornecedores estrangeiros e possibilita longos períodos de operação contínua e simplicidade de limpeza.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio recebido do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG e do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto – INCT ETEs Sustentáveis.

Este trabalho faz parte da série de publicações do INCT ETEs Sustentáveis.

REFERÊNCIAS

ALIBARDI, L.; BERNAVA, N.; COSSU, R.; SPAGNI, A. Anaerobic dynamic membrane bioreactor for wastewater treatment at ambient temperature. *Chemical Engineering Journal*, v. 284, p. 130-138, 2016.

ALVES, C. V. P. *Ampliação de escala e avaliação de um fotoreator simplificado de radiação ultravioleta e desinfecção de esgotos tratados*. 2003. 124 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2003.

ANA. Agência Nacional de Águas. *Atlas esgotos: atualização da base de dados de estações de tratamento de esgotos no Brasil*. Brasília, Brasil: ANA, 2020. 44 p.

APHA, AWWA, WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 22nd ed. Washington, USA: American, 2012. 724 p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA n°. 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n° 357/2005. Brasília, DF, 2011.

CENTENO-MORA, E.; FONSECA, P. R. S.; BRANDT, E. M. F.; CHERNICHARO, C. A. L. Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios – Nota Técnica 4 - Recuperação de metano dissolvido em efluentes de reatores anaeróbios por meio de

contactores de membrana desgaseificadora. *Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 1, n. 2, p. 49-62, 2021.

COUTO, C. F.; MORAVIA, W. G.; AMARAL, M. C. S. Integration of microfiltration and nanofiltration to promote textile effluent reuse. *Clean Technologies and Environmental Policy*, v. 1, p. 1-17, 2017.

ERSAHIN, M. E.; TAO, Y.; OZGUN, H.; GIMENEZ, J. B.; SPANJERS, H.; van LIER, J. B. Impact of anaerobic dynamic membrane bioreactor configuration on treatment and filter- ability performance. *Journal of Membrane Science*, v. 526, p. 387-394, 2017.

ERSAHIN, M. E.; GIMENEZ, J. B.; OZGUN, H.; TAO, Y.; SPANJERS, H.; VAN LIER, J. B. Gas-lift anaerobic dynamic membrane bioreactors for high strength synthetic wastewater treatment: effect of biogas sparging velocity and HRT on treatment performance. *Chemical Engineering Journal*, v. 305, p. 46-53, 2016.

ERSAHIN, M. E.; OZGUN, H.; TAO, Y.; van LIER, J. B. Applicability of dynamic membrane technology in anaerobic membrane bioreactors. *Water Research*, v. 54, n. 9, p. 420-429, 2014.

ERSAHIN, M. E.; OZGUN, H.; DERELI, R. K.; OZTURK, I.; ROEST, K.; VAN LIER, J. B. A review on dynamic membrane filtration: Materials, applications and future perspectives. *Bioresource Technology*, v. 122, p. 196-206, 2012.

FONSECA, P. *Utilização de membrana dinâmica com vistas à recuperação do metano dissolvido em efluente de reatores UASB*

via membranas desgaseificadoras. 2017. 95 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos), Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2017.

GUO, W.; NGO, H. H.; LI, J. A mini-review on membrane fouling. *Bioresource Technology*, v. 122, p. 27-34, 2012.

HU, I.; WANG, X.; NGO, H.; SUN, Q.; YANG, Y. Anaerobic dynamic membrane bioreactor (AnDMBR) for wastewater treatment: a review. *Bioresource Technology*, v. 247, p. 1107-1118, 2018.

LIN, H.; PENG, W.; ZHANG, M.; CHEN, J.; HONG, H.; ZHANG, Y. A review on anaerobic membrane bioreactors: Applications, membrane fouling and future perspectives. *Desalination*, v. 314, p. 169-188, 2013.

METCALF & EDDY. *Wastewater engineering: treatment and resource recovery*. 5th ed. New York, USA: McGrawHill, 2014. 1856 p.

QUEK, P. J.; YEAP, T. S.; NG, H. Y. Applicability of upflow anaerobic sludge blanket and dynamic membrane-coupled process for the treatment of municipal wastewater. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 101, n. 16, p. 6531-6540, 2017.

REIS, B. G. *Avaliação da eficiência de processos avançados na remoção de toxicidade de lixiviado de aterro sanitário*. 2014. 152 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014.

SALEEM, M.; ALIBARDI, L.; LAVAGNOLO, M.; COSSU, R.; SPAGNI, A. Effect of filtration flux on the development and operation of a dynamic membrane for anaerobic wastewater treatment. *Journal of Environmental Management*, v. 180, p. 459-465, 2016.

SIDDIQUI, M.; DAI, J.; GUAN, D.; CHEN, G. Exploration of the formation of self-forming dynamic membrane in an upflow anaerobic sludge blanket reactor. *Separation and Purification Technology*, v. 212, p. 757-766, 2019.

SINGH, R.; PURKAIT, M.K. Microfiltration Membranes. In: Ismail, A. F.; Rahman, M. A.; Othman, M. H. D.; Matsuura, T. (Eds.). *Membrane Separation Principles and Applications: From Material Selection to Mechanisms and Industrial Uses*. Elsevier, 2018. p. 143-144.

SKOUTERIS, G.; HERMOSILLA, D.; LÓPEZ, P.; NEGRO, C.; BLANCO, A. Anaerobic membrane bioreactors for wastewater treatment: A review. *Chemical Engineering Journal*, v. 198-199, p. 138-148, 2012.

SMITH, L.; STADLER, B.; CAO, L.; LOVE, G.; RASKIN, L.; SKERLOS, J. Navigating wastewater energy recovery strategies: A life cycle comparison of anaerobic membrane bioreactor and conventional treatment systems with anaerobic digestion. *Environmental Science Technology*, v. 48, p. 5972-5981, 2014.

SVAROVSKY, L. *Solid-Liquid Separation*. 4th ed., 2000. 554 p.

von SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 4ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitaria e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, 2014. 472 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuais, v. 1)

XIE, Z.; WANG, Z.; WANG, Q.; ZHU, C.; WU, Z. An anaerobic dynamic membrane bioreactor (AnDMBR) for landfill leachate treatment: Performance and microbial community identification. *Bioresource Technology*, v. 161, p. 29-39, 2014.

YE, M.; ZHANG, H.; WEI, Q.; LEI, H.; YANG, F.; ZHANG, X. Study on the suitable thickness of a PAC-precoated dynamic membrane coupled with a bioreactor for municipal wastewater treatment. *Desalination*, v. 194, n. 1-3, p. 108-120, 2016.

ZHANG, X.; WANG, Z.; WU, Z.; WEI, T.; LU, F.; TONG, J.; MAI, S. Membrane fouling in an anaerobic dynamic membrane bioreactor (AnDMBR) for municipal wastewater treatment: Characteristics of membrane foulants and bulk sludge. *Process Biochemistry*, v. 46, p. 1538-1544, 2011.

ZHANG, X.; WANG, Z.; WU, Z.; LU, F.; TONG, J.; ZANG, L. Formation of dynamic membrane in an anaerobic membrane bioreactor for municipal wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal*, v. 165, p. 175-183, 2010.

ZHANG, W.; DING, L.; ZHANG, Z.; WEI, J.; JAFFRIN, M.; HUANG, G. Threshold flux and limiting flux for micellar enhanced ultrafiltration as affected by feed water: experimental and modeling studies. *Journal of Cleaner Production*, v. 112, p. 1241-1251, 2016.

