

CAPÍTULO XX

Biodigestores e leito cultivado para tratamento e geração de biogás de efluentes domésticos e resíduos orgânicos

*Breno J.F. Drumond¹, Leonardo Rocha², Ricardo Salles Hermann³, Ricardo de Freitas Branco⁴

¹Analista de Projetos de Engenharia na Companhia Siderúrgica Nacional, Mestre em Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal Fluminense

²Analista de Meio Ambiente na Companhia Siderúrgica Nacional, Mestre em Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal Fluminense

³Diretor na empresa HY Sustentável LTDA, Mestre em Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal Fluminense e cursando doutorado em Engenharia Ambiental pela Universidade Estadual do Rio de Janeiro

⁴Professor da Universidade Federal Fluminense – Instituto de Ciências Exatas de Volta Redonda

*breno-drumond@hotmail.com

<https://doi.org/10.4322/978-65-86819-07-6-20>

RESUMO

O presente capítulo permite o leitor entender a necessidade em tratar e dispor adequadamente os efluentes domésticos e os resíduos sólidos urbanos orgânicos de forma sustentável no ponto de vista ecológico, social e econômico. São demonstrados os efeitos nocivos da degradação do meio limnético para o desenvolvimento local, regional e mundial quando tal fato não ocorre. As soluções apresentadas neste capítulo visam principalmente remover os poluentes e produzir energia e inclusive podem também coproduzir um rico biofertilizante, proteger espécimes, e de maneira geral reaproveitar a água residual e, assim, propiciar inúmeros benefícios. No presente capítulo, o leitor também contemplará uma explicação dos processos envolvidos diretamente em tratamentos de efluentes, promovido pela ação de biodigestores e leitões cultivados. Os tratamentos relacionados neste estudo visam mesclar os conceitos de tecnologia ambiental, onde estruturas construídas pelo homem interagem diretamente com técnicas encontradas e exercidas diariamente pela natureza. Espera-se que fiquem claros os benefícios sociais, econômicos e ambientais a partir de estudos de casos e aplicações reais apresentadas. As informações contidas neste capítulo visam introduzir tecnologias ambientais que permitam uma implantação com baixo custo dentro de um contexto acessível para municípios e pequenas propriedades.

Palavras-chave: Biodigestores; Produção de Biogás; Biofertilizante; Efluentes domésticos; Resíduos sólidos urbanos orgânicos

INTRODUÇÃO

Considerando que a limnologia estuda a ecologia de todas extensões de água doce do continente, como lagoas, rios e águas subterrâneas, e ressaltando que isso representa uma pequena parcela de toda água contida no globo terrestre. Neste sentido, existe uma preocupação em relação à conservação e recuperação desse recurso que além de ser utilizado por diversos setores, possui uma grande valoração em termos de biodiversidade (Guimarães, 2007).

Os usos não são restritos as indústrias, agricultura, pecuária e usos domésticos, mas também como recursos pesqueiros que o próprio ambiente, quando preservado e respeitando as condições de recuperação, se torna uma fonte de subsistência (FAO, 2011).

Apesar do Brasil estar numa situação privilegiada em relação a disponibilidade de recursos hídricos, a sua distribuição é desigual entre as regiões. O Nordeste é uma grande região afetada pela escassez hídrica, no entanto no Sudeste, apesar de abundante, possui má qualidade devido a invasão da população em áreas de mananciais, afetando diretamente mananciais (Leite, 2014).

A crise hídrica que estamos vivendo atualmente, não envolve somente a escassez e o estresse da água, mas também o descaso humano perante a gestão das águas, principalmente no que se refere ao saneamento básico. Milhões de toneladas de dejetos humanos são eliminados todos os dias nos corpos hídricos e, diante disso, doenças são veiculadas através do consumo de água contaminada (ABC, 2013).

Com isso, visto que existe essa crise hídrica, é evidente que exista também um inadequado gerenciamento de resíduos sólidos. Não só os resíduos sólidos urbanos que prejudicam os recursos hídricos, mas também setores como a agricultura, pecuária e a mineração, que correspondem a 90,5% do total de resíduos existentes no planeta (Waldman, 2010).

Diversos são os desafios que necessitam ser enfrentados quando se trata sobre a integração da Política Nacional de Resíduos Sólidos, instituída pela Lei nº 12.305 e a Política Nacional de Recursos Hídricos, instituída pela Lei nº 9433, as quais estão intimamente interligadas quanto à disposição de

resíduos sólidos e a qualidade das águas. Diante do grande desafio das cidades brasileiras em controlar a geração, coleta e destinação de resíduos sólidos, durante anos, o solo vem sendo contaminado devido aos descartes irregulares de materiais em lixões e locais inapropriados, degradando conseqüentemente, as fontes de mananciais subterrâneas e superficiais (Leite, 2014).

Segundo o Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil (2016), a média de lixo domiciliar de cada brasileiro, de cerca de um quilo, é semelhante à de um europeu. Porém, nossas classes afluentes geram muito lixo, enquanto as classes humildes geram pouquíssimo. É assim que se chega a uma média europeia (ABELPRE, 2016)

A destinação de resíduos, sejam eles domiciliares, industriais, hospitalares, entre outros, ainda enfrenta um grande desafio na implementação da política de resíduos. No entanto, já é possível evidenciar a desativação de diversos lixões pelo país, e com isso surge o aumento da preservação dos corpos d'água e a minimização dos impactos sobre os recursos hídricos. Assim, deve-se avaliá-lo como um recurso capaz de ser gerido de forma sustentável, tendo em vista seu potencial energético, bem como seu caráter fomentador de inclusão social (Leite, 2014).

Neste contexto, para garantir a maior preservação dos corpos hídricos, assim como da sua biota, conscientização do público e geração de energia destacam-se duas técnicas: Digestão Anaeróbia e Leito Cultivado. Embora a digestão anaeróbia já seja conhecida há mais tempo, inclusive já consolidada em alguns países, nos últimos anos ganhou destaque pela geração de energia mais eficiente a partir do biogás formado durante o processo.

Aspectos introdutórios sobre esgoto sanitário e o tratamento

O esgoto doméstico é constituído de matéria orgânica de origem de atividades domésticas de instalações sanitárias contendo fezes ou urina proveniente de banhos e lavagens dos demais usos domésticos, que podem também ter em sua composição sabão e detergentes. O mesmo cenário se repete quando falamos das instalações de empresa que possuem em seus escritórios banheiros e vestiários que geram o efluente sanitário com as

mesmas características do esgoto doméstico. No entanto, a concentração de carga de substâncias no efluente pode variar de acordo com a contribuição per capita e o uso de água nas atividades (FUNASA, 2015),

Apesar da baixa quantidade de sólidos suspensos e dissolvidos contidos no efluente sanitário, o volume gerado se torna um grande problema de poluição dos corpos hídricos por apresentar sérios riscos para a manutenção de um manancial e a propagação de doenças patógenas. A maior parte se trata de matéria orgânica biodegradável associada à matéria inorgânica proveniente dos produtos de higiene (Figueiras, 2016).

Alguns parâmetros de qualidade de água são importantes para controle do tratamento de esgoto sanitário e devem ser considerado no dimensionamento de um sistema de tratamento, como: coloração, odor, turbidez, matéria orgânica e temperatura, onde das características físicas, o teor de matéria orgânica é o de maior importância. No que tange as características químicas, os materiais orgânicos são representados por proteínas (40% a 60%), carboidratos (25% a 50%), gorduras (8% a 12%), óleo (8% a 12%), ureia e surfactantes. A composição dos materiais inorgânicos são representados pela presença de areia e substâncias minerais dissolvidas. Já as características biológicas, se resume, aos principais organismos como as bactérias, protozoários, parasitas, fungos e algas (Von Sperling, 2016).

A necessidade de se entender melhor o efeito real dessas substâncias, ou efluente, em um ecossistema fez com que novos ensaios fossem criados. A esses bioensaios retiram-se informações sobre a toxicidade desse material sob seres vivos.

Em corpos hídricos, poluentes podem causar toxicidade crônica para a saúde humana, do ambiente, de sua fauna e flora. Seu controle por meio de testes de ecotoxicidade é um modo eficaz e necessário para o monitoramento da qualidade da água. A avaliação integrada dos efeitos biológicos das águas residuais descarregadas no ecossistema é relevante e testes de ecotoxicidade são referidos como ferramentas extremamente úteis para a identificação de impactos ambientais.

A ecotoxicidade pode ser pesquisada se utilizando uma bateria de testes para monitorar águas residuais. São metodologias que incluem testes com bactérias, algas e crustáceos. O uso de uma abordagem ecotoxicológica

agrega valor à avaliação de perigos e riscos de descargas às águas receptoras e pode contribuir para a gestão ambiental de estações de tratamento de esgoto (Mendonça et al, 2009).

A abordagem ecotoxicológica apresenta vantagens particularmente na avaliação de impacto das águas residuais em lançamentos nos leitos de rios e sistemas limnológicos complexos. É um método eficiente para monitorar o funcionamento e a eficiência de estações de tratamento de esgoto (Hamada et al., 2011).

Sistemas de tratamentos anaeróbios conseguem remover moléculas capazes de propiciar ecotoxicidade. Duda e Oliveira (2010) observaram altas remoções de Fe (85%), Zn (72%), Cu (58%) e Mn (66%) no reator UASB, seguidas por filtro anaeróbico tratando águas residuais de suínos com TDH de 36 e 17,6 h, respectivamente.

Cabe ressaltar que o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) na Resolução 430 (BRASIL, 2011), os teores máximos de Fe, Zn, Cu e Mn para descarga de efluentes são de $15,0 \text{ mg L}^{-1}$, $5,0 \text{ mg L}^{-1}$, $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ e $1,0 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente. Assim, pode-se observar a importância, tanto para corporações como para a população em geral, da utilização de tratamento em efluentes tóxicos e a eficiência desses sistemas, como no caso de tratamento anaeróbio em duas etapas, pesquisado por Duda e Oliveira (2010), que se utilizaram de reatores UASB, removendo os ecotóxicos e melhorando a qualidade do efluente para atender ao padrão de admissibilidade nos corpos d'água desses metais.

Essas informações são necessárias para um adequado processo de tratamento de efluente sanitário. Um tratamento de efluente é constituído por etapas de separação de materiais sólidos, na redução da matéria orgânica, na remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e na remoção de patógenos, através de processos físicos, químicos e biológicos e são divididos em tratamento preliminar, tratamento primário, tratamento secundário e tratamento terciário, que após todas essas etapas gera o efluente tratado com as características e limites ideais para o correto descarte em corpos hídricos. A Fig. 1 apresenta um típico sistema de tratamento de efluente.

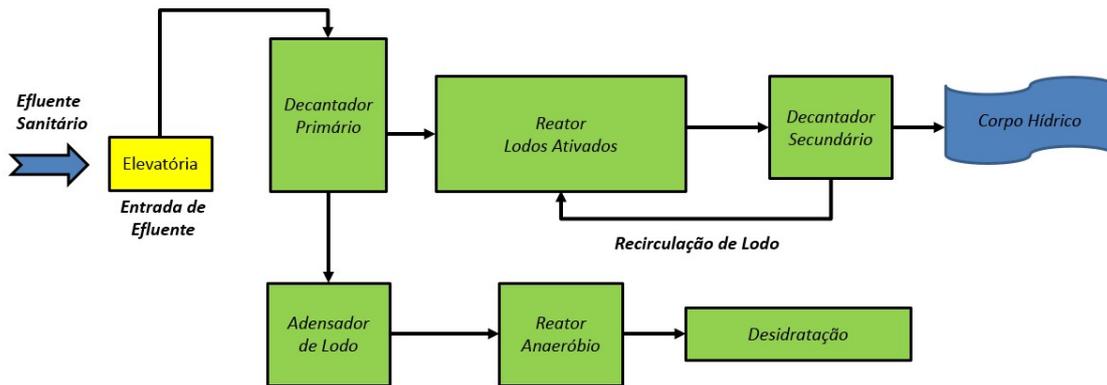


Fig 1. Sistema convencional de tratamento de esgoto sanitário. Fonte: Adaptado de Von Sperling (2016).

Considerando a ilustração da Fig. 1, uma estação tratamento convencional, com lagoas de estabilização ou processo de lodos ativados, é possível prever que uma instalação desse porte necessita de uma estrutura com diversas etapas de tratamento tornando-se uma planta robusta e complexa e com alto custo de manutenção e operacionalização (Von Sperling, 2016).

Com a evolução das tecnologias e gestão do tratamento de esgotos nas cidades, o tratamento descentralizado de esgotos é visto como alternativa mais sustentável, especialmente, para países em desenvolvimento (Paraskevas et al., 2002), e em pequenas vilas isoladas, ou assentamentos rurais com baixa densidade populacional em virtude de sua simplicidade e efetividade de custos (Paraskevas et al., 2002; USEPA, 2005).

Assim, o gerenciamento descentralizado é progressivamente considerado nas decisões de implantação de estruturas sanitárias urbanas e rurais pelo menor aporte de recursos, além da sustentabilidade ecológica (Crites, 2003; Massoud et al., 2009).

Os sistemas descentralizados, mesmo aqueles construídos em pequenas escalas para atendimento a comunidades e pequenas populações locais, que não possuem uma vazão constante e equilibrada, exigem um funcionamento muito estável e devem ter a mesma eficiência que os sistemas centralizados, contudo, apresentam baixos custos de operação e implantação. Quanto menor o número de habitantes atendidos, mais flexível deve ser o processo para variações de carga e vazão e mais robusto no sentido de pouca operação e manutenção (Metcalf e Eddy, 2003)

Diante da perspectiva das aplicações os sistemas de tratamento descentralizados, é importante ressaltar a tecnologia de biodigestão (digestão anaeróbia), amplamente utilizada, de baixo custo de implantação e operacionalização, que prevê não somente o tratamento de esgoto sanitário como também o tratamento de efluentes com carga orgânica elevada e resíduos sólidos orgânicos (Von Sperling, 2016; Chernicharo, 2016; Campos, 1999).

Digestão anaeróbica (AD) para tratamento de Efluentes

Princípio da digestão anaeróbica e produção de biogás

A Digestão Anaeróbia (DA) se utiliza da microbiologia para tratar resíduos orgânicos, gerar biogás e produzir biofertilizante e é estudada há algumas décadas. Ela se verifica a partir da decomposição biológica desse resíduo em ambiente sem oxigênio. Ocorre naturalmente em zonas húmidas, pântanos e aterros, bem como no interior o estômago dos ruminantes (Vasco et al, 2017) e em reatores especialmente desenhados para tanto.

O processo e as fases da DA são amplamente conhecidos e descrito por Rittmann (2008), como um processo Metanogênico onde inicialmente bactérias fermentativas Hidrolíticas degradam a matéria bruta complexa em compostos mais simples. Na segunda fase, Acidogênica, as bactérias acidogênicas continuam degradando a matéria para compostos igualmente mais simples. Na fase Acetogênica, essas matérias são transformadas principalmente em ácido acético, H_2 e CO_2 , pela ação das bactérias acetogênicas. Por fim, na última etapa ou Metanogênese, os micro-organismos metanogênicos classificados dentro do domínio *Archaea* transformam esses substratos em CH_4 e CO_2 (Chernicharo, 2016).

Os principais produtos da DA são o biogás, que é uma mistura de gases, principalmente metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2) e um efluente rico em nutrientes que pode ser usado como fertilizante (Korres et al., 2013). A seguir está representado na Fig. 2 um esquema de um típico reator tipo UASB - *Upflow Anaerobic Sewage Blanket*.