Nota Técnica 8 - Aplicabilidade de meio suporte baseado em espuma de poliuretano para sistemas utilizados no pós-tratamento de efluentes anaeróbios

Technical Note 8 - Applicability of support medium based of polyurethane foam for systems used to post-treatment of anaerobic effluents

**Paulo Gustavo Sertório de Almeida^{1*}, Thiago Bressani-Ribeiro²,
Moacir M. Araújo Jr.³, Carlos Augusto de Lemos Chernicharo⁴**

RESUMO

Diversas tecnologias têm sido consideradas no pós-tratamento de efluentes anaeróbios. Para a maior parte delas, há a necessidade de um rigoroso gerenciamento do lodo no reator anaeróbio. A aplicação de sistemas com biofilme utilizando meio suporte baseado em espuma de poliuretano é uma alternativa para a minimização da produção de lodo e melhoria da qualidade do efluente. A principal vantagem associada ao uso da espuma como meio suporte reside no potencial de retenção de biomassa e elevação da idade do lodo, favorecendo a respiração endógena e atividade de predação biológica. A depender das condições operacionais impostas, a remoção de compostos nitrogenados é também observada com o uso deste tipo de meio suporte, para além do bom desempenho na remoção de matéria orgânica. A presente nota técnica (NT) tem por objetivo apresentar: (i) os fundamentos gerais sobre sistemas com biofilmes, com ênfase em meios suporte baseados em espuma de poliuretano; (ii) as experiências em escala plena com tecnologias emergentes que utilizam tais meios; (iii) o desempenho de reatores com espuma de poliuretano e condições operacionais usualmente impostas; (iv) uma análise crítica preliminar sobre custos; e (v) as vantagens e desvantagens associadas. A apresentação deste conjunto de tópicos permite concluir essa NT abordando as potencialidades e limitações em relação ao aprimoramento tecnológico do pós-tratamento de efluentes anaeróbios com uso de espuma de poliuretano como meio suporte.

Palavras-chave: esgoto sanitário; sistemas com biofilme; minimização da produção de lodo; simplificação operacional.

ABSTRACT

Several technologies have been applied to post-treat anaerobic effluents. For most of those, a rigorous sludge management is needed. In this case, the use of sponge-based packing media in biofilm systems tends to significantly contribute to the minimization of sludge production and effluent quality improvement. Endogenous respiration and predation are important mechanistic processes explaining such improvements, which is related with the increase of the sludge retention time by the retention of biomass within the sponge. Depending on the operational condition, nitrogen removal is also observed in addition to the notorious performance for organic matter removal. Considering the advances for the post-treatment of anaerobic effluents with the use of sponge-based biofilm systems, this Technical Note aim to present: (i) fundamentals of biofilm systems using polyurethane sponge as support media; (ii) full-scale experiences with emerging sponge-based technologies; (iii) performance of sponge-based biofilm systems and operational conditions usually practiced; (iv) a preliminary critical analysis regarding implementation and operational costs; (v) advantages and disadvantages. The potential and limitations regarding the use of sponge-based reactors as post-treatment of anaerobic effluents are finally remarked.

Keywords: sewage; biofilm systems; minimization of sludge production; operational simplification.

¹Engenheiro Civil pela Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF). Mestre e Doutor em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Gerente de Novos Negócios na Bioproj Tecnologia Ambiental.

²Engenheiro Ambiental pela Universidade FUMEC. Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela UFMG. Doutor em Saneamento pelas Universidades de Ghent (Bélgica) e UFMG. Membro do INCT ETEs Sustentáveis.

³Engenheiro Civil pela Universidade de São Paulo (EESC-USP), Doutor em Hidráulica e Saneamento pela EESC-USP. Diretor de Tecnologia na Bioproj Tecnologia Ambiental.

⁴Engenheiro Civil pela UFMG. Doutor em Engenharia Ambiental pela Universidade de Newcastle upon Tyne, UK. Professor titular aposentado do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG. Coordenador do INCT ETEs Sustentáveis.

*Endereço para correspondência: Rua 15 de Novembro, 656 - Santa Monica, São Carlos - SP. CEP: 13561-206. E-mail: paulo.almeida@bioproj.com.br.

1. INTRODUÇÃO

Entre o final do século 19 e início do século 20, vários sistemas com biofilme, usualmente representados por filtros biológicos percoladores (FBP) preenchidos com pedra, foram operacionalizados no Reino Unido e Estados Unidos para o tratamento de esgoto (RITTMANN e MCCARTY, 2001; HENZE *et al.*, 2008). Atualmente, sistemas com biofilme são largamente utilizados, com aprimoramentos tecnológicos visando a remoção de constituintes que dependem da atividade de microrganismos com baixo crescimento específico (p. ex.: nitrogênio amoniacal). Fundamentalmente, a retenção da biomassa por meio da aderência de microrganismos em uma superfície tende a elevar a idade do lodo no sistema, possibilitando um balanço positivo entre o metabolismo microbiano e o tempo de residência da biomassa no reator.

Visando a redução das cargas orgânicas aplicadas por área de meio suporte, meios de enchimento plásticos com maior área superficial específica foram subsequentemente desenvolvidos. Para além da maior área específica, tais meios de enchimento possuem menor peso específico, possibilitando, inclusive, a implementação de reatores de maior altura e a melhoria da qualidade do efluente de sistemas inicialmente dimensionados apenas para a remoção de matéria orgânica. Em última análise, os requisitos operacionais para a nitrificação nortearam o desenvolvimento e aplicação de meios de enchimento plásticos.

No Brasil, os reatores aeróbios com biofilme têm sido frequentemente utilizados para o pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, especialmente após contribuições advindas do Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (PROSAB) (CHERNICHARO *et al.*, 2001). Para as pesquisas desenvolvidas no âmbito do PROSAB, as cargas orgânicas volumétricas aplicadas foram usualmente baixas ($< 1,0 \text{ kgDBO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$). Neste caso, a melhoria de desempenho para remoção de matéria orgânica com o uso de meio suporte de maior área superficial específica deve ser considerada com ressalvas, principalmente em FBP.

Os meios de enchimento baseados em espuma de poliuretano têm ganhado popularidade crescente em

vista das pesquisas pioneiramente desenvolvidas com o sistema *Downflow Hanging Sponge* (DHS) para o pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios (MACHDAR *et al.*, 2000), considerando ainda experiências em escala plena (OKUBO *et al.*, 2015). Pela capacidade de retenção da biomassa nos interstícios da espuma, associada ao processo de respiração endógena no volume reacional (ONODERA *et al.*, 2013), a tecnologia tende a ser bastante compatível com as demandas de países em desenvolvimento, mesmo sem o uso de etapa de decantação secundária. Recentemente, outros sistemas com biofilme utilizando espuma de poliuretano como meio suporte têm se destacado no contexto brasileiro, a considerar os biorreatores de leito submerso.

Considerando os avanços para a melhoria da qualidade do efluente final e as opções tecnológicas associadas a sistemas com biofilme, o objetivo desta nota técnica (NT) é apresentar alternativas para o pós-tratamento de efluentes anaeróbios com uso de meio suporte à base de espuma de poliuretano. Tecnologias emergentes e experiências em escala plena são criticamente avaliadas sob a perspectiva do desempenho para a remoção de constituintes presentes no esgoto, condições operacionais e custos de implantação e operação. As vantagens e desvantagens associadas, bem como potencialidades e limitações, também são tratadas neste conteúdo.

2. FUNDAMENTOS GERAIS: MEIOS DE ENCHIMENTO PARA SISTEMAS COM BIOFILME

2.1. Formação e estabelecimento de biofilmes

A formação e estabelecimento de microrganismos em superfícies segue três processos básicos: adsorção, adesão celular e aderência (estabilização da adesão celular). O estabelecimento do biofilme depende da atividade metabólica (com destaque para a formação de substâncias poliméricas extracelulares - SPE), bem como do tipo de superfície para a colonização microbiana. Outros fatores, como comportamento hidrodinâmico no meio, concentração e tipo de substrato, também são relevantes para a formação do biofilme (WIJEYEKOON

et al., 2004). Em seguida, o crescimento do biofilme é balanceado pelo decaimento microbiano e desprendimento de frações particuladas da matriz biológica. Por fim, os sólidos desprendidos do biofilme tendem a ser encaminhados ao meio líquido do reator ou, eventualmente, readeridos ao biofilme em uma determinada taxa.

O tipo de superfície pode atuar não somente para a formação e estabelecimento do biofilme, mas também como uma barreira física, evitando que os sólidos em suspensão sejam facilmente carregados para fora do reator. Neste caso, meios de enchimento baseados em espuma de poliuretano podem encontrar aplicabilidade potencial. Os itens a seguir fundamentam em maiores detalhes alguns conceitos associados a meios suportes com aderência superficial (pedra britada, meios plásticos) e aderência intersticial da biomassa (meios de espuma). Assim, o objetivo é caracterizar as diferenças essenciais entre meios de enchimento utilizados em sistemas com biofilme.

2.2. Materiais de enchimento utilizados em sistemas com biofilmes

Os materiais de enchimento convencionalmente utilizados em sistemas com biofilmes empregam a aderência superficial da biomassa, notadamente a pedra (brita 4, com no mínimo 95% do material com granulometria entre 5 e 8 cm)¹ e anéis plásticos randômicos (p. ex.: anéis *Pall*). Atualmente, meios suportes baseados em espuma de poliuretano vêm sendo aplicados em escala plena para o pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios (OKUBO *et al.*, 2015; ARAÚJO JÚNIOR e OLIVA, 2020). A principal vantagem quanto ao uso da espuma de poliuretano como material suporte reside no aumento dos tempos de residência celular (idade do lodo) e de percolação do líquido no reator (no caso de FBP), resultando na melhoria da qualidade do efluente final. Em linhas gerais, a elevada capacidade de retenção da biomassa e dispersão do líquido no volume reacional, bem como a evidente distinção em termos de área superficial específica para a espuma de poliuretano, são aspectos que explicam a diferença de desempenho entre sistemas preenchidos com meio suporte de aderência superficial ou intersticial da biomassa. A seguir, são

apresentados aspectos associados aos respectivos tipos de meio suporte, no sentido de fundamentar os principais mecanismos de estabelecimento da biomassa em um sistema com espuma de poliuretano como meio suporte.

Materiais com aderência superficial da biomassa

Em âmbito nacional, a pedra é tradicionalmente aplicada em sistemas com biofilme, em função de seu baixo custo. Quanto aos materiais plásticos, a vantagem de utilização está associada à maior área superficial específica (100 a 230 m²·m⁻³) e ao baixo peso específico (25 a 95 kg·m⁻³), comparativamente à pedra (≈ 60 m²·m⁻³; 1.350 kg·m⁻³). Por consequência, reatores preenchidos com meios plásticos podem assumir menor volume e maior altura, principalmente em se tratando de sistemas com leito submerso, pelo maior aproveitamento da área superficial do meio suporte.

Para FBPs, em condições de baixas cargas orgânicas aplicadas (< 1,0 kgDBO·m⁻³·d⁻¹), os meios sintéticos tendem a prover desempenho similar à pedra britada para a remoção de matéria orgânica (GRADY *et al.*, 1999; ALMEIDA, 2011). Neste caso, o molhamento efetivo do meio suporte e o estabelecimento do biofilme em condições limitantes em relação à disponibilidade de substratos podem explicar tal semelhança. Pelo nosso conhecimento, não há experiências nacionais em escala plena que reportem de forma consolidada o desempenho de FBPs com meios plásticos, sobretudo considerando a aplicação de cargas orgânicas mais elevadas.

Materiais com aderência intersticial da biomassa

Neste tipo de meio suporte, a aderência do biofilme nas fibras (**Figura 1a**) e a retenção de frações particuladas nos interstícios (poros) da espuma de poliuretano promovem o aumento da concentração da biomassa no reator (valores em torno de 40 gST·L⁻¹; ONODERA *et al.*, 2016). Por consequência, o maior tempo de residência celular (idade do lodo) no sistema (geralmente da ordem de 100 dias) eleva a taxa de respiração endógena, resultando na minimização da produção de lodo (coeficientes de produção de lodo da ordem de 0,07 a 0,25 kgSST·kgDQO_{removida}⁻¹ para sistemas com decantador secundário) (OKUBO *et al.*, 2015; BRESSANI-RIBEIRO *et al.*, 2018a).

¹Norma Brasileira (NBR) 12.209/2011 (ABNT, 2011).

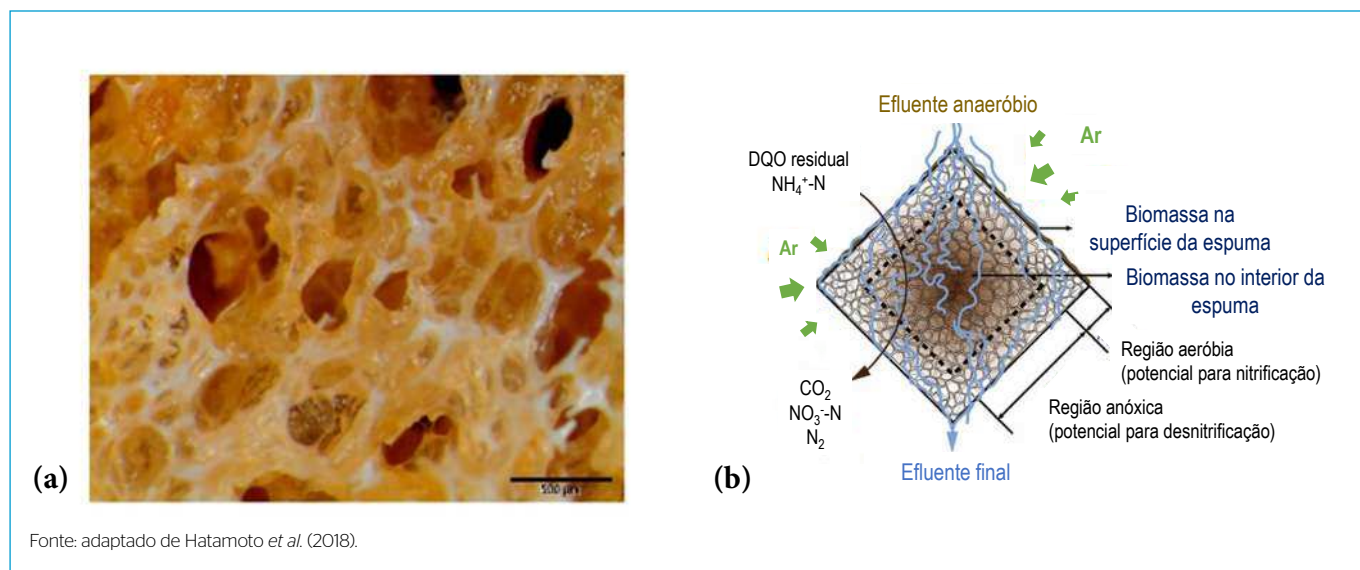


Figura 1 - (a) Exemplo de aderência do biofilme nas fibras de uma espuma de poliuretano; (b) representação esquemática dos principais mecanismos relativos à retenção de biomassa e aos gradientes de oxidação-redução associados a materiais com aderência intersticial da biomassa.

Adicionalmente, a elevada idade do lodo potencializa a colonização de microrganismos de crescimento lento (p. ex.: espécies envolvidas na nitrificação), corroborando para a melhoria da qualidade do efluente final. Por estimativas efetuadas com o uso de estudos geométricos, a área superficial específica da espuma usualmente situa-se entre 6.000 e 9.000 m²·m⁻³, o que explica a elevada capacidade de retenção de sólidos (MOON et al., 2010).