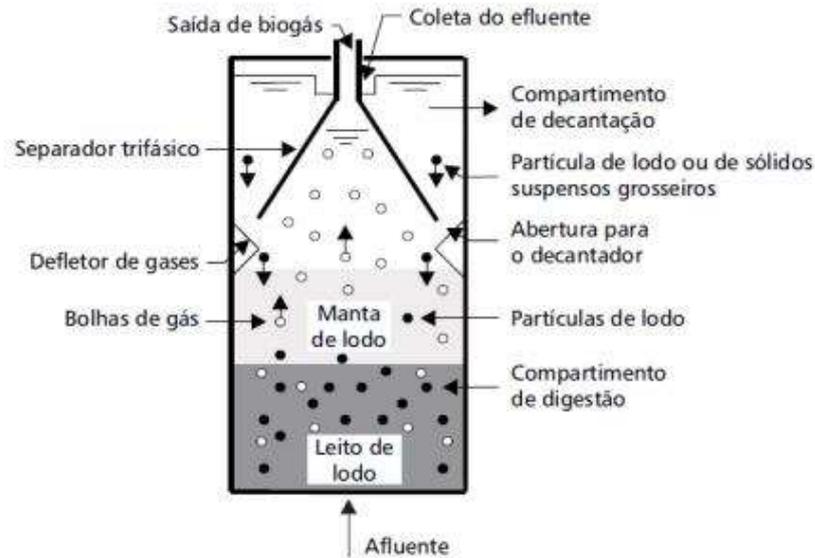


Fig. 2. Esquema de um biorreator do tipo UASB. Fonte: Campos, 1999

O modelo UASB é indicado para efluentes líquidos com baixa, média ou alta carga orgânica. Possui grande capacidade de remoção de DBO e DQO, que pode chegar a 95% de remoção quando aliado a pré e/ou pós tratamento, além de ótimo desempenho na geração de gás. Apresenta ainda um TDH de 8 (oito) horas considerado baixo para efluentes com grandes cargas de DBO e DQO. Requerem pequenos espaços para instalação e seu custo, como o de manutenção é o menor no seguimento para tratamento de esgoto doméstico. Sua operação requer baixo nível técnico. Não é adequado para insumos sólidos, semissólidos e de prolongada degradação (Hermann, 2018).

Outro modelo bastante empregado é o biodigestor do modelo indiano apresentado na Fig. 3, assim como um detalhamento de construção segundo HY Sustentável LTDA (Fig. 4).



Fig. 3. Foto de operação de um biodigestor Modelo Indiano.

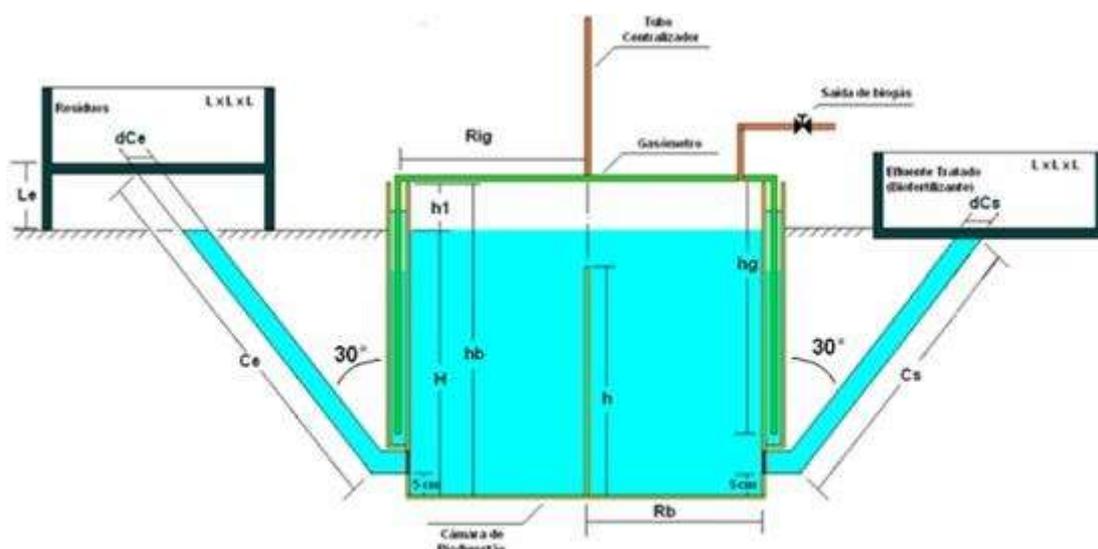


Fig. 4. Esquema de construção de um biodigestor modelo Indiano. Fonte HY Sustentável LTDA (2018).

Inspirado no tradicional modelo indiano é indicado para utilização com insumos sólidos ou pastosos. Seu baixo custo e versões caseiras são informações relevantes que impactam positivamente em um plano de negócios que, associado aos valores de mercado do biofertilizante produzido por esse modelo, permitem o pagamento do investimento em aproximadamente 6 (seis) meses (Hermann, 2018). Possui pequenas dimensões e gasômetro de 1 m³ acoplado, fácil manutenção e manuseio para utilização em motores, fogões e lampiões.

Estudo de casos – tratamento de efluentes com digestão anaeróbia

O tratamento de efluentes domésticos, industriais e esgotos municipais realizados por diferentes tipos, ou modelos, ou sistemas de biodigestores anaeróbicos é perfeitamente eficiente e se presta, concomitantemente para o saneamento ambiental, geração de energia e produção de biofertilizante, se tornando economicamente vantajosa a sua utilização e promovendo recuperação de nutrientes e energia. É exatamente o que expõe Prieto et al (2013) e o que explica Okubo et al. (2015).

A Tab. 1 demonstra que diversos tipos de insumos orgânicos podem gerar energia e propiciar saneamento ao se utilizar de diferentes modelos e configurações de reatores anaeróbios.

Tab. 1. Diferentes tipos de reatores para DA (Digestão Anaeróbia)

Biorreator	Substrato	Carga (kg/m³d)	Comentários	Referência
CSTR	Resíduo Sólidos urbanos	15	Melhor desempenho com aumento gradativo da carga.	Angelidaki et al. (2006)
Digestor anaeróbico	Resíduo alimentício	17	Rendimento de metano 360 L/Kg com TDH de 40 dias.	Ike et al. (2010)
Filtro de malha rotacionado	Resíduo Sólidos urbanos	15	Melhor desempenho com a agitação diferenciada	Walker et al. (2010)
Anaeróbico de dois estágios	Resíduo orgânico	3	11% mais eficiente energética do que o de um estágio	Luo et al. (2011)

UASB no estado sólido	Mistura de palha e silagem de milho	17	Alto desempenho na produção de metano a partir da biomassa	Mumme et al. (2010)
------------------------------	-------------------------------------	----	--	---------------------

Fonte: Khalid et al, 2011

Selecionamos abaixo alguns casos concretos que se utilizam da DA para tratar seus efluentes.

Estação de tratamento de efluentes industriais empregando digestão anaeróbia

No presente exemplo observa-se a confecção do projeto para instalação de Estação de Tratamento de Efluentes Industriais onde o principal resíduo a ser tratado é o sangue proveniente do corte, para posterior embalagem, de pedaços de carne que chegam congelados a Frigorífico situado na zona central da cidade do Rio de Janeiro, RJ, Brasil. O efluente de 30 m³/dia é gerado a partir do processo de lavagem do setor de desossa da empresa. Todo dimensionamento e análise de eficiência foi desenvolvido com base em estudos, literaturas e normas existentes.

O sistema de tratamento é composto por um tratamento preliminar, elevatória e tratamento secundário dotado de Biodigestores de Lodo Ativado do tipo UASB – *Upflow Anaerobic Sewage Blanket*. O pré-tratamento é composto de gradeamento triplo, duas caixas de areia com sistema stop log, medidor de vazão do tipo Calha Parshall e caixa de gordura. Depois de elevado o efluente é conduzido para os separadores estáticos para, a seguir, adentrar nos biodigestores, para o tratamento secundário.

Essencialmente, o processo consiste em propiciar o fluxo ascendente do efluente através de um leito de lodo denso, com microfilme biológico e de elevada atividade. As características dos sólidos dentro do reator variam de muito denso, e com partículas granulares de elevada capacidade de sedimentação próximas ao seu fundo, até um lodo mais disperso e leve, conforme se direciona ao topo do reator.

A estabilização da matéria orgânica ocorre em todas as zonas de reação, sendo a mistura do sistema promovido pelo fluxo ascensional do

efluente e das bolhas de gás. O efluente entra pelo fundo e deixa o reator, através de um decantador interno, localizado na parte superior do mesmo. Um dispositivo de separação das fases sólidas, líquidas e gasosas, localizado abaixo do decantador garante as condições ótimas para a sedimentação das partículas que se desgarram da manta de lodo, permitindo que estas retornem a câmara de digestão, ao invés de serem arrastados para fora do sistema.

Todo o processo é dependente da produção de biomassa de elevada atividade consorciado com uma eficiente separação de fases acima descritas. Trata-se de um tratamento relativamente simples, dispensada a demanda por implantação de equipamentos sofisticados ou de mão de obra com altos níveis de capacitação para operá-lo, bastando apenas estar apto a manter os parâmetros de dimensionamento e operação necessários para a adequada DA. São eles: temperatura, TDH, pH, alcalinidade e taxa constante de carregamento orgânico. Observados tais parâmetros, a taxa de eficiência do processo pode atingir níveis acima de 80% de remoção do DQO (Demanda Química de Oxigênio) (Hermann, 2018).

Nesse sentido o estudo de Yousefi et al (2018) demonstra que em escala laboratorial essas taxas de eficiência são alcançadas. É importante salientar que no estudo desse caso concreto o acompanhamento diário dos parâmetros necessários para a DA devem ser aferidos. Isso se deve principalmente pelo fato de que os efluentes gerados na planta possam ser alterados na fase de desossa. Um parâmetro que deve ser especialmente monitorado é a produção de amônia pelos reatores anaeróbicos. A grande quantidade de sangue no efluente pode gerar compostos nitrogenados que influenciarão nos níveis de amônia. A concentração ideal de amônia garante um bom funcionamento metanogênico na DA, aumentando assim a estabilidade do processo de digestão. Por outro lado a amônia em alta concentração é regularmente apontada como a principal causa de falha na DA por causa de sua direta inibição da atividade microbiana (Rajagopa et al; 2013). Pode ser observado na Fig. 5 o reator e local de instalação e a planta do projeto.

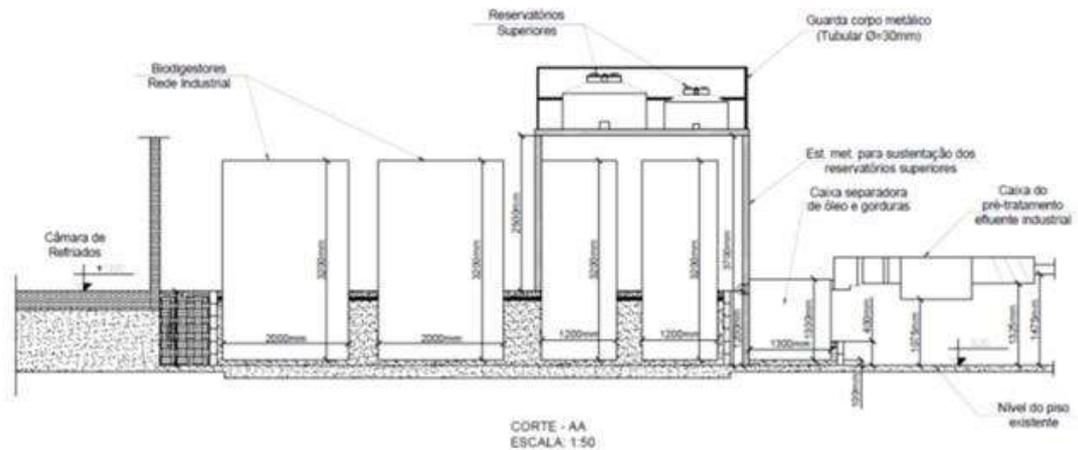


Fig. 5. Imagens da implantação do projeto da planta de estação de tratamento de efluentes industriais. Fonte HY Sustentável LTDA (2018).

Estações de tratamento de esgotos doméstico empregando digestão anaeróbica. Biodigestor do tipo *UASB* com pré-tratamento- VALENÇA, RJ, BRASIL

Projetos de médias estaturas também são objeto de tratamento de efluentes por DA. Valença, município do estado do Rio de Janeiro, Brasil, possui estação de tratamento de esgoto para loteamento residencial de médio padrão. Nesse modelo de planejamento a administração municipal condiciona o licenciamento ambiental do empreendimento à construção da ETE – Estação de Tratamento de Esgoto - pelo empreendedor, para, posteriormente, ser operada pela municipalidade.

O referido loteamento é composto por 200 (duzentas) unidades, com dimensionamento previsto para quatro habitantes cada unidade, volume diário

de 160 litros (cento e sessenta litros) por habitante e 10 (dez) biodigestores modelo UASB, dispostos em linha subsequente e com pré-tratamento de alvenaria, composto por decantador, separador de gordura, retentor de sólidos e desanador. Com a ETE construída e em funcionamento recebe atualmente a contribuição de apenas uma residência, parcialmente construída. Quando estiver em plena operação se espera remover pelo menos 90% de DQO e 85% de DBO, o que representa uma eficiência acima do que a norma preconiza, antes disso estima-se que fique em torno de 95% e 95% a taxa de remoção, tanto para DQO quanto para DBO.

Para tanto, em seu dimensionamento o TDH, a temperatura, a carga orgânica e a adequada manutenção e operação devem ser observadas a fim de que os parâmetros da DA sejam estritamente cumpridas.

O processo convencional de lodos ativados aeróbios é utilizado para fins domésticos de tratamento de águas residuais há mais de 100 anos (Wan et al., 2016). No entanto, o tratamento anaeróbico, com estudos mais recentes, e como no caso de Valença, RJ, Brasil, tem atraído atenção positiva para esses mesmos fins. Isso se deve ao fato de que balanços energéticos para tratamentos com DA, que são bastante favoráveis, devido à recuperação de energia com o biogás e recuperação de nutrientes, na forma de biofertilizante. A não utilização de energia elétrica para a aeração necessária no sistema aeróbio, à produção mínima de lodo, pequenas exigências de espaço e a produção de biogás e/ou energia elétrica também justificam a DA para tratamento dessas águas (Wan et al., 2016).

A instalação da referida estação de tratamento ficou em torno de R\$180.000,00 (cento e noventa mil reais) valor no ano de 2017o que representa R\$900,00 (novecentos reais) para cada lote comercializado. A área total para sua instalação foi de aproximadamente 70 m². A seguir na Fig. 6 demonstra fotos da instalação e reatores UASB, assim como detalhes do projeto.

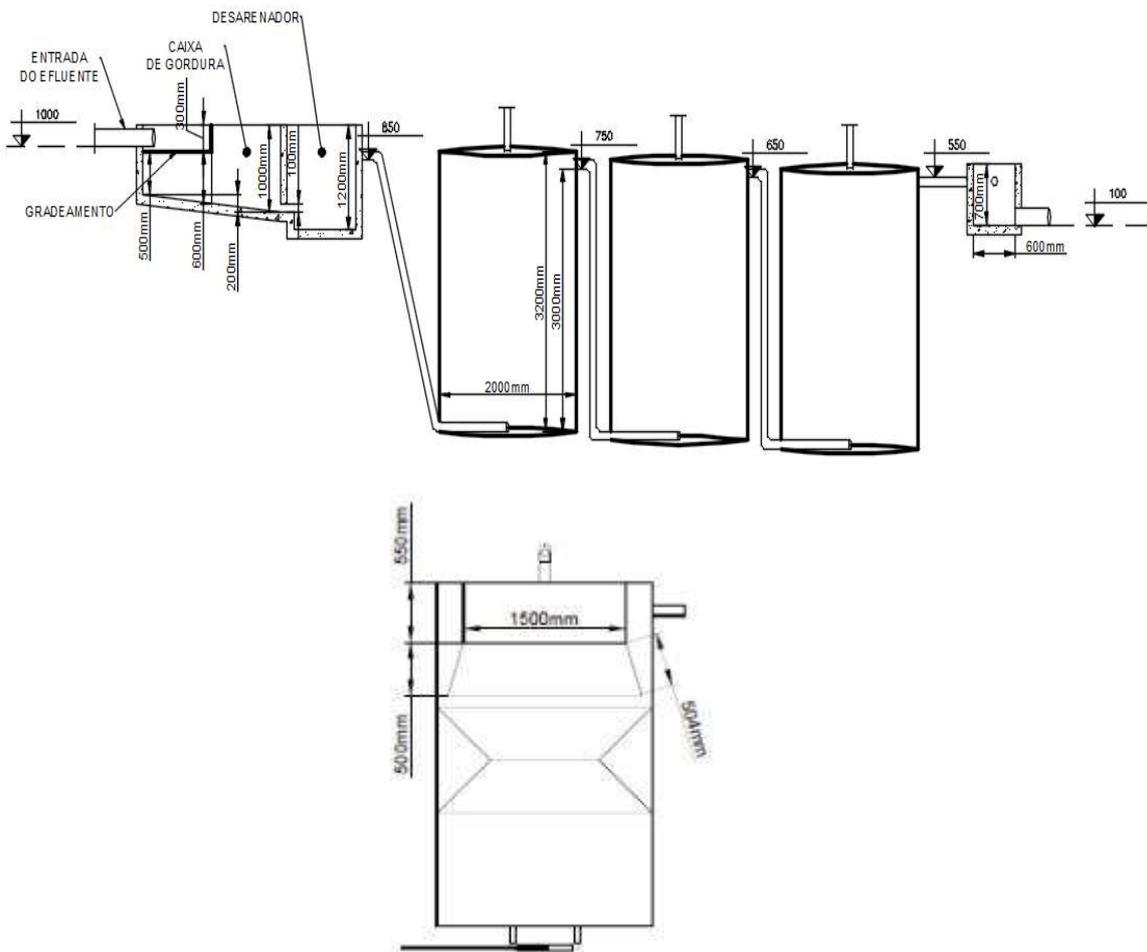


Fig. 6. a) Instalação dos reatores UASB e detalhe dos reatores b) Projeto da estação de tratamento com o detalhamento do reator UASB. Fonte HY Sustentável LTDA (2018).

O sistema de tratamento de efluentes (Fig. 5) do presente caso em estudo e utilizado pela empresa HY Sustentável LTDA, especializada em saneamento e bioenergia é formado por pré tratamento com gradeamento, decantador e separador de gordura consorciados com reatores modelo UASB-híbrido (Fig. 5), desenvolvidos pela HY Sustentável LTDA. É um reator com as

característica do UASB equipado com biofilmes, ou membramas biológicas, que permitem uma maior eficiência na DA. Seu fluxo é ascendente e, conseqüentemente, a saída do efluente é realizada pelo topo do equipamento, sendo sua entrada na parte inferior. É um sistema cujas vantagens são notadas a seguir:

- Não é necessária a utilização de energia elétrica para sua operação;
- Não é necessária construção de grandes estruturas de alvenaria;
- Permite o reúso da água;
- Produção de biofertilizante;
- Produção de biogás;
- Geração de energia elétrica.

Digestão anaeróbica do lodo da Estação de tratamento por lodo ativado – Saskasson City, Canadá

Sadowski (2018), demonstra um tratamento do lodo ativado da Estação de Tratamento de Esgoto da cidade de Saskasson City, província de Saskatchewan, Canadá, que possui aproximadamente 270.000 (duzentos e setenta mil) habitantes, segundo o senso de 2017, é feito, após o pré-tratamento adequado, através de DA. O biogás da digestão desse lodo é queimado em caldeiras próprias e usado para aquecer os prédios da planta de tratamento. O excesso de metano é queimado a fim de se transformar o mesmo em CO₂, visto este gás comprometer menos a camada de ozônio do que o anteriormente mencionado. Aproximadamente 18.000 kg ou 1000 m³ de lodo são bombeados diariamente para os digestores anaeróbicos com Tempo de Retenção Hidráulica – TDH de aproximadamente 17 (dezessete) dias. É gerado cerca de 12.000 m³ por dia de biogás e isto equivale aproximadamente a 1 m³ de biogás para cada quilo de sólidos suspensos voláteis destruídos na digestão do lodo. O benefício econômico gerado pelo biogás dos reatores anaeróbicos é evidente, visto todo o aquecimento da parte de administração e manutenção da planta serem supridos e gerados na mesma.

O pré-tratamento de esgoto municipal deve ser poderoso e eficiente. Sistemas que privilegiam a separação das fases da DA são mais eficientes. Sistemas onde existem reatores anaeróbios específicos para a hidrólise foram estudados e se asseverou a melhora da relação C / N, o que é importante para a DA operar com taxas de remoção de DQO acima dos 80% (Wang et al, 2018).

A foto abaixo (Fig. 7) demonstra a magnitude desse empreendimento inaugurado em 1971 que possui área de 175.000 m² e foi designado como de classe 4 (quatro), o nível mais elevado para avaliação e licenciamento de plantas de tratamento de esgoto no Canadá. Recebeu essa formatação atual em 1996 quando sofreu uma reforma que custou U\$56.000.000 (cinquenta e seis milhões de dólares).

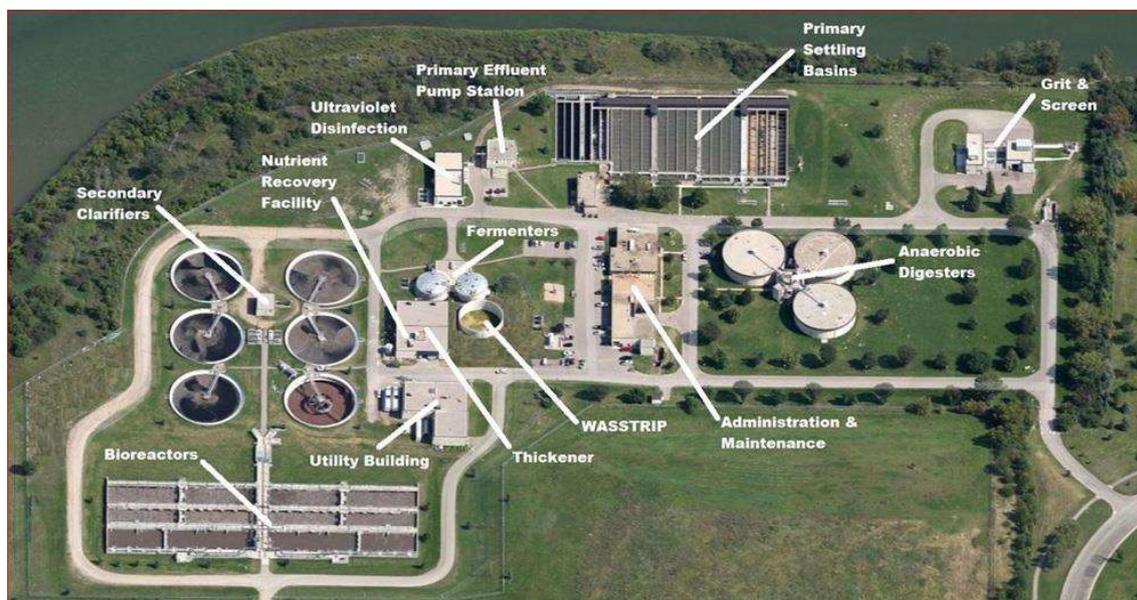


Fig. 7. Ilustração da estação de tratamento de água da cidade de Saskatoon. Fonte: Sadowski (2018).

Assim como a digestão anaeróbia outro método de tratamento de efluentes que vem ganhando espaço, e notoriedade no Brasil, e também é inspirado em um processo natural de tratamento na natureza é o leito cultivado. A seguir será realizado uma introdução ao assunto, com seus princípios, principais sistemas e plantas que são empregadas assim como exemplos de aplicação.

Parâmetros técnicos da Co-digestão de resíduos alimentares em uma estação de tratamento de esgoto sanitário

Mesmo que a tecnologia de digestão anaeróbia ainda seja aplicada para o tratamento de resíduos alimentares como uma alternativa, ainda existe uma parcela significativa de resíduos orgânicos que compõe 50% da produção de resíduos sólidos urbanos que hoje é descartada em lixões e aterros, ao contrário do que prevê a legislação ambiental no qual estabelece a necessidade do tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos. Além do risco ambiental de contaminação do solo e corpo hídrico receptor, esse tipo de resíduo atrai vetores de doenças (Abelpre, 2014).

Uma alternativa com viabilidade técnica e econômica para tratamento de resíduos alimentares juntamente com esgoto sanitário, descreve o processo conhecido por co-digestão. A metodologia de co-digestão permite que as instalações de um estação de tratamento existente possa receber uma carga adicional de resíduos orgânicos ou material com composição similar, potencializando o tratamento e aumentando a produção de biogás e da energia produzidas nas unidades de cogeração, com pequenas adaptações a custos bem reduzidos (Gómez et al., 2006).

Os reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo, também conhecido internacionalmente como reatores UASB produzem efluentes que atendem aos padrões estabelecidos pela legislação ambiental, sendo necessária a adoção de alguma forma de pós-tratamento do efluente proveniente do reator anaeróbio (Miki, 2010).

Chernicharo (2016) e Von Sperling (2016) relatam que a tecnologia de lodos ativados é uma modalidade que atende as expectativas como pós tratamento de efluentes de reatores UASB e ressaltam que o sistema tem uma grande capacidade de remoção biológica da carga orgânica, geralmente próxima de 70%, no reator UASB, ficando somente uma pequena parcela para consumo nos reatores de lodos ativados. Ou seja, a remoção da maior parte da carga orgânica do efluente ocorre com baixo consumo de energia ou necessidade de adição de produtos químicos auxiliares.

Diversas vantagens podem ser apresentadas num sistema de tratamento utilizando a tecnologia de reatores UASB e são descritos por Chernicharo (2016) a seguir:

- Os decantadores primários, adensadores de lodo e digestores anaeróbios podem ser substituídos, como todos os seus equipamentos, por reatores UASB, que passam a cumprir a função principal de tratamento de esgotos, além da função de digestão e adensamento do lodo aeróbio, sem a necessidade de qualquer volume adicional.
- Os reatores UASB possuem maior eficiência de remoção de DBO do que os decantadores primários. O volume dos reatores biológicos aeróbios, após o tratamento no reator UASB, poderá ser reduzido pela metade do volume das ETEs convencionais. Os decantadores secundários podem ter uma redução significativa em sua área superficial por receber menor concentração de sólidos em suspensão.
- O sistema de lodos ativados, o consumo de energia poderá ser reduzido em 45 a 55% comparado a uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) convencional quando não há o processo de nitrificação e 65 a 70% quando há o processo de nitrificação.
- O custo de implantação da ETE com reator UASB seguido de tratamento biológico aeróbio será, no máximo, 80% do custo de uma unidade convencional. Adicionalmente, o custo operacional, devido a maior simplicidade e menor consumo de energia do sistema combinado, anaeróbio/aeróbio, representa, ainda uma importante vantagem adicional.

A Fig. 8 demonstra um fluxograma da configuração simples e otimizada de uma estação de tratamento com reatores UASB e pós tratamento com lodos ativados e um decantador secundário.



Fig. 8. Esquema de uma estação com reatores anaeróbios e aeróbios. Fonte: Von Sperling (2016). Direito autorais da editora UFMG.

Os autores Metcalf e Eddy (2016) ressaltam que o objetivo inicial do uso dos processos anaeróbios no tratamento de efluentes sanitários é a diluição dos sólidos presentes nos esgotos, para reduzir ou eliminar a necessidade de gerenciamento dos mesmos e tornar o efluente adequado para um tratamento subsequente, ou para a utilização na agricultura.

Ambos, efluente doméstico e resíduos sólidos orgânicos são tratados separadamente em uma mesma tecnologia de digestão anaeróbia, levando a duplicidade tanto nas rotas de transporte quanto no tratamento, sendo que podem ser encaminhados para um mesmo local otimizando a tecnologia e a logística de destinação (Pérez-Elvira et al., 2014).

Em 2018 foi realizado o estudo da adição de resíduos sólidos orgânicos em um processo de tratamento biológico de esgoto sanitário compreendido de reator UASB com pós tratamento de lodos ativados em uma Fábrica de Aços Longos no interior do estado do Rio de Janeiro, partindo do princípio da otimização de um sistema de tratamento já existente com baixo custo de investimento e operacionalização. A Fig. 9 ilustra o esquemático compreendido da estação de tratamento.

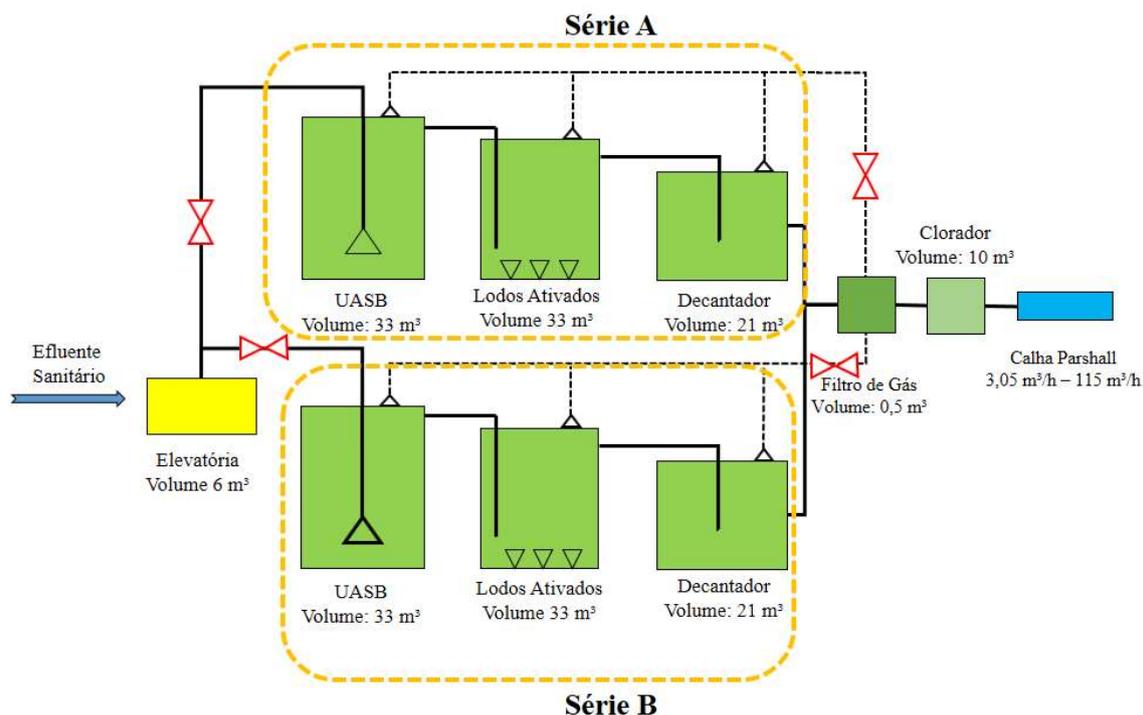


Fig. 9. Esquema a Estação de Tratamento de Esgoto Sanitário

Os efluentes gerados no restaurante industrial da Fábrica de Aços Longos proveniente da lavagem de utensílios de cozinha e limpeza do local são direcionados para a estação que fica à 32 metros de distância do restaurante e passam por uma caixa de gordura, que retém óleos e dejetos mais grosseiros. A Fig. 10 apresenta a localização da estação compacta de tratamento de efluente sanitário, as posições das elevatórias e do ponto de descarte do efluente tratado no emissário de descarte em um corpo hídrico próximo ao local.

Foi implantada em 2011, com o objetivo de atender aos contribuintes dos canteiros de obra e a operação da Fábrica de Aços Longos, para uma população máxima no empreendimento de 3000 funcionários, com contribuição de esgoto de 210 m³/dia e uma remoção exigida de DBO no mínimo de 85%. Foi concebida para atender aos padrões de lançamento dos efluentes tratados em rios, córregos e mar de acordo com a resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº. 357 artigos 34 e 37, conforme descrito na proposta técnica de fornecimento.

Esse modelo de estação tem sido muito estudado por diversos autores como Silva e Alem Sobrinho (1995), Campos (1999), Chernicharo et al. (2001), Von Sperling (2001) e Leal (2014) que ressaltam a característica de ser um sistema eficiente no tratamento de esgoto sanitário e efluente industrial e tem grande destaque em função da possibilidade de economia em termos de custos de implantação e operação mantendo uma boa eficiência dos principais parâmetros e variáveis de desempenho de uma estação.

Trata-se de um sistema combinado de reator anaeróbio, com pós tratamento aeróbio com desinfecção. Seus tanques acumuladores e reservatórios de passagem são construídos em fibra de vidro o que garante durabilidade e estanqueidade. Contém vantagens em relação aos processos convencionais por ser um sistema compacto, de baixos custos de implantação, operação, baixa demanda de área, baixa produção de lodo sendo este com elevada concentração e boa desidratabilidade. Dentre as desvantagens encontram-se a possível emanção de maus odores, baixa tolerância a cargas tóxicas, demora na partida do sistema e necessidade de pós-tratamento.



Fig. 10. Localização da Estação de Tratamento. Fonte: Adaptado do Google Maps (2018).

Estima-se que existam 216 plantas de tratamento de efluentes localizados nos Estados Unidos transportam resíduos alimentares para co-

digestão com lodo de esgoto. Isso representa cerca de 17% das estações que processam lodo de esgoto usando digestão anaeróbica (Qi et al., 2013).

A co-digestão é um processo pelo qual os resíduos sólidos orgânicos ricos em energia, como por exemplo, gorduras e restos de alimentos, são adicionados a digestores de resíduos ou sistema de tratamento de efluente sanitário com capacidade excedente. Além de desviar os resíduos orgânicos de aterros sanitários e linhas de esgoto público, esses materiais de alta energia possuem pelo menos três vezes o potencial de produção de metano (U. S. EPA, 2016).