A retenção de biomassa e o transporte de oxigênio na espuma de poliuretano permitem a formação de regiões distintas a partir de um gradiente de potencial de oxidação-redução (regiões aeróbias, anóxicas e, eventualmente, anaeróbias – **Figura 1b**). De forma generalista, processos de nitrificação e desnitrificação passam a ocorrer simultaneamente no reator, considerando que as condições aeróbias da superfície da espuma asseguram a oxidação de nitrogênio amoniacal, ao passo que as regiões anóxicas no interior do meio suporte tendem a induzir o processo de desnitrificação heterotrófica e, muito possivelmente, também autotrófica, quando uma operação de longo termo é considerada.

Fundamentalmente, a respiração endógena da biomassa retida no interior da espuma pode suprir carbono orgânico para a desnitrificação heterotrófica (TANDUKAR

et al., 2006). Ainda, a restrição de frações orgânicas prontamente biodegradáveis associada à limitação de oxigênio pode promover a oxidação parcial da amônia e, subsequentemente, a desnitrificação autotrófica (entenda-se, o processo *anammox*). Não obstante, a compreensão de mecanismos para a remoção de nitrogênio total em sistemas com espuma de poliuretano ainda carece de estudos mais aprofundados, no sentido da obtenção de condições operacionais consistentes (ver **item 3**).

3. MEIOS SUPORTE BASEADOS EM ESPUMA DE POLIURETANO

Em vista dos diversos tipos de meios suporte com espuma observados na literatura (p. ex.: gerações do sistema *Downflow Hanging Sponge* - DHS), três configurações distintas são brevemente apresentadas (**Tabela 1**), considerando aquelas com experiências em escala plena e/ou utilizadas em testes no contexto brasileiro. São elas: sistema DHS, Biobob® e *Spongepacking*®. Maiores detalhes a respeito dos referidos meios suporte podem ser encontrados em Araujo (2014), Okubo et al. (2015) e Bressani-Ribeiro et al. (2017), respectivamente. Os itens a seguir essencialmente discutem sistemas preenchidos com esses meios suporte.

Tabela 1 – Breve descrição de meios suporte baseados em espuma de poliuretano utilizados em sistemas de tratamento do esgoto doméstico (escala plena e de demonstração).

Meio suporte	Imagem	Breve descrição
<i>Downflow Hanging Sponge*</i> (DHS - curtain type) Meio modular		• Cortinas verticais (instaladas lado a lado), com segmentos de espumas de seção triangular (25 mm x 25 mm) fixadas na superfície de cada cortina (espaçamento: 10 a 15 mm). • O volume de espuma ocupa cerca de 25% do volume do módulo. • Inicialmente desenvolvido para a utilização em FBP pós-reator UASB.
Biobob® Meio Randômico		• Composto por elementos cilíndricos em estrutura rígida de polipropileno (dimensão por elemento: 45 mm de diâmetro e 60 mm de altura) em que a espuma é arranjada no interior de cada elemento. • Relação volume de espuma/volume de enchimento: 50%. • Meio utilizado em sistemas com leito submerso e FBP (fase de teste).
<i>Spongepacking®</i> (Protótipo) Meio modular		• Constituído por lâminas de espuma de poliuretano confinadas em estrutura plástica autoportante, em polipropileno (disposição vertical com dimensões de 17 cm x 50 cm x 2,5 cm). Ocupação de 40% do volume modular. • A finalidade da estrutura plástica é garantir a integridade estrutural do meio suporte, visando ainda reduzir os custos com concreto armado. • Atualmente, o sistema está em fase de aprimoramento técnico-financeiro para uso em FBPs pós-reator UASB.

Nota: * Imagem extraída de Okubo *et al.* (2015).

4. TECNOLOGIAS EMERGENTES E EXPERIÊNCIAS EM ESCALA PLENA: PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS E CONDIÇÕES OPERACIONAIS USUALMENTE IMPOSTAS

Filtro biológico percolador (FBP)

Para o pós-tratamento do efluente anaeróbio, a experiência em escala plena reporta a operação de um FBP projetado em regime de baixa carga orgânica volumétrica aplicada ($COV \sim 0,30 \text{ kgDBO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$), considerando a recirculação do efluente final (1:1) (OKUBO *et al.*, 2015). A taxa de aplicação superficial (TAS) resultante neste sistema foi de $40 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (com recirculação). Para tais condições de operação, o desempenho do FBP preenchido com meio suporte de espuma (sistema denominado DHS – 25% do volume reacional ocupado por espuma de poliuretano) apresentou boa remoção de matéria orgânica (DBO: 95%; DQO: 90%), com baixa concentração de sólidos suspensos totais no efluente ($20 \text{ mgSST} \cdot \text{L}^{-1}$). A baixa produção de sólidos pelo sistema ($0,07 \text{ a } 0,25 \text{ kgSST} \cdot \text{kgDQO}_{\text{removida}}^{-1}$) indica potencial para a operação sem etapa de decantação secundária, possibilidade

confirmada por meio de experimentos em escala de demonstração (ALMEIDA *et al.*, 2013; BRESSANI-RIBEIRO *et al.*, 2017).

Em termos de remoção de N-amoniaco, o sistema potencialmente apresenta desempenho em torno de 80% para as condições operacionais impostas. Para a remoção de N-total, eficiências da ordem de 65% foram reportadas em escala plena (ONODERA *et al.*, 2016), embora as estratégias operacionais para assegurar elevadas eficiências ainda devem ser objeto de investigação.

No contexto brasileiro, um FBP com meio suporte randômico baseado em espuma de poliuretano (Biobob®), pós-reator UASB, tem sido validado para a operação sem a etapa de decantação secundária visando essencialmente a remoção de matéria orgânica. Os resultados preliminares indicam que, mesmo para elevada perda de sólidos com o efluente anaeróbio ($250 \text{ mgSST} \cdot \text{L}^{-1}$), o sistema apresenta robustez suficiente para manter as concentrações efluentes de DQO e SST usualmente abaixo de $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Neste caso, as TAS e COV aplicadas são de $20 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ e $0,45 \text{ kgDBO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ (volume de espuma/volume reacional: 50%), respectivamente. Para uma semelhante COV aplicada, os testes com o meio suporte denominado *Spongepacking*

também apresentaram resultados promissores tal como descrito em Bressani-Ribeiro *et al.* (2017).

Biorreator combinado anaeróbio-aeróbio de leito fixo (BRC)

O BRC é um sistema de fluxo ascendente, cuja configuração clássica possui basicamente cinco compartimentos subsequentes, a saber: (i) zona de alimentação e descarte de lodo anaeróbio; (ii) reator anaeróbio; (iii) zona de aeração; (iv) reator aerado; e (v) decantador secundário de alta taxa. Nos sistemas com operação em escala plena, os volumes reacionais anaeróbio e aeróbio são preenchidos com meio suporte randômico baseado em espuma de poliuretano (Biobob®). Usualmente, o volume ocupado pelo meio suporte representa 50% do volume reacional total (15% - zona anaeróbia; 35% - zona aeróbia), ou 25% em termos do volume total do reator (ARAÚJO JUNIOR e OLIVA, 2020). O destaque para este sistema é o baixo tempo de detenção hidráulica (TDH) (4 h – compartimento anaeróbio; 5 h – compartimento aeróbio), o que garante baixa demanda de área para implantação (0,03 a 0,06 m²·hab⁻¹). O desempenho do sistema para a remoção de DQO é usualmente em torno de 80%, com concentrações de SST no efluente final da ordem de 20 mgSST·L⁻¹. A COV usualmente aplicada é de aproximadamente 1,3 kgDQO·m⁻³·d⁻¹. A produção de sólidos (0,15 a 0,25 kgSST·kgDQO_{removida}⁻¹) aproxima-se do que se observa para FBPs preenchidos com espuma de poliuretano pós-reatores UASB.