Figueiras (2016) avaliou a influência da introdução de resíduos alimentares triturados na digestão anaeróbia de efluente doméstico em reator UASB em escala laboratorial. Em termos de eficiência na remoção da matéria orgânica, os resultados foram satisfatórios, com remoção média de DQO de 81,02%. O experimento indicou que o desempenho do reator UASB não foi prejudicado pelo aumento da carga orgânica, mostrando a possível viabilidade de seu uso em escala real, para o tratamento de resíduos com uma maior carga orgânica, com potencial produção e aproveitamento de biogás.

Para tanto, o estudo baseou-se em resultados de caracterização dos resíduos sólidos orgânicos e efluentes sanitários gerados da fábrica como também a avaliação da estrutura, os procedimentos operacionais, os dados de monitoramento da estação. Além da análise técnica, também foram caracterizados esgoto sanitário com adição de resíduos sólidos orgânico da proporção de geração mensal, conforma apresentados na Tab. 2 a seguir.

Tab. 2. Caracterização do esgoto bruto e do esgoto com a adição de alimento

Parâmetro	Esgoto Sanitário Bruto (mg. L ⁻¹)	Esgoto + resíduo alimentares (mg. L ⁻¹)
ST	421,3	610,0
STF	252,6	261,0
STV	150,0	349,0
SST	98,7	225,2
DBO	146,0	324,0
DQO	265,0	447,0
NH ₃	43,2	42,0

Na análise da série de sólidos é possível observar que houve aumento de 30,9% do parâmetro Sólidos Totais (ST) e 57% de aumento do parâmetro Sólidos Totais Voláteis (STV). No entanto, quando observado a análise de Sólidos Fixos Totais (STF), observou-se que a concentração está próxima do valor inicial, indicando que o resíduo adicional foi passível de degradação sob as mesmas condições experimentais.

A adição de resíduos alimentares em sistemas de tratamento de esgoto sanitário tem sido estudada por diversos autores. Battistoni (2007) obteve com a adição de resíduos alimentares em uma ETE o aumento de 30% na concentração de SST e 44% na concentração de DQO. Thomas (2011) e Koch (2015) estudaram o efeito da adição de resíduos alimentares através de análise dos resíduos triturados e suas influencias nos parâmetros de controle e segundo o autor, foi possível verificar que os maiores impactos foram na DQO, DBO, SST, nitrogênio e fósforo.

Mesmo com o aumento da concentração de alguns parâmetros importantes, como DBO e SST, todos os autores citados ressaltaram que a eficiência do sistema de tratamento de esgoto sanitário é aumentada quando é adicionado uma quantidade de carga orgânica extra com boa biodegradabilidade, como os resíduos alimentares.

Os parâmetros DBO e DQO tiveram um aumento de 54,9% e 40,7%, respectivamente, e encontram-se dentro dos parâmetros operacionais que a estação pode suportar de carga adicional. Quanto à concentração de amônia, já presente no sistema de tratamento de esgoto, não houve aumento significativo indicando que a adição de resíduos alimentares não prejudica a estação em relação ao parâmetro.

Destaca-se nos resultados das análises do efluente de co-digestão do presente estudo, que o esgoto sanitário utilizado possuía baixa carga orgânica conferindo um potencial de recebimento de carga orgânica extra, sem comprometer a eficiência do tratamento.

Estudo da viabilidade econômica de implantação da co-digestão de resíduos orgânicos e esgoto sanitário em estação de tratamento de efluente

O fator decisivo de uma análise de viabilidade econômica de um investimento ou implementação de um projeto é que seja apresentado quais os ganhos que a organização poderá ter com a aplicação do projeto, considerando todos os aspectos técnicos e indicadores que representam o seu desempenho (Carli et al., 2016). Nessa premissa, a análise de viabilidade econômica fornece dados e informações importantes para implementação de alternativas para o tratamento de resíduos sólidos orgânicos conforme determinado pela Lei 12.305 (2010) a qual institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, que além de reduzir a quantidade de resíduos que são dispostos em aterros sanitários, gerar energia renovável, mitigar as mudanças climáticas, necessitam acima de tudo serem viáveis economicamente.

A análise de viabilidade econômica na implementação de um processo de co-digestão de esgoto sanitário com resíduos alimentares em uma estação de tratamento permite demonstrar que as ações de otimização de recursos no tratamento de substratos com as mesmas características de biodegradação apresentem reflexos na redução dos custos de instalação, manutenção e operação de uma planta de tratamento. Para isso, a análise inicial deve-se considerar a estação de tratamento de esgoto sanitário já existente e a adaptação de cálculos a realidade local e que sejam aplicáveis aos parâmetros da organização que optar por essa tecnologia (U. S. EPA, 2010).

A análise de viabilidade de implantação do projeto de co-digestão de resíduos alimentares na estação da Fábrica de Aços Longos prevê adaptação na estação e no restaurante. Com isso, um novo layout será necessário, e pode ser visto no esquema ilustrativo da Fig. 11.

Para construir o fluxo de caixa, segundo Correa (2002) e Oliveira (2015), composto pelas entradas e saídas de recursos, expressos em unidades monetárias que ocorrem ao longo do desenvolvimento de um projeto foram consideradas as seguintes variáveis: investimento inicial e entradas de caixa operacionais composto pelo horizonte de planejamento, receita, custo fixo, custo variável e taxa de depreciação, conforme descrito na Tab. 3.

O investimento inicial demonstra o ponto de partida para a composição do fluxo de caixa, ou seja, é a saída de caixa na data zero. O investimento inicial está associado ao custo do ativo total novo. No caso deste estudo, o investimento inicial é apresentado na Tab. 4.

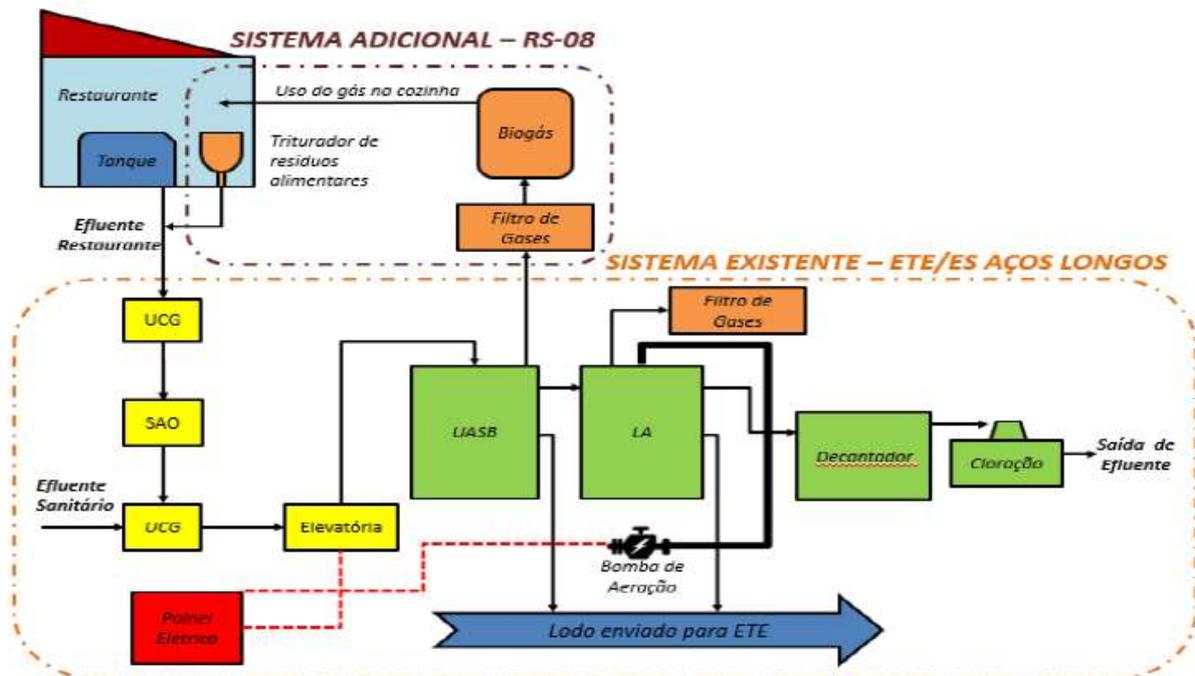


Fig 11. Esquema ilustrativo das adaptações necessárias para a co-digestão.

Tab. 3. Descrição das variáveis do fluxo de caixa.

Variáveis	Descrição
Investimento Inicial	Equipamentos e serviços de instalação
Horizonte de Planejamento	Vida útil dos equipamentos
Receita	Biogás e água tratada
Custos Fixos	Energia elétrica e manutenção

Fonte: Pilão, et al. (2003)

Tab. 4. Investimento Inicial do projeto de tratamento por co-digestão

Equipamento	Capacidade	Valor
Triturador Industrial	300 refeições/dia	R\$ 6.750,00
Cuba de Inox	30 litros	R\$ 1.853,00
Tubos e conexões	-	R\$ 1.500,00
Filtro de biogás	1600 m ³	R\$ 180,00
Medidor de biogás	Vazão 1,0 m ³ /h	R\$ 284,00
Balão (biogás)	5 m ³	R\$ 3.500,00
Bomba compressor	Vazão 26 L/min	R\$ 466,00
Fogareiro	Consumo de biogás 0,45 kg/h	R\$ 500,00
Instalação equipamentos	-	R\$ 1.000,00
Instalação tubulações	-	R\$ 2.000,00
	Total	R\$ 18.033,00

O custo de aquisição do ativo novo refere-se ao custo de todo o material utilizado para adaptação da ECTES e do restaurante industrial que foi de R\$ 15.013,00. O custo com a instalação do equipamento, referente custo de montagem e instalação hidráulica e elétrica que foi de R\$ 3.000,00.

Espera-se que, com a implantação do projeto, a geração de biogás seja o suficiente para suprir parte do consumo de GLP utilizado no preparo dos alimentos consumidos no restaurante e gere uma economia de R\$ 1.077,30 com seu uso.

O horizonte de planejamento utilizado para a duração dos equipamentos utilizados refere-se à duração do projeto ou a sua vida útil. Para este estudo foi adotado uma vida útil de 05 (cinco) anos conforme convenção da ABNT 15.575/2.013 para este tipo de equipamento, contudo é necessário obedecer a periodicidade e os processos de manutenção segundo a ABNT NBR 5674 e detalhado no manual de uso, operação e manutenção elaborado em atendimento à ABNT NBR 14037.

A avaliação das demais alternativas de destinação foi realizada através do levantamento dos custos de adaptação e operação da estação para receber os resíduos alimentares, com os custos de terceirização do serviço através da disposição em aterro sanitário e compostagem. Todos esses custos foram

baseados em consultas a empresas de fornecimento do serviço de destinação de resíduo e podem ser vistos na Tab. 5.

Tab. 5. Custo anual descrito por cada cenário analisado.

Cenários	1	2	3	4	5
Aterro Sanitário	R\$ 7.916,52				
Compostagem	R\$ 5.957,28				
Co-digestão	R\$ 5.306,32				

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010) prevê a eliminação de aterros sanitário como uma rota para destinação de resíduos sólidos orgânicos, e integra uma das metas da lei. Isso devido a necessidade de aumento da vida útil dos aterros e manter o recebimento somente daquilo que não é passível de reciclagem ou dispõe de outra tecnologia de tratamento.

Um fator limitante na escolha de qualquer tecnologia de tratamento é o custo com a logística do resíduo. Esse fator, muitas vezes, pode inviabilizar quando o trajeto prevê longas distâncias e favorável quando há proximidade da fonte geradora, como apresentado no estudo de caso da fábrica. Esse fator pode ser um limitante no momento da escolha da alternativa e deve ser tratado com muito critério.

O trabalho permitiu compreender que a adição de resíduos alimentares em estações de tratamento de esgoto sanitário já existentes se torna uma alternativa interessante e os custos associados a adaptações e manutenções necessárias para o tratamento, se tornam atrativas em relação as outras alternativas.

O tratamento biológico, seja por sistema anaeróbico ou aeróbico, depende de um ambiente que seja favorável ao crescimento e desenvolvimento dos microrganismos. Entretanto, os microrganismos podem ser afetados pela presença de elevadas concentrações de determinados compostos. Os compostos mais comuns em apresentar toxicidade em um sistema de tratamento de esgoto sanitário é a presença de sais associados à cátions, amônia e sulfeto, que podem apresentar níveis tóxicos inibidores. Alguns metais pesados presentes no efluente também podem gerar toxicidade. Sua concentração pode ser tolerada através da combinação com o sulfeto, no qual

colaboram na formação de sais insolúveis, que precipitados não causam efeitos adversos. (Chernicharo, 2016).

Leitos cultivados para tratamento de Efluentes

Fundamentos de Leitos cultivados

Os leitos cultivados ou *wetlands* são áreas alagadas que detêm a capacidade de realizar o processo denominado autodepuração, pois sendo áreas inundadas que desenvolvem uma vegetação adaptada ao ambiente e com grandes valores ecológicos, auxiliam na melhoria gradativa de um corpo hídrico. Estes leitos cultivados estão entre os mais férteis do planeta, possuindo um complexo ecossistema e biodiversidade. As *wetlands* ocupam cerca de 6% da superfície sólida do planeta, e vem sofrendo alterações quantitativas devido à expansão humana (D'Ambrósio, 1998).

Conhecendo as propriedades dos *wetlands* e os benefícios trazidos pelos seus processos biológicos envolvidos, foi viável o tratamento de águas poluídas por uma área alagada sintetizável, visando a utilização da flora no tratamento direto de águas residuais. Costa (2003) disserta que os componentes básicos para a formação dos leitos cultivados são os substratos, as macrófitas aquáticas e os biofilmes bacterianos.

Os substratos são utilizados para promover canais de passagem para o afluente contaminado, podendo ter a função de filtrar os materiais grosseiros presente no afluente. Normalmente são utilizados resíduos como cascalho, brita, areia e etc (Verhoeven e Meuleman, 1999).

Brix (1994) evidencia que as macrófitas são musgos, algas e plantas aquáticas, sendo que as plantas que contém flores (angiospermas) são as comumente mais encontradas. As macrófitas podem ser separadas em grupos, sendo eles;

- **Aquáticas emersas** – Enraizada em um leito ou sedimento, suas folhas crescem sentido fora d'água. Ex: Taboa, Junco;
- **Submersas enraizadas** - Macrófita que prolifera suas folhas totalmente dentro d'água, sendo que sua raiz está diretamente ligada a um leito ou sedimento. Ex: Cabomba, Elódea;

- **Macrófitas com folhas flutuantes** – raiz presa no leito ou em um sedimento, sendo que suas folhas flutuam na superfície da água. Ex: Lírio d'água, Vitória Régia;
- **Submersas livres** – Não são enraizadas em nenhum sedimento ou no leito do corpo hídrico, porém podem se prender em caules de outras macrófitas. Usualmente permanecem flutuando debaixo d'água. Ex: Utriculária.
- **Flutuantes** – Flutuam na superfície d'água, tendo suas raízes soltas abaixo d'água. Ex: Aguapé, Alface d'água.

A Fig. 12 ilustra os tipos de macrófitas descritas acima.

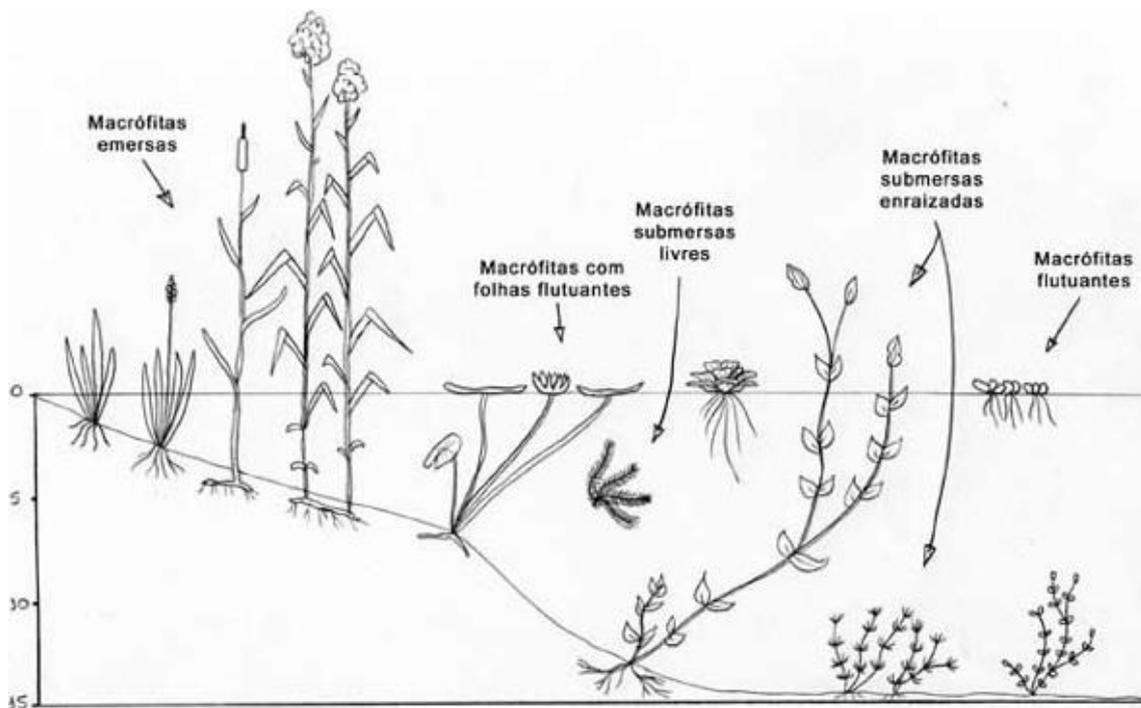


Fig. 12. Tipos de macrófitas aquáticas. (Fonte: PROBIO, 2018).

As macrófitas aquáticas são espécies de vegetais nativas de ambientes alagados, elas possuem a capacidade de absorver nutrientes e outros materiais que auxiliam na contaminação de um corpo d'água. Estas plantas atuam no tratamento incorporando o oxigênio através das raízes e rizomas, permitindo uma melhora do oxigênio dissolvido na água e auxiliando na degradação dos compostos orgânicos presentes (BRIX, 1994).

Com as macrófitas devidamente acopladas e com um ambiente adequado para o desenvolvimento de colônias de protozoários, bactérias entre outros agentes biológicos, é formado o biofilme microbiano. O biofilme permite um maior contato entre as colônias e a água residuária, possibilitando a transformação dos materiais orgânicos em sais inorgânicos, gerando os nutrientes que serão posteriormente utilizados como fonte de alimento das macrófitas (Costa et al., 2003).

Os leitos cultivados são considerados uma tecnologia de tratamento de água residuária de custos baixos se comparados com outros processos. Eles permitem uma notável eficiência na remoção dos parâmetros nitrogênio (N), demanda biológica de oxigênio (DBO), fósforo (P), coliformes termotolerantes e demanda química de oxigênio (DQO) (Couracci et al, 1999). Os leitos cultivados tratam o esgoto sanitário de forma natural, sendo que seu princípio é na ciclagem dos materiais presentes no efluente sanitário e dos ecossistemas aquáticos, sem que haja a inserção de fatores externos como introdução de produtos químicos ou energia elétrica (Sezerino, 2006). Além de possibilitarem a remoção de nutrientes em excesso, remoção de carga orgânica e a diminuição de agentes patogênicos.

Assim, a utilização dos processos voltados para a fitorremediação estão sendo estudados e aplicados em diversos segmentos. A facilidade das macrófitas em se adaptarem em efluentes seriamente contaminados possibilita a proliferação das plantas e o tratamento por longas datas, sendo uma alternativa economicamente viável para ambientes comunitários como condomínios, sistemas de agronegócio e municípios.

Valentim (1999) descreve o processo de tratamento via leito cultivado visando o tipo de água residuária, a Tab. 6 demonstra esta descrição.

Tab. 6. Descrição dos diversos níveis de tratamento empregando leito cultivados

Tipo Tratamento	Descrição
Primário e secundário	Útil para hotéis, pequenas comunidades, residências, agropecuárias. Promove remoção de nutrientes presente na efluente.
Polimento Terciário	Excelente na remoção do parâmetro P. Necessidade de um tempo de detenção hidráulica (TDH) elevado. Indicado para tratamento em industriais alimentícias, abatedouros, petroquímicos, etc.
Materiais tóxicos	Utilizado nos efluentes de aterros sanitários e lixos como chorume e de processos de mineração de carvão.
Desinfecção	Remoção de microorganismos patogênicos.
Água para reutilização	Os leitos cultivados podem tratar um efluente eliminando ou reduzindo parâmetros perigosos para a utilização humana, permitindo a disponibilidade de água para recirculação em diversos segmentos industriais.

(Fonte: Adaptado de Valentim, 1999)

Além da escolha do tipo de tratamento que se deseja também é importante escolher um adequado sistema para o leito cultivado. Existem diversas concepções de leitos cultivados, os principais estão descritos a seguir:

- **Leitos Cultivados de Fluxo Superficial** – São trincheiras ou canais que detém um meio de suporte permitindo o desenvolvimento das macrófitas. São necessárias grandes áreas para a correta execução deste leito. Tem excelentes valores de remoção de poluentes como DBO e realiza a inserção de oxigênio dissolvido no efluente (Fig. 13).

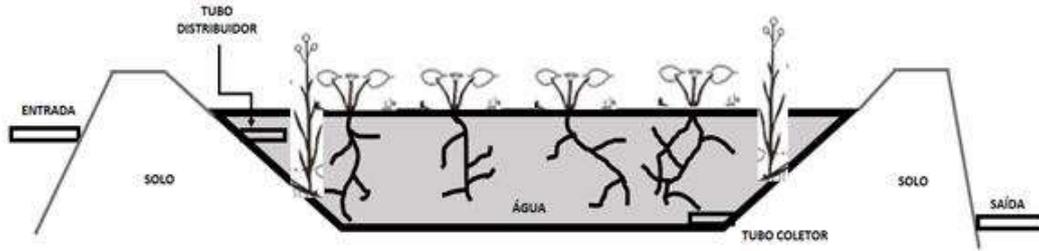


Fig. 13. Leitos Cultivados de Fluxo Superficial (Fonte: Adaptado de Valentim, 1999).

- **Leito cultivado de Fluxo Vertical** – Sua vazão é no sentido vertical e o sedimento utilizado pode ser areia e brita (adequado para sistemas em bateladas). Este processo tem excelentes respostas com remoção DBO, Sólidos Suspensos Totais e fósforo total (Fig. 14).

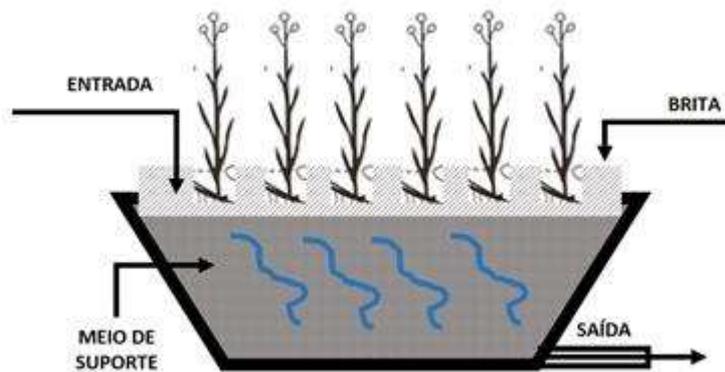


Fig. 14. Leitos Cultivados de Fluxo Vertical (Fonte: Adaptado de Valentim, 1999).

- **Leitos cultivados de fluxo subsuperficial** – Tem uma função de filtros horizontais, seu meio de suporte pode ser composto por areia e brita, facilitando o desenvolvimento das macrófitas. Detém consideráveis valores de remoção de Sólidos suspensos totais, DBO, bactérias, porém pouco útil na oxigenação (Fig. 15).

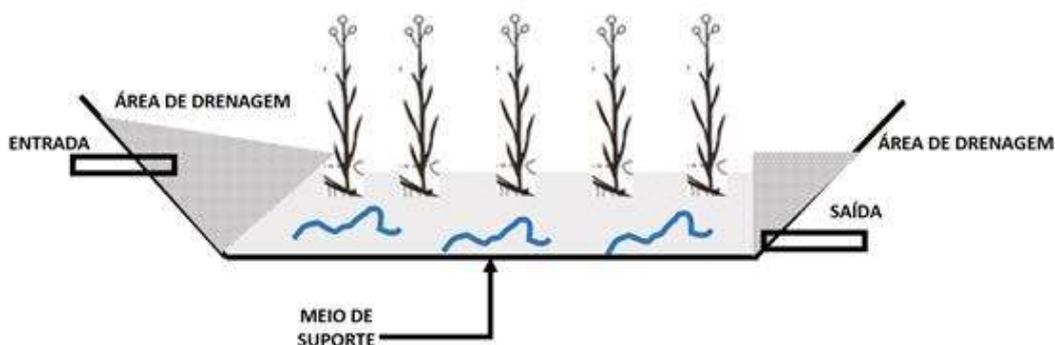


Fig. 15. Leitos Cultivados de Fluxo subsuperficial (Fonte: Adaptado de Valentim, 1999)

Os leitos cultivados permitem uma eficiência superior se comparado às áreas alagadas pela possibilidade de otimização do tratamento, sendo projetados para permitir a remoção efetiva de DBO, DQO e de nutrientes.

Oliveira (2015) disserta que as macrófitas podem evitar a contaminação por NH_4^+ em meio hídrico pela ação de suas células vegetais em converter o NH_4^+ em aminoácidos, retirando assim o elemento do meio hídrico e inserindo em sua estrutura.

Efluentes sanitários também detém quantidades consideráveis de detergentes, fósforo (P), nitrogênios, matérias orgânicas entre outros. Alguns elementos como o fósforo e nitrogênio, quando encontrada em concentrações elevadas, permitem o processo de eutrofização de um corpo hídrico, o que consiste no crescimento desordenado de plantas aquáticas. Assim os leitos cultivados podem ser projetados para utilizar os poluentes para seu desenvolvimento e promover a redução desses parâmetros para realizar, posteriormente, o descarte em um corpo hídrico (Hussar, 2005)

A Tab. 7 demonstra alguns parâmetros que são de relevância para o monitoramento em um leito cultivado.

Tab. 7. Demais parâmetros operacionais para controle de qualidade do tratamento empregando leito cultivado

Parâmetro	Importância
pH	Importante parâmetro a ser monitorado, o pH age diretamente no processo de desnitrificação do efluente, visto que as bactérias que realizam a redução do nitrogênio necessitam de um pH entre 6,5 a 7,5.
Cor	Ligado à quantidade de sólidos inseridos no efluente. Os leitos cultivados, em sua maioria detêm uma eficiência na remoção entre 64% a 90%.
Turbidez	Outro fator ligado aos sólidos. Os leitos cultivados apresentam uma eficiência entre 68% a 99% de remoção de turbidez.
Oxigênio Dissolvido	No tratamento com taboa, por exemplo, é observado a redução do oxigênio dissolvido, o que pode implicar à necessidade específica de uma planta para realizar o tratamento.

Fonte: Adaptado de Hussar (2005).

Exemplos de tratamento de efluente com leitos cultivados

Valentim (1999), realizou um experimento utilizando o leito cultivado de fluxo subsuperficial para tratar efluente proveniente de sistemas sanitários, laboratórios e cozinhas da Faculdade de Engenharia Agrícola da Universidade Estadual de Campinas (FEAGRI/UNICAMP), o efluente pós tratamento por leitos cultivados era destinado para o mesmo sistema na qual foi coletado.

O experimento foi composto por seis leitos cultivados, para o meio de suporte foi utilizado brita e as macrófitas empregadas foram a *Eleocharis sp.* e a *Typha sp.* O experimento durou cerca de cinco meses sendo que o tempo de detenção hidráulica (TDH) nos leitos cultivados tiveram uma média de quatro a cinco dias. A Tab. 8 analisou e teve as seguintes coletas de resultados no experimento descrito.

Tab. 8. Resultados para diversos parâmetros no trabalho de Valentim (1999).

Parâmetro	Remoção (%)
DQO	69 (melhor resultado)
<i>Escherichia Coli</i>	75 (melhor resultado)
Sólidos Sedimentáveis	100
Nitrogênio Total kjeldahl	90 (melhor resultado)
Fósforo Total	65 (melhor resultado)
Nitrogênio Amoniacal	87 (melhor resultado)

Fonte: Adaptado de Valentim, (1999)

Os resultados deste trabalho foram satisfatórios e possibilitaram uma excelente remoção dos parâmetros apontados. Em relação à macrófita, foi observado por Valentim (1999) que a *Eleocharis sp.* teve resultados mais expressivos do que a *Typha sp.* Assim, Valentim conclui que o leito cultivado de fluxo subsuperficial é uma excelente escolha para completar o tratamento realizado por um tanque séptico.

Já Hussar (2005) realizou o tratamento utilizando leitos cultivados de fluxo subsuperficial para o efluente de granja de produção de suínos localizado no Centro Regional Universitário de Espírito Santo do Pinhal – SP. Como meio de suporte foram utilizados britas e a macrófita cultivada foi a *Thypha sp.* Na Tab. 9 estão evidenciados os resultados obtidos por Hussar (2005).

Tab. 9. Resultados para diversos parâmetros no trabalho de Hussar (2005).

Parâmetro	Remoção (%)
DQO	51 (com melhor resultado)
Sólidos Sedimentáveis	100
Nitrogênio Total Kjeldahl	71 (com melhor resultado)
Fósforo Total	33 (com melhor resultado)
Nitrogênio Amoniacal	70 (com melhor resultado)

Fonte: Adaptado de Hussar, (2005)

Hussar (2005), reportou que os seus resultados foram inferiores aos encontrados em pesquisas literárias, além das macrófitas utilizadas apresentarem estruturas danificadas provavelmente por agentes tóxicos. O autor acredita que esta análise se deve pela concentração de sais nitrogenados em águas provenientes do processo de suinocultura.

Ecotoxicidade em tratamentos de efluentes via leito cultivado

A avaliação da eficiência do tratamento de um leito cultivado se dá, usualmente, em relação aos parâmetros microbiológicos e físico-químicos que são largamente avaliados, entre eles estão a demanda química de oxigênio (DQO), pH, sólidos dissolvidos, coliformes termotolerantes, elementos concentrados como fósforo e nitrogênio, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), entre outros (Costa et al (2008).

Segundo Baun (1999) e Domingues (2006) citado por Barszcz (2019), é indicado uma avaliação que representa o impacto do efluente tratado pós leito cultivado em ambientes aquáticos. Desta forma se faz necessário realizar os testes de ecotoxicidade deste efluente, onde é observado a reação de pelo o menos três espécies aquática que representam diferentes níveis na cadeia trófica em um ambiente com a presença do efluente analisado. Tal procedimento permite medir os efeitos tóxicos específicos para organismos que detêm diferentes níveis de sensibilidade.

Barszcz (2019) avaliou o desempenho de quatro leitões cultivados do tipo subsuperficial plantados com as macrófitas *Eleocharis sp.* (junco) no tanque 1, *Typha sp.* (taboa) no tanque 2, *Eleocharis sp* e *Typha sp* no tanque 3, e no tanque 4 foi inserido apenas brita, sendo um tanque unicamente de leito filtrante. O objetivo foi avaliar a redução de toxicidade de efluentes provenientes do esgoto doméstico da cidade de Arujá (SP). Os ensaios de avaliação de toxicidade aguda foram aplicados no microcrustáceo *Daphna similis*, e para a fitotoxicidade foi utilizado quatro espécies de vegetais, a monocotiledônea *Sorghum vulgare* (sorgo), a dicotiledônea *Lactuca sativa* (alface), e as macrófitas aquáticas *Azolla sp.* e *Lemna sp.*

No ensaio de toxicidade aguda com *Daphna Similis*, foi observado a redução de 98,3% no tanque com taboa e junco, e 97.7% no tanque com

apenas taboa, entretanto não foi possível afirmar que tais valores estejam apenas relacionadas com as macrófitas, visto que o tanque que detinha apenas brita demonstrou uma eficiência de 97.7% (Barszcz, et al. 2019).

Para a avaliação de fitotoxicidade, foi observada a germinação das sementes dos vegetais escolhidos e realizado o teste de amostragem pelo sistema ANOVA. Para o vegetal *Lactuca sativa* (alface) não houve diferença estatística da toxicidade dos efluentes, tanto dos tanques com macrófitas quanto do tanque com brita. Além disto, foi também testado com o efluente bruto do esgoto sanitário, onde não foi observado diferença significativas. Para o *Sorghum vulgare* (sorgo), também não foi observado diferenças no contexto estatístico em relação aos tratamentos com macrófitas e com brita. No vegetal *Lemna sp.* (lentilha d'água) não obteve diferencial estatístico de acordo com o ANOVA, entretanto, foi observado que o efluente bruto teve variações divergentes dos leitos cultivados, apontando um melhor crescimento do vegetal devido aos nutrientes encontrados no efluente. No vegetal *Azolla sp.* foi necessário realizar uma avaliação do percentual de biomassa, visto que tal planta detém características divergentes das demais, não sendo possível analisar as frondes. Os testes com *Azolla sp.* obtiveram resultados diferentes dos demais, evidenciando necrose das plantas proveniente dos leitos cultivados de junco, taboa e taboa com junco, representando elementos tóxicos nos efluentes pós tratamento via leito cultivado (Barszcz, et al. 2019).