A remoção de nitrogênio tende a ser elevada no sistema, com concentrações efluentes consistentemente abaixo de 5 mgN·L⁻¹ para N-total. O notório potencial para remoção de N-total no sistema pode possivelmente ser explicado pela condição de mistura do líquido no reator, em que formas oxidadas de nitrogênio (NO₂⁻-N e NO₃⁻-N) tendem a retornar ao compartimento anaeróbio, onde a desnitrificação heterotrófica pode ser desempenhada por organismos facultativos. Em todos os casos, os mecanismos de remoção de nitrogênio, seja por via heterotrófica ou autotrófica, merece maior aprofundamento para a referida tecnologia.

Lodos ativados com leito fixo

precedido de reator anaeróbio híbrido.

Este sistema de pós-tratamento constitui-se em geral de um tanque de aeração preenchido com meio suporte randômico de espuma de poliuretano confinado em caixas retangulares gradeadas (40 a 60% do volume do tanque ocupado pelo meio suporte). De acordo com experiências práticas, apesar do bom desempenho global na remoção de matéria orgânica (> 95%) e compostos nitrogenados (N-amoniaco > 90%; N-total > 70 %) mediante a aplicação de cargas orgânicas volumétricas elevadas (0,8 a 1,0 kgDBO·m⁻³·d⁻¹), os custos de implantação e operação são maiores do que o observado para os outros sistemas discutidos nesta NT.

O reator anaeróbio híbrido que precede o sistema assume essencialmente a configuração física de um reator UASB, ao qual insere-se meio suporte randômico (confinado) baseado em espuma de poliuretano para o preenchimento de parte do compartimento de digestão (cerca de 40% do volume útil do reator). A experiência em escala plena observada no Brasil indica o potencial para o *retrofitting* de estações de tratamento de esgoto (ETEs) pré-existentes, quando há subsequente necessidade de operação sob reduzido TDH, em virtude da elevação da capacidade de atendimento (GAUDENCIO, 2016). Neste caso, o reator UASB híbrido tem operado com TDH de 4 h, mantendo concentrações do efluente anaeróbio em torno de 200 mgDQO·L⁻¹ (55 a 65% de remoção) e 70 mgSST·L⁻¹. A experiência em escala piloto (população equivalente: 200 habitantes) mostra o potencial de pré-dimensionamento do sistema para uma operação com TDH de 4 h (ARAÚJO, 2014), com eficiência de remoção de DQO em torno de 55% e concentrações efluentes de 70 a 75 mgSST·L⁻¹. Cabe ressaltar que para o uso de reatores UASB é recomendada, de forma irrestrita, o uso de etapa prévia de peneiramento com espaçamento de 3 a 5 mm (BRESSANI-RIBEIRO *et al.*, 2018b).

Na **Figura 2** é ilustrada esquematicamente cada uma das tecnologias contextualizadas. Na **Tabela 2** são apresentadas, em linhas gerais, as condições de operação e

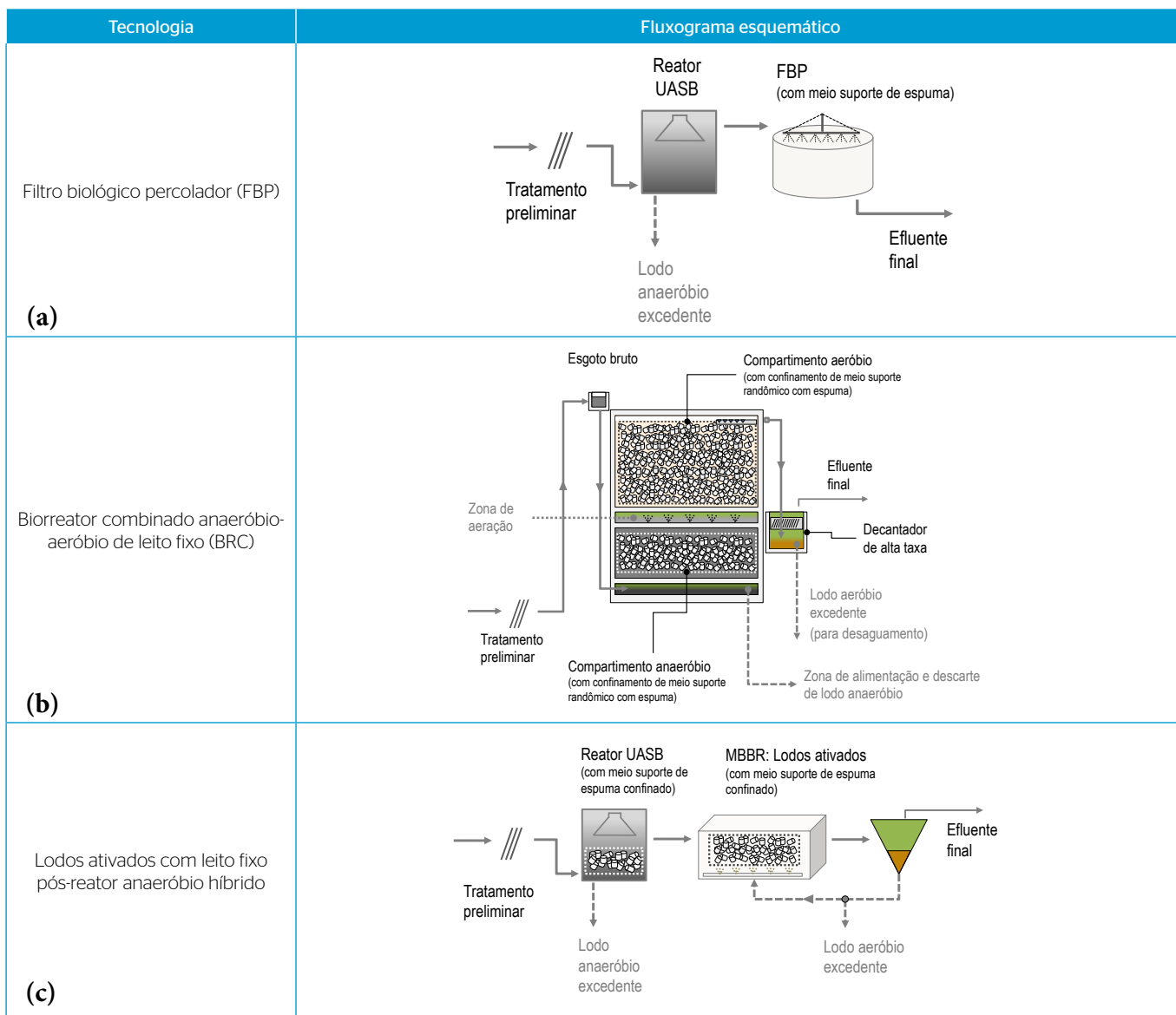


Figura 2 - Sistemas com biofilme utilizando meio suporte baseado em espuma de poliuretano: (a) filtro biológico percolador pós-reator UASB; (b) biorreator combinado anaeróbio-aeróbio de leito fixo (BRC); (c) lodos ativados com leito fixo precedido de reator anaeróbio híbrido.

Tabela 2 - Aspectos de relevância associados a tecnologias emergentes utilizando espuma de poliuretano como meio suporte.