Estudo de caso - A estação de tratamento com leito cultivado de Juturnaíba em Araruama – RJ

Alguns municípios já utilizam o sistema de leito cultivado para realizar o tratamento de efluente sanitário. O efluente das cidades de Saquarema, Araruama e Silva Jardim, no estado do Rio de Janeiro, é encaminhado para um complexo composto por 5 Estações de Tratamento de Efluente (ETE), sendo que duas dessas estações são leitos cultivados.

A estação de águas de Juturnaíba é considerado a maior estação de tratamento de efluentes sanitário inserida no contexto ecológico, ela detém a capacidade de realizar o tratamento em uma vazão de 200 L.s⁻¹.

A ETE utiliza duas espécies de macrófitas para realizar o tratamento, sendo os papiros cultivados em zonas de raiz e as salvinias que são macrófitas flutuantes atuando na face d'água. Cada planta tem um processo importante para o tratamento, sendo influenciada por evapotranspiração, infiltração no solo e absorção na estrutural vegetal.

A zona de raiz onde está localizado os papiros é onde é realizado a redução da carga orgânica poluidora, onde outras etapas de tratamento não foram capazes de retirar. Estes efluentes que são inseridos nos leitos cultivados não tiveram remoções significativas de nitrogênio e o fósforo por exemplo.

O cloreto férrico, coagulantes e sulfato de alumínio, podem ser inseridos no efluente, permitindo a floculação de materiais orgânicos dissolvidos na água, auxiliando na otimização da remoção destes materiais em sua forma sólida.

Um dos fatores importantes para a manutenção do leito cultivado é a poda das macrófitas e remoção de matéria morta, permitindo assim o desenvolvimento de novas plantas (Vitorino, 2018).

Poluição aquática e tratamento - microplásticos

Até esse o ponto o presente capítulo expôs, e explicou, temas inovadores teóricos, e práticos, para tratamento de efluentes levando em consideração um resíduo que possui uma relativa constância em parâmetros poluidores. Contudo, seria leviano da parte dos autores ignorar novos desafios nesta área e dentre eles um antigo poluente foi destaque nesta última década devido à novas descobertas, o microplástico. Por este motivo destacamos esse tópico separadamente do restante do capítulo embora realize-se conexões com temas já explorados como toxicidade e sua influência em processos de tratamento.

Tendo em vista os avanços da humanidade como novas drogas, agroquímicos e outras substâncias incorporadas no dia a dia, tanto nas atividades domésticas como industriais, é inevitável que esses compostos se tornem poluidores em potencial, assim como sua decomposição parcial ou parte (física) dos mesmos. Dentro desse grupo de poluidores em potencial,

gostaríamos de destacar os agroquímicos que embora sejam uma classe de substâncias já conhecida existem novos agroquímicos que, assim como outros mais antigos, necessitam de ser devidamente quantificados e tratados. E a mais nova classe de poluidores, os microplásticos e nanoplásticos que foram descobertos recentemente, mas que já se mostraram um grande potencial de impacto ambiental, direto e indireto, principalmente, no meio aquático.

Breve histórico e dados

Muitas fontes consideram que estamos vivendo a Era do plástico que teve início no final do século XIX, sendo que o primeiro grande avanço foi no começo do século XX com a síntese do Bakelite por Leo Baekalend, o primeiro polímero totalmente sintético. A partir desse ponto, o termo plástico veio ser usado como substituinte de polímeros na indústria e no cotidiano. O avanço na indústria do plástico seguiu a de petróleo, gás natural e carvão, sendo na década de 1930 e 1940 foram sintetizados a maioria dos plásticos que usamos até hoje como o policloreto de vinila (PVC), poliuretano (PU) Náilon entre outros. A industrialização em massa veio logo nas décadas subsequentes, sendo que na década de 70 a expansão das indústrias se torna mundial, inclusive no Brasil em 1972 (Santanna, 2011), ainda segundo o autor, a produção no Brasil em 1965 era de 75 mil toneladas e em 1976 já era estimada em 550 mil toneladas, sendo que a produção mundial alcançara 50 milhões de toneladas em 1977 (Beckman, 2015). A Fig. 16 apresenta a produção de plástico desde a década de 1950 até o ano de 2015.

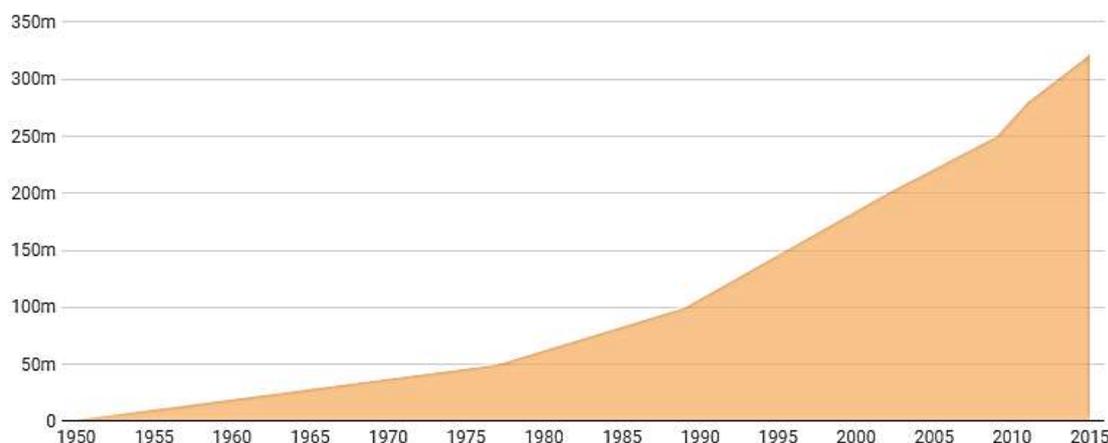


Fig. 16. Produção mundial de plásticos (em milhões de toneladas) por tempo (1950-2015) (Fonte: Beckman, 2015).

Pode ser observado na Fig. 16 que o aumento de produção é crescente e tende a ser exponencial a partir da década de 1970. Esse primeiro grande impulsionador na produção, a partir da década de 1970, foi devido à incorporação do plástico, principalmente na indústria automobilística. Em 2015 a produção mundial alcançou 322 milhões de toneladas, sendo que em 2019 alcançou a marca de 380 milhões de toneladas e em 2020 estima-se perto de 400 milhões de toneladas (Rouch, 2019). A China é o hoje o país que mais produz plásticos no mundo, cerca de 28 % da produção mundial (Beckman, 2015). Ao passar das décadas o emprego do plástico foi se alterando. A Fig. 17 apresenta o perfil do emprego do plástico em 2015.



Fig. 17. Distribuição do emprego de plásticos no mundo (Fonte: Beckman, 2015)

O perfil do emprego dos plásticos se alterou com os anos e hoje o maior uso é em embalagens. Esse fato foi um dos maiores causadores do grande problema ambiental que vivemos hoje em dia, em relação ao plástico, pois as

embalagens feitas com plástico são as maiores fontes da poluição, principalmente, aquática.

Essa enorme produção e a falta de preocupação ambiental fez com que também se descartasse, principalmente, no passado (primeiras décadas de produção em larga escala) inadequadamente o plástico. Os primeiros métodos de recuperação, tratamento e reciclagem só vieram à tona, significativamente, após o ano 2000 (Geyer et al., 2017). Com esse descarte do plástico como um todo ou em partes, relativamente grandes, a sua degradação acontece no meio ambiente natural aquático ou solo, sendo que o primeiro passo é a sua redução de tamanho o que gera o microplástico (partículas de 5mm ou menor). Recentemente, e ainda não totalmente elucidado, confirmou-se que a poluição causada pelo microplástico é mais abrangente na biota e possui particularidades em relação ao resíduo do plástico comum. O tema da poluição do plástico e, principalmente, do microplástico é abordado com mais detalhes a seguir.

Neste contexto, não há dúvidas que o plástico permitiu diversos avanços e aceleração na expansão da humanidade, substituindo recursos naturais, como madeira e metais em diversas aplicações, contudo todo esse deslumbramento nos fez ignorar o seu potencial poluidor, e em uma segunda análise realizada recentemente percebeu-se que na verdade o seu impacto na biota é mais profundo do que aparentava.

Poluição aquática de plásticos e microplásticos

A poluição causada pelos plásticos e microplásticos já é conhecida desde a década de 1970, embora o termo microplástico só tenha sido cunhado em 2004 pelo pesquisador Richard Thompson da universidade de Plymouth (Inglaterra) (Jones, 2019). A poluição do plástico foi, primeiramente, considerada de fator estético, pois se acreditava que eram materiais, a princípio, inertes quimicamente e sendo assim não causariam impactos consideráveis no meio ambiente (Moharir e Kumar, 2019). Obviamente, que a sociedade científica da época não considerou (ou não quis considerar) que a natureza interagiria de maneira intensa com esses materiais e então o seu real potencial poluidor seria liberado. Já em 1978, Albertsson havia publicado que a

primeira etapa de degradação dos plásticos, sua redução de tamanho, era provocada pela luz UV que faz com que as ligações químicas dos polímeros se enfraquecessem, ou fossem desfeitas, o que resultava em uma diminuição das forças de tensão e conseqüentemente perda de estrutura desses materiais (Albertsson, 1978) gerando assim, o microplástico.

É estimado que existam acumulado nos oceanos cerca de 150 milhões de toneladas de plástico (Wysocki e Le Bilon, 2019), sendo que essa poluição tem conseqüências sobre o meio ambiente marinho, a biodiversidade, turismo, indústrias de transporte marítimo e pesca, além de um potencial risco para a segurança alimentar e saúde humana (Barbosa et al., 2018). O impacto na vida marinha é enorme e engloba vários níveis tróficos dependendo, principalmente, da forma, cor e tamanho do plástico e em relação ao microplástico podem haver outros diversos mecanismos ainda desconhecidos, alguns deles são apresentados em tópicos seguintes. Os plásticos podem ferir a vida selvagem se enroscando ou por ingestão, ser confundido por comida, e causar sufocamento, até mesmo afogamento ou reduzindo o tamanho do estômago prejudicando a alimentação e o desenvolvimento (Sigler, 2014), neste mesmo trabalho Sigler (2014) descreve o efeito do plástico em várias espécies.

Já os microplásticos, além de poder afetar de maneira a serem confundidos com plâncton e serem ingeridos os mesmos podem, por exemplo, atuar de maneira “mais química” carreando e concentrando substâncias, principalmente, orgânicas e metais e assim podem possuir um potencial poluidor muito maior do que aparentam (Zhang e Chen, 2020). Segundo o físico Paulo Artaxo, do Instituto de Física da Universidade de São Paulo (USP) e membro da coordenação do Programa FAPESP de Pesquisa em Mudanças Climáticas Globais “Os microplásticos têm grande potencial para alterar a biota e o ecossistema oceânico do nosso planeta como um todo”, diz. “Esse tipo de poluição tem efeitos ainda não totalmente entendidos e quantificados. E Precisamos de muita pesquisa científica para caracterizar o material e estudar a extensão de sua distribuição, suas concentrações, seus efeitos nos ecossistemas e sobre os seres vivos e como removê-lo do meio ambiente.” (Jones, 2019). De fato, no trabalho de Ma et al., (2020), um extenso apanhado na literatura sobre o efeito ecotoxicológico dos microplásticos no meio

ambiente aquático, destacam que microplásticos são prevalentes; interferem na produtividade dos nutrientes e nos ciclos, causam problemas de *stress* fisiológicos nos organismos (por exemplo, alterações comportamentais, respostas imunes, metabolismo anormal e alterações no balanço de energia) e ameaçam a composição e estabilidade do ecossistema. E de fato muitos estudos visando à quantificação e testes ecotoxicológicos estão sendo realizados no mundo para elucidar os mecanismos, alcance e real potencial poluidor desse material.

Dados sobre poluição de microplásticos

Primeiramente deve-se ter ciência que nunca existirá um único método ou protocolo para a quantificação de microplásticos, uma vez que a composição de uma amostra pode variar significativamente, isso é devido aos inúmeros tipos de polímeros que podem compor o resíduo, além de outras substâncias que podem estar presentes dificultando ou impossibilitando certo método. A fig. 18 apresenta a produção (em milhões de toneladas) no ano de 2015 dos principais tipos de plásticos produzidos.

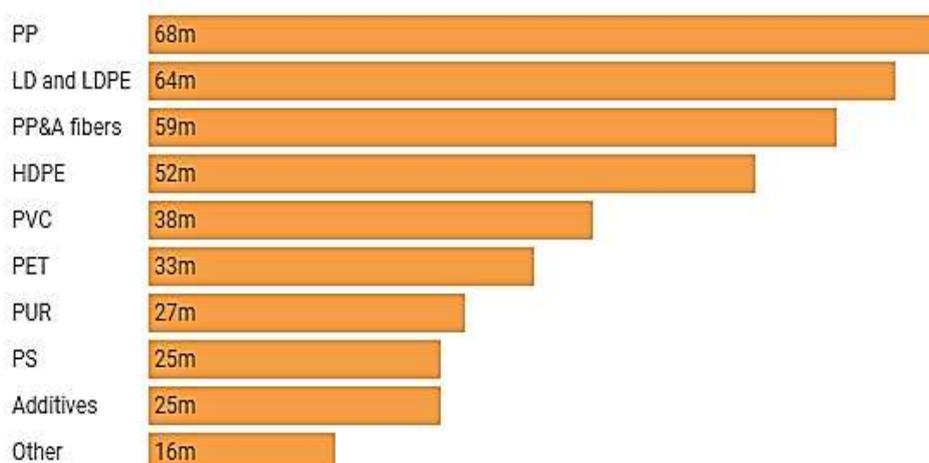


Fig. 18. Produção (em milhões de toneladas) dos principais tipos de plásticos no ano de 2015. Fonte: Beckman (2017). PP – Polipropileno; LD e LDPE – Polietileno de baixa densidade; PP&A Fibers – Poliftalamida; HDPE – Polipropileno de alta densidade; PVC – Policloreto de vinila; PET – Politereftalato de etileno; PUR – Poliuretano; PS – Poliestireno; Additives – Aditivos; Other – Outros.

A Fig. 18 ilustra a diversidade de materiais descartados que podem ser encontrados na natureza, lembrando que uma embalagem (principal problema

ambiental) pode ser composta de uma mistura de polímeros, além de poderem englobar outras substâncias que podem ser adsorvidas na superfície dos polímeros, ressaltando assim a complexidade ao lidar com esse tipo de resíduo. Deve-se ter em mente também que cada polímero possui suas próprias características físicas e químicas o que torna ainda mais desafiador uma quantificação precisa.

Devido à essa complexidade das amostras ambientais que geralmente são uma mistura de microplásticos, seus aditivos e demais compostos que foram agregados (geralmente compostos orgânicos e metais), são necessárias etapas de purificação, pré-tratamento e então prosseguir para a análise (Zhang e Chen, 2020).

Esse material além de ser caracterizado e medido seu impacto no meio ambiente também trouxe a necessidade da comunidade científica de pensar em maneiras de tratá-lo adequadamente. Contudo, como nossas estações de tratamento biológico de efluente (ETE) não estão preparadas para tais compostos é necessário, primeiramente, entender como eles podem influenciar as etapas de uma ETE, assim como, perceber a sua presença a partir da observação de parâmetros tratamentos, qualidade de água e/ou acontecimentos incomuns durante o processo, como o aumento da quantidade de lodo. Em mãos destas informações pode-se iniciar um processo de adaptação e/ou novas opções de tratamento nas ETEs para os microplásticos o que não será o foco deste capítulo, embora sejam abordadas algumas ideias. O foco será nos possíveis efeitos e consequências dos microplásticos nas ETEs e mais especificamente nos tratamentos propostos neste capítulo (tratamento anaeróbio e leito cultivado).

Efeito dos microplásticos em estações tratamento biológico

Os microplásticos estão cada vez mais presentes em estações de tratamento de efluente (ETE) e/ou é necessário realizar adaptações ou novos processos para trata-los adequadamente. Como o tratamento em ETEs é separado em etapas, e cada uma possui particularidades, os efeitos dos microplásticos podem variar de acordo de onde se encontram nesse processo.

Por este motivo os possíveis efeitos dos microplásticos é abordado em cada uma das etapas separadamente.

Efeito dos microplásticos no tratamento primário

O tratamento primário remove, principalmente, os sólidos em suspensão do águas residuais por métodos físicos, como precipitação e filtração (grosseira) para evitar problemas no tratamento secundário. Pode-se também, por métodos químicos, realizar uma padronização ou remoção de substâncias que também prejudicariam etapas posteriores. Pode-se empregar reações de oxidação, neutralização e outras para fornecer condições adequadas de qualidade da água para o tratamento secundário.

Para as operações unitárias com princípios físicos é muito comum o uso de gradeamento para se separar partículas em suspensão, relativamente, grandes. Em uma primeira etapa se usa gradeamento mais grosseiro, sendo que a diferença entre as barras das grades é geralmente de 16-25 mm e em um segundo momento emprega-se barras finas com distanciamento entre elas de 3 a 10 mm. Devido ao seu pequeno tamanho de partícula, os microplásticos não causam bloqueio na grade grossa, mas se houver uma alta concentração, eles podem causar desde *fouling* até mesmo bloqueio na grade fina (Zhang e Chen, 2020). Se de fato esse problema começar a ocorrer, primeiramente será notado um aumento no nível do efluente nos tanques e a necessidade de se aumentar a vazão, aumentando assim o gasto energético (em ETEs que empregam bombeamento do efluente). Em um segundo momento se houver o entupimento pode ocorrer o extravasamento do efluente dos tanques de filtragem e a necessidade de parada do processo para limpeza das grades. Por estes motivos, que os responsáveis das ETEs devem estar atentos a sinais incomuns, principalmente, em etapas iniciais do processo.

Em casos de uma etapa com tratamento químico deve-se mencionar novamente que os microplásticos podem adsorver outras substâncias por causa de sua enorme área de superfície e hidrofobicidade. A fim de alcançar o mesmo efeito de tratamento que o sistema não microplástico, seria necessário, na maioria dos casos, aumentar a dosagem de reagentes. Além disso, microplásticos também pode adsorver substâncias tóxicas, afetando a remoção

preliminar de poluentes (Bakir et al., 2014). Aqui vale salientar também a atenção dos profissionais de ETEs, pois o aumento considerável do uso de reagentes pode indicar a presença de microplásticos, embora outros contaminantes possam ocasionar o mesmo efeito, como uma chuva ácida esporádica em algumas localidades.

Efeitos dos microplásticos no tratamento secundário

No tratamento secundário de efluente o alvo principal são as substâncias solúveis, as quais serão submetidas à ação bioquímica para que se elimine ou se reduza sua capacidade poluidora. Já foi constatado por Sun et al. (2018) que os microplásticos afetam a eficiência da conversão biológica de inorgânicos azoto (nitrogênio), sendo que a eficiência de conversão do $\text{NH}_4^+\text{-N}$ diminuiu no tratamento de microplásticos, especialmente nanoplásticos. A presença de microplásticos também pode inibir o processo de desnitrificação, o que leva à acumulação de amônio na água (Cluzard et al., 2015). Em suma, a presença de microplásticos alteraram os processos mediados por microorganismos que controlam a produção de amônio (amonização) e redução (nitrificação e desnitrificação) (Green et al., 2016). Microplásticos também apresentaram uma correlação negativa, fraca, em relação à remoção de fósforo e estão positivamente correlacionados com a biotransformação nitrogênio (Ling et al., 2017). Isso pode ser devido ao fato de bactérias associadas com remoção de nitrogênio são mais sensíveis que o fósforo organismos acumuladores (Chen et al., 2012).

Além disso, devido à relativamente grande área superficial específica dos microplásticos, eles se ligam facilmente com substâncias suspensas nas águas residuais para formar esferas, resultando em distribuição desigual de água. Microplásticos levaram ao declínio de aparente destruição de sólidos voláteis (SV). Vale ressaltar que a redução da destruição SV é convertida em mais lodo, o que aumenta o custo de tratamento subsequente. Estima-se que a exposição a longo prazo a altos níveis de MP aumentam a quantidade de lodo residual em 9,1%, aumentando o custo correspondente do transporte e descarte de lodo (Wei et al., 2019a).

Em relação aos parâmetros de tratamento, a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), oxigênio dissolvido (DO), nitrogênio total e fósforo total são positivamente correlacionado com a concentração de microplásticos (Kataoka et al., 2019). Neste momento deve-se chamar a atenção dos envolvidos em tratamento de efluente, pois assim como se deve atentar aos efeitos dos microplásticos no tratamento primário é necessário rever os dados dos parâmetros citados, pois eles servem como fortes indicadores da presença de micro e nanoplásticos. Assim como a desempenho do processos deve sempre ser reavaliada para a percepção de, principalmente, diminuição de eficiência de remoção de carga orgânica.

Apesar da tendência de se assumir que o microplástico apenas prejudica o sistema secundário, Kalčíková et al. (2017) reportaram um estudo interessante que descobriu que a presença de MPs não afetou a eficiência nos reatores em batelada sequenciais (*sequencing batch reactors* – SBR) e segundo Talvitie et al. (2017), para filtros biológicos ativadas (biological activated filter – BAF), os microplásticos podem fornecer superfícies para fixação e crescimento microbiano. Esses trabalhos reforçam que ainda há muito trabalho a se fazer para entendermos, de fato, os efeitos práticos dos micro e nanoplásticos nas ETEs.

Efeitos dos microplásticos no tratamento terciário

O tratamento terciário em uma ETE serve como etapa de finalização ou polimento removendo poluentes mais específicos e até mesmo visando o reuso de água. Nessa etapa diversas operações unitárias podem ser empregadas, dentre elas pode-se destacar coagulação, precipitação, flotação, filtração (micro, ultra, nanofiltração e osmose reversa) e desinfecção. No processo de coagulação, a quantidade de floculante efetivos é reduzida por causa da interação entre microplásticos com superfície de carga negativa e floculantes, como sal de alumínio e sal de ferro (Perren et al., 2018). Como mencionado anteriormente, para se obter o mesmo efeito que o sistema sem microplástico, será necessário usar mais reagente o que aumentaria o custo do tratamento. Em uma etapa de flotação que emprega ar (Arraste do material por bolhas de ar), por exemplo, também pode ser afetada devido a aglomeração dos

microplásticos e poluentes o que resulta no aumento do tamanho e a densidade dos agregados. A quantidade e fluxo de bolhas projetadas poderiam não trazer poluentes para a superfície da água o que afetaria a separação. Novamente, isso gera um aumento no custo devido a necessidade de se aumentar a quantidade de bolhas, sendo que em alguns casos isso não seria possível devido ao dimensionamento do equipamento. No caso dos processos de separação por membranas (filtrações) os microplásticos podem causar, basicamente, os mesmos problemas mencionados para o tratamento primário.

Microplásticos também podem afetar o processo de desinfecção, pois suspensos em águas residuais, eles podem impedir que o efeito do cloro e a desinfecção por radiação ultravioleta. Os microplásticos “protegem” as bactérias, que podem resistir à desinfecção, impedindo que esses princípios ativos atinjam as bactérias. Além disso, o ozônio também pode oxidar microplásticos, resultando em a redução de moléculas efetivas de ozônio (Zhang e Chen, 2020).

Efeito do microplástico no tratamento biológico anaeróbio

A digestão anaeróbica é um dos métodos mais utilizados para estabilização do lodo e é um dos focos deste capítulo como alternativa de tratamento, visando a codigestão e produção de biogás. O primeiro passo da digestão anaeróbica é converter as matérias orgânicas particuladas em substratos solúveis (hidrólise). O quanto maior o conteúdo de microplásticos de PVC, por exemplo, maior a DQO (Wei et al., 2019a). Isso pode ser devido a lipídios e ácidos nucleicos descarregados do resíduo de lodo ativado (RLA), o que indica que a dissolução do RLA na digestão anaeróbica melhora quando exposto a microplásticos de PVC. Já microplásticos de PE não afetam a dissolução da matéria orgânica envolvida na digestão, seja porque a dissolução é um processo abiótico ou porque os microplásticos de PE não afetam microorganismos relacionados a essa dissolução. A presença de microplásticos no RLA afeta adversamente a hidrólise de proteínas e polissacarídeos, que reduz a disponibilidade de substratos acidificados e, portanto, produz menos gás (Wei et al., 2019b). Microplásticos também podem reduzir a taxa de degradação do butirato (Wei et al., 2019b).

Segundo Fu et al. (2018) a produção de metano e produção diária máxima diminuíram na presença de nanoplásticos. A produção de metano é o passo mais facilmente inibido por microplásticos dentre os quatro passos da digestão anaeróbia (hidrólise, acidificação, acetogênese e metanogênese) (Wei et al., 2019b). Neste mesmo trabalho foi reportado que a produção cumulativa de metano foi reduzida em $27,5 \pm 0,1\%$ na presença de microplásticos (200 partículas por g de sólidos totais). Baixos níveis de microplásticos de PVC podem melhorar a produção de metano no resíduo de lodo ativado (RLA), como mencionado anteriormente, enquanto, níveis mais altos podem prejudicar a produção metano e na hidrólise do RLA (Wei et al., 2019c). Essa diminuição da produção de metano é devida a interferência dos micro e nanoplásticos podem agir diretamente na formação de grânulos, assim como nas membranas celulares devido à sua carga o que pode explicar o porquê de os impactos da produção de metano por nanoplásticos catiônicos de PS (PS-NH₂) foram maiores que os nanoplásticos aniônicos de PS (PS-SO₃H), embora a quantificação e mecanismos de ação dos nanoplásticos ainda necessita ser melhor explorada (Feng et al., 2018). Outro fator tão ou mais importante do que a presença de micro e nanoplásticos são as substâncias que foram adsorvidas nos mesmos e que durante o processo bioquímico se tornam disponíveis no meio, dentre elas pode-se destacar: antibióticos, poluentes orgânicos persistentes (POPs) e metais pesados os quais são comumente encontrados junto de microplásticos e possuem impacto significativo na digestão anaeróbia (Luo et al., 2020).

Efeito do microplástico no tratamento biológico com leito cultivado

Em relação ao tratamento de efluente empregando macrófitas (leito cultivado) existe (muito) pouca literatura específica que trata desses sistemas construídos e, mesmo a abundância e distribuição de microplásticos em áreas de vegetação aquática, que são ecossistemas de transição entre ambientes terrestres e aquáticos, são pouco compreendidos. Essa falta de estudo em sistemas de tratamento pode ser evidenciada em buscas em bases dados científicos, sendo que apenas recentemente o primeiro trabalho (segundo os próprios autores), de Wang et al. (2020) foi publicado sobre a influência e

remoção de microplásticos em leito cultivado como tratamento terciário em uma ETE.

Nesse estudo empregou-se leito cultivado com fluxo subsuperficial horizontal empregando *Phragmites australis*, conhecido popularmente como caniço-de-água ou em inglês como *common reed* uma planta muito empregada nesse tipo de sistema. Os autores focaram o estudo na quantificação do microplástico antes e após processo visando detalhar a remoção dos microplásticos, mas não avaliaram a sua toxicidade ou ecotoxicidade, apenas apresentaram uma comparação com valores da literatura, e com isso, afirmando que a concentração não atingiu níveis capazes de induzir efeitos tóxicos para os anelídeos tipo *Tubificidae*. Vale ressaltar que mais estudos sobre a toxicidade, em vários níveis, por exemplo, devem ser realizados, assim como o próprio papel dos macrovertebrados no sistema de tratamento também merece atenção. Embora necessita-se de maiores estudos para mais tipos de microplásticos, por exemplo, no trabalho citado anteriormente (Wang et al., 2020) os autores reportaram uma remoção da ETE de 98% dos microplásticos, sendo que a etapa do leito cultivado representou, uma média, de 88%. Esses dados mostram, inclusive, potencial da viabilidade técnica e econômica do uso de leitos cultivados como tratamento terciário de microplásticos.

Outro fator importante se tratando do uso de plantas (macrófitas) em tratamento de efluente contendo microplásticos é o fato, apontado por Sun et al. (2018), que os microplásticos influenciam negativamente os processos microbiológicos de desnitrificação, especialmente os nanoplásticos. Foi observado que os microplásticos alteraram o controle metabólico de produção de amônio (amonização) e redução (nitrificação e desnitrificação) o que inclusive pode aumentar a quantidade de amônio na água. É bem conhecida a relação de mutualismo entre plantas e bactérias nitrificantes (*Nitrossomas* sp. e *Nitrobacter* sp. no caso de macrófitas) fixadas em suas raízes as quais fornecem nitrogênio na forma de amônia ou nitrato para as macrófitas. Neste contexto, a presença de microplásticos poderia prejudicar grandemente essa dinâmica fazendo com que a disponibilidade de nitrogênio diminuísse com o tempo o que poderia resultar em diminuição da eficiência do processo de tratamento ou até mesmo prejudicar a integridade da planta pela falta desse elemento tão essencial. Lembrando que os microplásticos também podem

afetar diretamente a população bacteriana, como mencionado anteriormente, sendo que a diminuição dessa população também ocasionaria um grave problema para as macrófitas. Para esse assunto em particular não foi encontrado na literatura estudo visando entender essa dinâmica entre microplásticos, bactérias nitrificantes e microplástico, o que o torna um tópico emergente e de suma importância para os profissionais dessa área.

CONCLUSÃO

Os métodos tradicionais para a realização do tratamento de efluentes sanitários requerem grandes espaços, mão de obra especializada, produtos químicos, o que pode implicar a não aplicação em certos municípios ou a inoperação por qualidade técnica de estações de tratamento consolidadas. Além disto, há uma necessidade de aplicações mais “naturais”, inserindo o tratamento no contexto de sustentável, promovendo uma maior interação entre homem e natureza que possa servir de exemplo para as gerações futuras.

De encontro a esses preceitos, e expectativas, de sustentabilidade e ecologia principalmente na abordagem ao impacto em sistemas limnológicos pode-se verificar nesse capítulo as qualidades dos sistemas de tratamento de efluentes propostos: digestão anaeróbia e leitos cultivados. Destacando-se os seguintes aspectos:

- Processo de tratamento natural com a ausência ou adição minimizada de aditivos químicos
- Sistemas modulares de tratamento – de escala pequena (domiciliar) grande porte (municípios e indústrias)
- Emprego de espécies da própria região – valorização da biodiversidade brasileira
- O produto do tratamento possui aplicação comercial (biogás e biomassa)
- Toxicidade e ecotoxicidade se tornam cada vez mais importantes na discussão de processos de tratamento de efluentes
- Existe a necessidade da comunidade científica atual de explorar todos os aspectos da poluição e tratamento de plásticos em todas as suas formas (macro, micro e nano).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Academia Brasileira de Ciências (ABC). A crise da água e o desenvolvimento nacional: um desafio multidisciplinar. Disponível em: <http://www.abc.org.br/article.php3?id_article=480>. Acesso em: 28 jul. 2013.

Agência Nacional de Águas (Brasil). Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2017: relatório pleno / Agência Nacional de Águas. Brasília: ANA, 2017. 169p.

Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil. São Paulo, 2016.

Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 15575:2013 – Edificações Habitacionais – Desempenho Parte 1: Requisitos Gerais - Referências - Elaboração. Rio de Janeiro, 2013. 63 p.

Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 5674:2012 – Manutenção de Edificações – Procedimentos - Referências - Elaboração. Rio de Janeiro, 2012. 25 p.

Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 14037:1998 – Manual de operação, uso e manutenção das edificações – Conteúdo e recomendações para elaboração e apresentação - Referências - Elaboração. Rio de Janeiro, 1998. 5 p.

Barboza L.G.A., Dick A., Vethaak, B.R.B.O. Lavorante, Lundebye A. K., Guilhermino L., 2018. Marine microplastic debris: an emerging issue for food security, food safety and human health Marine Pollution Bulletin Vol. 133, 336-348.

Battistoni, P.; Fatone, F.; Passacantando, D.; Bolzonella, D., 2007. Application of food waste disposers and alternate cycles process in small-decentralized towns: A case study. Water research 41,893-903.

Bakir A., Rowland S.J., Thompson R.C., 2014. Transport of persistent organic pollutants by microplastics in estuarine conditions. Estuarine Coastal Shelf Science. Vol. 140 p. 14–21.

Barszcz, L.B.; Bellato, F.C.; Benassi, R.F.; Matheus, D.R., 2019. Avaliação ecotoxicológica de efluentes tratados por alagados construídos. Eng. Sanit. Ambient.vol.24 no.6 Rio de Janeiro.