Sistema	Condições operacionais	Aspectos de relevância associados à tecnologia
1. Filtro biológico percolador (FBP) pós-reator UASB*	COV: 0,10 a 1,0 kgDBO-m ³ .d ⁻¹ TAS: 10 a 20 m ³ .m ⁻² .d ⁻¹	- O sistema de fluxo descendente tem sido projetado para a operação sem a etapa de decantação secundária, com a espuma de poliuretano preenchendo de 25 a 50% do volume total do reator. - A recirculação pode ser considerada, principalmente nos casos em que a remoção de N-total é necessária. A simplicidade operacional e a baixa produção de lodo são aspectos de destaque.
2. Biorreator combinado anaeróbio-aeróbio de leito fixo (BRC)	COV: 1,0 a 1,5 kgDBO-m ³ .d ⁻¹ TDH: 6 a 9 h (3 a 4 h zona anaeróbia; 3 a 5 h zona aeróbia)	- Sistema de fluxo ascendente projetado com zonas anaeróbias e aeróbias consecutivas, em que a capacidade de retenção de sólidos no sistema contribui para a minimização da produção de lodo. - A baixa demanda de área, o controle de odores e a capacidade de atendimento a padrões de lançamento mais restritos são aspectos de destaque.
3. Lodos ativados com leito fixo pós-reator anaeróbio híbrido	COV: 0,8 a 1,0 kgDBO-m ³ .d ⁻¹ TDH: 10 h (4 h reator anaeróbio; 6 h zona aeróbia)	A experiência de <i>retrofitting</i> (escala plena) tem demonstrado a possibilidade do aporte de elevadas cargas hidráulicas, sem perda da qualidade do efluente final. Neste caso, a minimização da produção de lodo é um dos aspectos de destaque na aplicação do meio suporte de espuma, considerando sistemas anteriormente projetados com biomassa dispersa.

Nota: * Condições operacionais definidas para FBPs preenchidos com espuma entre 25 e 50% do volume reacional.

Tabela 3 - Concentrações médias do efluente e eficiências de remoção típicas de poluentes de interesse no tratamento de esgoto sanitário (sistemas com biofilmes).

Sistema	Qualidade do efluente (mg·L ⁻¹)					Eficiência de remoção (%)				
	DBO	DQO	SST	N-amoniacal	N-total	DBO	DQO	SST	N-amoniacal	N-total
Reator UASB ⁽¹⁾	70 a 100	180 a 270	60 a 100	> 15	> 20	60 a 75	55 a 70	65 a 80	-	-
Reator Anaeróbio Híbrido ⁽²⁾		150 a 250	43 a 100	> 15	> 20		55 a 65	55 a 80	-	-
Reator UASB + FBP-espuma (remoção de matéria orgânica) ⁽³⁾ (Sistema 1)	30 a 40	60 a 90	30 a 50	> 15	> 20	80 a 85	75 a 85	70 a 80	-	-
Reator UASB + FBP-espuma (remoção de N-amoniacal) ⁽³⁾ (Sistema 1)	< 10	< 40	< 25	< 10	> 15	> 95	> 85	85 a 90	80 a 85	30 a 65
Biorreator anaeróbio-aeróbio combinado - BRC (remoção mat. org.) (Sistema 2)	< 30	< 60	< 25	< 15	> 15	> 95	> 95	> 95	85 a 90	70 a 75
Biorreator anaeróbio-aeróbio combinado - BRC (remoção N-amoniacal) (Sistema 2)	< 10	< 30	< 25	< 5	10 a 15	> 95	> 95	> 95	85 a 90	70 a 75
Reator Anaeróbio Híbrido + Lodos Ativados com leito fixo (Sistema 3)	< 10	< 30	< 25	< 5	< 10	> 95	> 95	> 95	85 a 90	70 a 75

Notas: ⁽¹⁾As concentrações e eficiências esperadas que se referem ao sistema 'Reator UASB' foram extraídas de von Sperling (2005). ⁽²⁾Sistema operando com 4 horas de tempo de detenção hidráulica. ⁽³⁾Qualidade do efluente e desempenho sem o uso de decantadores secundários.

Tabela 4 - Características típicas dos sistemas de tratamento de esgoto sanitário com biofilme¹.

Sistema	Demanda de área (m ² ·hab ⁻¹)	Potência para aeração		Geração de lodo a ser processado		Custos	
		Instalada (W·hab ⁻¹)	Consumida (kWh·hab ⁻¹ ·ano ⁻¹)	Produção de sólidos (gSST·gDQO _{removida} ⁻¹)	Lodo desidratado (kg·hab ⁻¹ ·ano ⁻¹) ⁽⁴⁾	Construção (R\$·hab ⁻¹)	Operação e manutenção (R\$·hab ⁻¹ ·ano ⁻¹)
Reator UASB ⁽¹⁾	0,03 a 0,10	0	0	0,10 a 0,20	15 a 35	150 a 200	10 a 15
Reator Anaeróbio Híbrido	0,02 a 0,05	0	0	0,10 a 0,20	15 a 35	200 a 250	10 a 15
Reator UASB + FBP-espuma (remoção de matéria orgânica) ⁽³⁾ (Sistema 1)	0,10 a 0,20	0	0	0,10 a 0,20	15 a 35	250 a 300	15 a 20
Reator UASB + FBP-espuma (remoção de N-amoniacal) ⁽³⁾ (Sistema 1)	0,10 a 0,20	0	0	0,10 a 0,20	15 a 35	300 a 350	15 a 20
Biorreator anaeróbio-aeróbio combinado - BRC (remoção mat. org.) (Sistema 2) ⁽³⁾	0,03 a 0,06	-	10 a 15	0,10 a 0,20	15 a 35	250 a 350	20 a 25
Biorreator anaeróbio-aeróbio combinado - BRC (remoção N-amoniacal) (Sistema 2) ⁽³⁾	0,03 a 0,06	-	15 a 20	0,10 a 0,20	15 a 35	300 a 410	25 a 30
Reator Anaeróbio Híbrido + Lodos Ativados com leito fixo (Sistema 3)	0,07 a 0,12	-	20 a 30	0,20 a 0,30	40 a 60	350 a 410	35 a 40

Notas: ⁽¹⁾As informações associadas ao sistema 'Reator UASB' foram extraídas de von Sperling (2005). ⁽²⁾Os sistemas Reator UASB + FBP-espuma operam sem a etapa de decantação secundária. Pela simplicidade operacional de FBPs foi assumido que os custos de operação e manutenção conferidos ao sistema se situam na mesma faixa observada para a operação de reatores UASB (não necessidade de gerenciamento do lodo dos decantadores secundários). ⁽³⁾Considerada vazão de contribuição de esgoto e carga orgânica *per capita* de 140 L·hab⁻¹·d⁻¹ e 50 g DBO·hab⁻¹·d⁻¹, respectivamente. ⁽⁴⁾Lodo desidratado à concentração de 20% de sólidos totais.

aspectos adicionais de relevância para as tecnologias emergentes contextualizadas, considerando algumas experiências em escala plena. Nas Tabelas 3 e 4 são apresentadas características típicas no que se refere às tecnologias discutidas neste item.

5. ANÁLISE CRÍTICA SOBRE A APLICABILIDADE DAS TECNOLOGIAS EMERGENTES

Pelos resultados em escala plena, bem como por meio de experiências práticas em escala de demonstração, o uso da

espuma de poliuretano é uma perspectiva que pode paulatinamente se consolidar no contexto brasileiro. Os sistemas com leito submerso e aeração mecanizada (sistemas 2 e 3 – Tabela 3) são atualmente mais empregados, no caso do aporte de cargas orgânicas elevadas ($> 0,5 \text{ kgDBO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$), considerando ainda a necessidade de atendimento a padrões restritivos para concentrações de nitrogênio. Um aspecto positivamente observado a respeito das tecnologias emergentes refere-se ao emprego da digestão anaeróbia como etapa precedente do tratamento, *no sentido de promover a minimização da produção de lodo e consumo energético para a remoção da matéria orgânica*.

Em demandas designadas apenas à remoção de matéria orgânica, estudos recentes têm demonstrado a viabilidade de uso de sistemas simplificados no pós-tratamento do efluente anaeróbio. Nestes casos, o uso de FBP preenchido com meio de espuma de poliuretano operando sem a etapa de decantação secundária encontra aplicabilidade (sistema 1 – Tabela 3). Considerando o uso de cargas orgânicas volumétricas mais elevadas (em torno de $1,0 \text{ kgDBO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ _{espuma}), observa-se que o alto custo do meio suporte de espuma (em torno de R\$ $2.000 \cdot \text{m}^{-3}$) pode ser compensado a partir da eliminação da implantação de decantadores secundários, o que traz ainda a redução de custos operacionais associados à ausência de manejo de lodo aeróbio (adensamento, desidratação e disposição final).

Para o uso de FBP na remoção de N-amoniaco, considera-se que os estudos comparativos de viabilidade técnico-econômica necessitam de avanço e aprofundamento, tendo em vista o maior volume reacional resultante da aplicação de baixas cargas orgânicas volumétricas. Cabe ainda ressaltar que, tal como mencionado no item 2 dessa NT, há perspectivas para a aplicação dos processos de desnitrificação heterotrófica ou autotrófica em sistemas com espuma de poliuretano. A adoção de estratégias operacionais específicas, como o envio de fração de esgoto bruto diretamente ao FBP visando suprir carbono orgânico e estimular a desnitrificação heterotrófica, ou ainda, a restrição de transferência de oxigênio para induzir à colonização de microrganismos autotróficos, podem ser consideradas.

Com a eliminação da etapa de decantação secundária em sistemas UASB/FBP, não há envio de lodo aeróbio para adensamento e digestão anaeróbia nos reatores UASB, o que simplifica sobremaneira o fluxograma destes sistemas. Em última análise, o rigoroso gerenciamento da massa de lodo nos reatores UASB, essencial quando se pratica o envio de lodo, é minimizado, reduzindo demandas incrementais de operação (CHERNICHARO *et al.*, 2014). Contudo, cabe ressaltar que os problemas operacionais reportados em relação ao envio de lodo a reatores UASB podem estar essencialmente vinculados a deficiências de projeto, principalmente em relação a estimativas da produção de lodo excedente e dimensionamento de unidades de desidratação do lodo. Falhas operacionais também são reportadas, especialmente no envio de grandes quantidades de lodo aeróbio para o reator UASB, fato facilmente controlado com o uso de temporizadores ou acionamento mais frequentes pelos operadores.

Para além do uso de meio suporte com espuma de poliuretano visando a simplificação de ETEs, tal tecnologia tem sido aplicada com a finalidade de possibilitar a elevação de cargas hidráulicas aplicadas em reatores UASB híbridos (parcialmente preenchidos com meio suporte de espuma), ou cargas orgânicas aplicadas em etapa subsequente de pós-tratamento por lodos ativados. Pelo conseqüente maior tempo de residência celular no sistema, a produção de lodo tende a ser minimizada, ainda com a melhoria da qualidade do efluente final para concentrações de compostos nitrogenados. As condições favoráveis para o estabelecimento de biomassa nitrificante foram abordadas no item 2, a respeito da retenção de microrganismos de baixo crescimento específico nos interstícios da espuma.

Em que pese os maiores custos de construção e operação para sistemas com aeração mecanizada (sistema 2 e 3 – Tabela 4), tais tecnologias tendem a apresentar viabilidade nos casos em que as concentrações do esgoto bruto são elevadas e/ou a demanda de área venha a ser um fator limitante. Em termos de demanda de área, destaca-se o baixo requisito associado ao biorreator combinado anaeróbio-aeróbio de leito fixo, na faixa de $0,03$ a $0,06 \text{ m}^2 \cdot \text{hab}^{-1}$ (BRC, Sistema 2 – Tabela 4). O potencial para a remoção de N-total, em virtude das condições de

mistura no reator, bem como o controle de gases dissolvidos (metano e sulfeto de hidrogênio), são aspectos de destaque associados à tecnologia.

Em relação ao sistema lodos ativados com leito fixo precedido de reator anaeróbio híbrido (Sistema 3 – Tabela 4), tal tecnologia tem sido também contemplada nos casos em que a área é um fator limitante para futuras expansões de ETEs pré-existentes, em termos de população e vazão atendida. Pela experiência em escala plena, o envio do lodo ao reator UASB não é praticado neste caso, dado o alto grau de estabilização do lodo proveniente do tanque de aeração, bem como pelo baixo tempo de detenção definido para a operação do reator anaeróbio híbrido que precede a referida unidade.

Considerando a discussão apresentada, na **Tabela 5**, complementarmente, são indicadas possíveis vantagens e desvantagens associadas aos sistemas contextualizados.

6. POTENCIALIDADES, LIMITAÇÕES E PERSPECTIVAS PARA O USO DA ESPUMA DE POLIURETANO COMO MEIO SUPORTE

A aplicabilidade da espuma de poliuretano como meio suporte para o tratamento de esgoto depende essencialmente de uma análise quali-quantitativa, em que o elevado custo do meio suporte deve sempre ser confrontado com a simplicidade operacional e requisitos de qualidade do efluente tratado. A possibilidade de eliminação da etapa

de decantação secundária (no caso de FBP) e minimização da produção de lodo no sistema são aspectos que notadamente podem viabilizar a tomada de decisão favorável ao uso desse meio suporte. Para além da melhoria de desempenho, o aprimoramento de sistemas com biofilme deve considerar as limitações operacionais observadas no contexto nacional. Neste caso, o uso de tecnologias que resultem na *minimização da produção de lodo* deve ser um dos aspectos centrais, quando possível.

As limitações para o uso deste tipo de meio suporte ainda se associam a elevados volumes reacionais, especialmente no caso dos FBPs, quando há indicação para a operação sem a etapa de decantação secundária e remoção de compostos nitrogenados. Para sistemas com leito submerso, certamente os maiores custos de implantação e operação tendem a ser relativizados quando o requisito de área ou o aporte de maiores cargas orgânicas são fatores importantes para a tomada de decisão.

Em que pese o alto custo do meio suporte, há perspectivas potenciais de uso da tecnologia em termos de viabilidade técnico-econômica, as quais baseiam-se nos resultados apresentados nessa NT (em especial no item 4) para a aplicação de maiores cargas hidráulicas, principalmente quando a remoção de N-amoniaco não é um requisito essencial. Neste caso, a simplicidade operacional tende a ser reforçada por menores volumes reacionais resultantes, mantendo-se a qualidade do efluente em adequação com padrões de lançamento adotados no contexto brasileiro.

Tabela 5 – Vantagens e desvantagens associadas a sistemas com meio suporte baseado em espuma de poliuretano.

Sistema	Vantagens	Desvantagens
1. Filtro biológico percolador (FBP) pós-reator UASB	• Simplicidade operacional • Baixa produção de lodo • Não há consumo energético para aeração	• Volume reacional elevado para operação sem decantadores e/ou remoção de N-amoniaco • Necessidade de recirculação do efluente final para a remoção de N-total
2. Biorreator combinado anaeróbio-aeróbio de leito fixo (BRC)	• Baixa área de implantação requerida • Baixa produção de lodo • Controle (oxidação) de gases dissolvidos no efluente anaeróbio na etapa aeróbia de tratamento	• Consumo energético para aeração • Reatores com elevada altura (acima de 10 m) • Em caso de necessidade de manutenção do sistema, impossibilidade de operação em paralelo dos reatores anaeróbio e aeróbio
3. Lodos ativados com leito fixo pós-reator anaeróbio híbrido	• Aproveitamento das instalações existentes dos reatores UASB e Lodos ativados para ampliação da capacidade da planta • Possibilidade de operação de reator anaeróbio com velocidade ascensional acima da faixa típica recomendada, com o consequente aumento da capacidade de tratamento • Aumento da idade do lodo aeróbio e concentração de biomassa no reator	• Consumo energético para aeração • Necessidade de maior controle operacional visando manter bom o Índice volumétrico de lodo (IVL) para sedimentação do lodo suspenso no reator aeróbio

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O uso de meio suporte baseado em espuma de poliuretano tende a ser uma importante alternativa para o projeto de novas ETEs, bem como para o *retrofitting* de ETEs pré-existentes. Contudo, há que se considerar um *aprofundamento precípua em termos de critérios para estudos de viabilidade técnico-econômica*, no sentido de uma consistente e organizada análise de investimentos para a tomadas de decisão. Ainda, pela vantagem da tecnologia para a minimização da produção de lodo, os estudos qualitativos devem integrar a análise, posto que seu gerenciamento e destinação final impõem consideráveis desafios operacionais em ETEs no contexto brasileiro.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio recebido do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico

– CNPq, da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG e do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto – INCT ETEs Sustentáveis.

Os autores agradecem ainda a *Bioproj Tecnologia Ambiental* pela disponibilidade no repasse de informações discutidas nessa nota técnica e ao Prof. Dr. Edgard H. O. Dias e Carolina de Oliveira Resende (Universidade Federal de Juiz de Fora - UFJF) pelo notável apoio na estimativa de custos de implantação e operação associados aos sistemas constituídos por reatores UASB seguidos por filtros biológicos percoladores preenchidos com meio suporte baseado em espuma de poliuretano.

Este trabalho faz parte da série de publicações do INCT ETEs Sustentáveis.

REFERÊNCIAS

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. *Norma Brasileira - NBR 12209: Elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitários*. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2011. 53 p.

ALMEIDA, P. G. S. *Remoção de matéria orgânica e nitrogênio em filtros biológicos percoladores aplicados ao pós-tratamento de efluentes de reatores UASB*. 2011. 196 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.

ALMEIDA, P. G. S.; MARCUS, A. K.; RITTMANN, B. E.; CHERNICHARO, C. A. L. Performance of plastic- and sponge-based trickling filters treating effluents from an UASB reactor. *Water Science and Technology*, v. 67, p. 1034-1042, 2013.

ARAÚJO, T. L. S. *Desempenho de reator anaeróbio híbrido (leito fixo e manta de lodo) tratando esgoto sanitário em escala piloto*. 2014. 101 f. Dissertação (Mestrado em Ciências: Engenharia Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2014.

ARAÚJO JUNIOR, M. M.; OLIVA, A. D. Biorreator combinado anaeróbio-aeróbio de leito fixo (BRC) tratando esgoto sanitário: resultados em escala plena. In: *31º Congresso Nacional de Saneamento e Meio Ambiente*, 2020, [on-line]. AESABESP.

BRESSANI-RIBEIRO, T.; BRANDT, E. M. B.; ALMEIDA, P. G. S.; FLOREZ, D.; CHERNICHARO, C. A. L. Technological improvements in compact UASB/SBTF systems for decentralized sewage treatment in developing countries. *Desalination and Water Treatment*, v. 91, p. 112-120, 2017.

BRESSANI RIBEIRO, T.; ALMEIDA, P. G. S.; VOLCKE, E. I. P.; CHERNICHARO, C. A. L. Trickling filters following anaerobic sewage treatment: state of the art and perspectives. *Environmental Science: Water Research & Technology*, v. 4, p. 1721-1738, 2018a.

BRESSANI-RIBEIRO, T.; LOBATO, L. C. S.; SOUZA, S. N.; PEGORINI, E. S.; CHERNICHARO, C. A. L. Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário – Parte 2: Tratamento preliminar, bombeamento e distribuição de vazão. *Revista DAE*, 214, 17-29, 2018b.

CHERNICHARO, C. A. L. (coordenador). *Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios*. Rio de Janeiro, Brasil: FINEP/PROSAB, 2001. 544 p.

CHERNICHARO, C. A. L.; LOBATO, L. C. S.; PAIVA JÚNIO, C. A.; BARBOSA, C. A.; ALMEIDA, P. G. S.; GONÇALVES, T. C. F.; VAZ, E.; SOUZA, J. R.; SILVA, L. R.; JUDICE, M. A. M.; MORAES, O. J. Secondary sludge return for thickening and digestion in UASB reactors: case study of Onça STP - Brazil. In: *XI Simposio Latino-Americano de Digestión Anaerobia*, Havana, Cuba, 2014.

GAUDENCIO, B. O. *Reator anaeróbio híbrido (leito fixo e manta de lodo) em escala plena tratando esgoto sanitário: avaliação da nova configuração*. 2016. 106 f. Dissertação (Mestrado em Ciências: Engenharia Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2016.

GRADY JR., C. P. L.; DAIGGER, G. T.; LIM, H. C. *Biological Wastewater Treatment*. 2nd ed. Revised and expanded. Marcel Dekker: New York, USA: Marcel Dekker, 1999. 1076 p.

HENZE, M.; LOOSDRECHT, M. C. M.; EKAMA, G. A., BRDJANOVIC, D. B. *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design*. London, UK: IWA Publishing, 2008. 530 p.

MACHDAR, I.; SEKIGUCHI, Y.; SUMINO, H.; OHASHI, A.; HARADA, H. Combination of a UASB reactor and a curtain type DHS downflow hanging sponge reactor as a cost-effective sewage treatment system for developing countries. *Water Science and Technology*, v. 42, n. 3/4, p. 83-88, 2000.

MOON, C.; LEE, E. Y.; PARK, S. Biodegradation of gas-phase styrene in a high-performance biotrickling filter using porous polyurethane foam as a packing medium. *Biotechnology and Bioprocess Engineering*, v. 15, p. 512-519, 2010.

OKUBO, T.; ONODERA, T.; UEMURA, S.; YAMAGUCHI, T.; OHASHI, A.; HARADA, H. On-site evaluation of the performance of a full-scale down-flow hanging sponge reactor as a post-treatment process of

an up-flow anaerobic sludge blanket reactor for treating sewage in India. *Bioresource Technology*, v. 194, p. 156-164, 2015.

ONODERA, T.; OKUBO, T.; UEMURA, S.; YAMAGUCHI, T.; OHASHI, A.; HARADA, H. Long-term performance evaluation of down-flow hanging sponge reactor regarding nitrification in a full-scale experiment in India. *Bioresource Technology*, v. 204, p. 177-184, 2016.

ONODERA, T.; MATSUNAGA, K.; KUBOTA, K.; TANIGUCHI, R.; HARADA, H.; SYUTSUBO, K.; OKUBO, T.; UEMURA, S.; ARAKI, N.; YAMADA, M.; YAMAUCHI, M.; YAMAGUCHI, T. Characterization of the retained sludge in a down-flow hanging sponge (DHS) reactor with emphasis on its low excess sludge production. *Bioresource Technology*, v. 136, p. 169-175, 2013.

RITTMANN, B.; MCCARTY, P. *Environmental Biotechnology: Principles and Applications*. New York, USA: McGraw-hill International Editions, 2001. 754 p.

TANDUKAR, M.; MACHDAR, I.; UEMURA, S.; OHASHI, A.; HARADA, H. Potential of a Combination of UASB and DHS reactors a Novel Sewage Treatment System for Developing Countries: Long-Term evaluation. *Journal of Environmental Engineering*, v. 132, n. 2, p. 166-172, 2006.

WIJEYEKOON, S.; MINO, T.; SATOH, H.; MATSUO T. Effects of substrate loading rate on biofilm structure. *Water Research*, v. 38, p. 2479-2488, 2004.