Beckman E., 2020. Reportagem do site The conversation. Disponível em <https://theconversation.com/the-world-of-plastics-in-numbers-100291>. Acesso em 1º de Maio de 2020.

Brasil. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Suinocultura de baixa emissão de carbono: tecnologias de produção mais limpa e aproveitamento econômico dos resíduos da produção de suínos. Brasília, 2016.

Brix, H., 1994. Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Water Sci. Tech.*, Vol.29, n° 4, 1994. p. 71-78.

Butler, R., McCormick, T., 1996. Opportunities for decentralized treatment, sewer mining, and effluent reuse. *Desalination* 106, 273–283.

Campos, J.R., 1999. Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro: ABES.

Campos, J.R. Tratamento de gases gerados em reatores anaeróbios. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola (CONBEA). Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro: ABES/PROSAB, 1999. cap. 10, p. 249-270, 435 p.

Carli, A.A., Santos, F.S., Seixas, M. W., 2016. A Tecnologia em Prol do Meio Ambiente: a partir de uma análise multidisciplinar. 1º Edição, Rio de Janeiro, Editora Lumen Juris.

Chen Y., Su Y., Zheng X., Chen H., Yang H. 2012 Alumina nanoparticles-induced effects on wastewater nitrogen and phosphorus removal after short-term and long-term exposure. *Water Research*. Vol. 46, 4379–4386.

Chernicharo, C.A.L., 2016. Reatores anaeróbios. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol. 5. 2º Edição. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG.

Cibiogás: Relatório de Biogás e Biometano do Mercosul / GAHB - Grupo Ad Hoc de Biocombustíveis do Mercosul - Vol. 1, n. 1 (2017): Foz do Iguaçu, 2017. ISSN 2526-9534

Costa, L. de L. et al, 2003 Eficiência de wetlands construídos com dez dias de detenção hidráulica na remoção de colifagos e bacteriófagos. *Revista de Biologia e Ciências da Terra, UEPB*, v.3, n.1., 2003. Disponível em: <<http://eduep.uepb.edu.br/rbct/sumarios/pdf/wetlands.pdf> >

Couracci Filho, B. et al., 1999. Bases conceituais da disposição controlada de águas residuárias no solo.

Crichton E.M., Noel M., Gies E.A., Ross P.S., 2017. A novel, density-independent and FTIR compatible approach for the rapid extraction of microplastics from aquatic Sediments. *Analytical Methods* Vol. 9 p. 1419–1428.

D'ambrósio, O., 1998. Paraísos Artificiais Disponível em: <http://www.unesp.br/jornal>.

Green D.S., Boots B., Connor, N.E.O., Thompson R., 2016. Microplastics affect the ecological functioning of an important biogenic habitat. *Environmental Science & Technology*. Vol. 51 p. 68–77.

Dyachenko A., Mitchell J., Arsem N., 2017 Extraction and identification of microplastic particles from secondary wastewater treatment plant (WWTP) effluen. *Analytical Methods* vol. 9. 1412–1418.

Duda, R.M., Oliveira, R.A. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator UASB e filtro anaeróbio em série seguidos de filtro biológico percolador. Engenharia Sanitária e Ambiental, 2010, v.16, n.12011, p. 91-100

Fao. Faostat: production-crops. Disponível em: <<http://faostat.fao.org/site/567/DesktopDefault.aspx?PageID=567#ancor>>. Acesso em: 06 jun. 2017.

Feng Y., Feng L., Liu S., Duan J., Zhang Y., Li S., Sun X., Wang S., Yuan X., 2018. Emerging investigator series: inhibition and recovery of anaerobic granular sludge performance in response to short-term polystyrene nanoparticle exposure. Environment Science: Water Research Technology. Vol. 4 p. 1902–1911.

Ferreira, D, A., Rosolen, V., 2012. Disposição de resíduos sólidos e qualidade dos recursos hídricos no município de Uberlândia/MG. Horizonte Científico, Vol. 6, nº 1,. Disponível em:

<http://www.seer.ufu.br/index.php/horizontecientifico/article/view/14758>

Figueiras, M. L. 2016. Efeito da adição de resíduos alimentares triturados no tratamento de esgoto doméstico em reator UASB. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco), Pernambuco.

Funasa – Fundação Nacional de Saúde. Manual de Saneamento. Ministério da Saúde. Brasília, 2015.

Fu S., Ding J., Zhang Y., Li Y., Zhu R., Yuan X., Zou H., 2018. Exposure to polystyrene nanoplastic leads to inhibition of anaerobic digestion system. Science of the Total Environment Vol. 625 p. 64–70.

Geyer R., Jambeck J.R., Law K.L., 2017 Production, use, and fate of all plastics ever made. Science Advances vol. 3 N.

Gómez, X., Cuetos, M.J., Cara, J., Morán, A., García, A.I., 2016. Anaerobic codigestion of primary sludge and the fruit and vegetable fraction of the municipal solid wastes Conditions for mixing and evaluation of the organic loading rate. Renewable Energy v.31, p.2017–2024.

Guimarães, L,R., 2007 Desafios jurídicos na proteção do Sistema Aquífero Guarani. São Paulo: LTr.

Green D.S., Boots B., Connor N.E.O., Thompson R., 2016 Microplastics affect the ecological functioning of an important biogenic habitat. Environmental Science & Technology. Vol. 51 p. 68–77.

Hamada, N., Mesquita, L.C.A., Pereira, W., Nakano, Borrely, S. I., Tallarico, L. F., 2011. Avaliação Ecotoxicológica da Estação de Tratamento de Esgotos Suzano (São Paulo) Utilizando *Daphnia similis* e *Vibrio fischeri*, 2010 . 2011 J. Braz. Soc. Ecotoxicol. v. 6, n. 1, p. 31-35.

Hedberg, T., 1999. Attitudes to traditional and alternative sustainable sanitary systems. *Water Science and Technology*, v.39, n.5, p.9-16.

Hermann, R.S., 2018– Manual de Instalação e Operação de Reatores Anaeróbios para Estações de Tratamento de Esgoto. HY Sustentável LTDA.

Hurley R.R., Lusher A.L., Olsen M., Nizzetto L., 2018. Validation of a method for extracting microplastics from complex, Organic-Rich, environmental matrices. *Environment Science Technology*. Vol. 52 p. 7409–7417.

Hussar, G. J. et al., 2005. Tratamento da água de escoamento de tanque de piscicultura através de leitos cultivados de vazão subsuperficial: Análise da qualidade física e química. *Espírito Santo do Pinhal*, v. 2, n. 1, p. 046-059, jan/dez.

Ito, M., Guimarães, D.D., Amaral, G.F., 2016. Impactos ambientais da suinocultura: desafios e oportunidades. *BNDES Setorial*, Rio de Janeiro, n. 44 , p. [125]-156, set. 2016 <http://web.bndes.gov.br/bib/jspui/handle/1408/9974>

Jones F. *Revista Fapesp*. Disponível em:
<<https://revistapesquisa.fapesp.br/2019/07/08/a-ameaca-dos-microplasticos/>>
edição 281 julho de 2019. Acesso em 1º de Maio de 2020.

Kalčíková G., Alič B., Skalar T., Bundschuh M., Gotvajn A.Ž., 2017. Wastewater Treatment Plant Effluents As Source Of Cosmetic Polyethylene Microbeads To Freshwater. *Chemosphere*. Vol. 188 P. 25–31.

Kataoka T., Nihei Y., Kudou K, Hinata H., 2019. Assessment of the sources and inflow processes of microplastics in the river environments of Japan. *Environment Pollution*. Vol. 244 p. 958–965..

Khalid, A., Arshad, M., Anjum, M., et al., 2011 The anaerobic digestion of solid organic waste. *Waste Management*, v. 31, n. 8, p 1737-1744. Disponível em < <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2011.03.021> >.

Koch, K. Plabst M., Schmidt A., Helmreich B., Drewe J. E., 2015. Co-digestion of food waste in a municipal wastewater treatment plant: Comparison of batch tests and full-scale experiences. *Waste Management*, 6 p.

Korres, N., O'kiely, P., Benzie, J.A.H., 2013. Bioenergy production by anaerobic digestion: using agricultural biomass and organic wastes. Routledge West, J.S.

Leite, J,R,M., Belchior, G.P. 2014 Resíduos sólidos e políticas públicas: diálogos entre universidade, poder público e empresa. Florianópolis, 299p.

Lens, P., Zeeman, G., Lettinga, G., 2001 (Eds.), Decentralized sanitation and reuse. concepts, systems and implementation. IWA Publishing, UK.

Ling S.D., Sinclair M., Levi C.J., Reeves S.E., Edgar G.J., 2017 Ubiquity of microplastics in coastal seafloor sediments. *Marine Pollution Bulletin* Vol. 121 p. 104–110.

Luo J., Zhang, Q., Zhao, J., Wu, Y., Wu, L., Li, H., Tang, M., Sun, Y., Guo, W., Feng, Q., Cao, J., Wang, D., 2020. Potential influences of exogenous pollutants occurred in waste activated sludge on anaerobic digestion: a review. *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 383.

Ma H., Pu S., Liu S., Bai Y., Mandal S., Xing B., 2020. Microplastics in aquatic environments: Toxicity to trigger ecological consequences. *Environmental Pollution* Vol. 261.

Massoud, M.A., Tarhini, A., Nars, J. A., 2009. Decentralized approaches to wastewater treatment and management: Applicability in developing countries. *Ensevier: Journal of Environmental management*. v.90, p.652- 659.

Metcalf, E. 2003 *Wastewater engineering treatment, disposal, reuse*. 3. ed. New York: McGraw-Hill, 1334 p.

Metcalf, L., Eddy, H.P. 2016 *Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos*. 5ª edição. Porto Alegre: AMGH.

MIKI, M.K. Dilemas do UASB. Seção: Práticas operacionais e de Empreendimento. *Revista DAE*, n.183, p. 25-37, 2010.

Mccormick A.R., Hoellein T.J., London M.G., Hittie J., Scott J.W., Kelly J.J., 2016. Microplastic in surface waters of urban rivers: concentration, sources, and associated bacterial assemblages. *Ecosphere*. Vol 7.

Mintenig S.M., Int-Veen I., Loder M.G.J., Primpke S., Gerdt G., 2017 Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane arraybased micro-Fourier-transform infrared imaging. *Water Research*. Vol. 108 p. 365–372.

Okubo T. et al. 2015. 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.

Oliveira, L.E.M. 2015. *Temas em fisiologia vegetal*. Setor Fisiologia Vegetal do departamento de biologia da Universidade Federal de Lavras.

Otterpohl, R., Grottker, M., Lange, J., 1997. Sustainable water and waste management in urban areas. *Water Science and Technology*. v.35, n.9, p.121–133.

Paraskevas, P.A., Giokas, D.L., Lekkas, T.D., 2002. Wastewater management in coastal urban areas: the case of Greece. *Water Science and Technology*, v.46, n.8, p. 177–186.

Pelaz L. et al, 2018. Recirculation of gas emissions to achieve advanced denitrification of the effluent from the anaerobic treatment of domestic wastewater; *Bioresource Technology*, v. 250, p. 758–763.

Pérez-Elvira S.I., Cano R., Fdz-Polanco M., Souza T.S.O., Fdz-Polanco F. 2014. Domestic food waste and sewage sludge combined treatment implementing household food waste disposers. Departamento de Ingeniería Química y Tecnología del Medio Ambiente. Universidad de Valladolid (España). Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. Escola Politécnica. Universidade de São Paulo (Brasil). XI Simpósio de Digestão anaeróbia.

Perren W., Wojtasik A., Cai Q., 2018. Removal of microbeads from wastewater using Electrocoagulation. ACS Omega. Vol 3 p. 3357–3364.

Pilão, N. E., Hummel, P.R.V. 2013. Matemática Financeira e Engenharia Econômica: A Teoria e a Prática de Análise de Projetos de Investimentos, Editora: Pioneira Thompson Learning.

Prata J.C., Da Costa J.P., Duarte A.C., Rocha-Santos T., 2019. Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: a critical review, TrAC Trends Analytical Chemistry Vol. 110 p. 150–159.

Prieto A.L., et al., 2013. Development and start up of a gas-lift anaerobic membrane bioreactor (GI-AnMBR) for conversion of sewage to energy, water and nutrients; Journal of Membrane Science; v. 441; p. 158–167; 2013.

Qi, Y., Beecher, N., Finn, M. 2013 Biogas Production and Use at Water Resource Recovery Facilities in the United States. Water Environment Federation and the National Biosolids Partnership, Phase 1 Data Report, Project 11-WSEC-01. http://www.casaweb.org/documents/8-5-2013_wefphase1_biogas_data_results.pdf.

Rajagopa, R. et al., 2013. A critical review on inhibition of anaerobic digestion process by excess ammonia; Bioresource Technology; v. 143; p. 632–641.

Rittmann, B.E. 2018. Opportunities for renewable bioenergy using microorganisms Biotechnology and Bioengineering, 100 (2), pp. 203-212

Rouch, D. Plastic future: How to reduce the increasing environmental footprint of plastic packaging. Disponível em <https://www.researchgate.net/publication/337506127_Plastic_future_How_to_reduce_the_increasing_environmental_footprint_of_plastic_packaging>. Acesso em 1º de Maio de 2020

Rucha V.M., Sunil, K. 2019 Challenges associated with plastic waste disposal and allied microbial routes for its effective degradation: A comprehensive review. Journal of Cleaner Production, Vol. 208 n. 20 p. 65-76.

Sadowski, M.P. 2018. Eng; Operations Superintendent - Wastewater Treatment Plant; City of Saskatoon 470, Whiteswan Drive, Saskatoon, SK, S7K 6Z7; mike.sadowski@saskatoon.ca.

Sant'anna, J.P. Disponível em <<https://www.plastico.com.br/decada-de-70-industria-do-plastico-deslanca-com-a-nacionalizacao-de-resinas-mas->

enfrenta-a-disparada-nos-precos-do-petroleo-em-duas-criises-internacionais/>. Acesso em 1º de Maio de 2020.

Sezerino, P.H. 2006 Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical. 2006. 171f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

Shim W.J., Song Y.K., Hong S.H., Jang M., 2016. Identification and quantification of microplastics using Nile Red staining. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 113 p. 469–476.

Sigler M., 2014 The Effects of Plastic Pollution on Aquatic Wildlife: Current Situations and Future Solutions. *Water Air Soil Pollution*.

Sujathan S., Kniggendorf A., Kumar A., Roth B., Rosenwinkel K., Nogueira R, 2017. Heat and bleach: a cost-efficient method for extracting microplastics from return activated sludge. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* vol. 73 p. 641–648.

Sun X., Chen B., Li Q., Liu N., Xia B, Zhu L., Qu K., 2018. Toxicities of polystyrene nano and microplastics toward marine bacterium *Halomonas alkaliphila*. *Science Total Environment*. Vol 642 p. 1378–1385.

Talvitie J., Mikola A., Setälä O., Heinonen M., Koistinen A., 2017. How well is microlitter purified from wastewater? – a detailed study on the stepwise removal of microlitter in a tertiary level wastewater treatment plant. *Water Research*. Vol. 109 p. 164–172.

Tchobanoglous, G., Critchfield, R., 2003. *Wastewater Engineering (Treatment Disposal Reuse)*, fourth ed. Metcalf & Eddy, Inc. McGraw-Hill, NY.

Tessnow-Von I., Le Billon W. P., 2019. Plastics at sea: Treaty design for a global solution to marine plastic pollution. *Environmental Science & Policy* Vol. 100 p. 94-104.

Thomas, P., 2011. The effects of food waste disposers on the wastewater system: a practical study. *Promoting Sustainable Solutions*. *Water and Environment Journal* v.25, p.250–256.

US EPA, United States Environment Protection Agency. *Anaerobic Digestion Co-Digestion* – 6 p. 2016.

US EPA, United States Environmental Protection Agency. *Co-digestion economic analysis tool (COEAT)*, Pacific Southwest Regional Office. 9 p. 2010.

Valentim, M. A. A. *Uso de leitos cultivados no tratamento de efluente de tanque séptico modificado*. 1999. 120 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola na área de concentração em Água e Solo) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 1999.

Vasco-Correa, J., Sami, K., Ashish, M., Ajay, S. 2017. Review; Anaerobic digestion for bioenergy production: global status, environmental and techno-economic implications, and government policies; PII: S0960-8524(17)31545-6; Reference: BITE 18832; Bioresource Technology.

Verhoeven, J.T.A., Meuleman, A.F.M. Wetlands for wastewater treatment: opportunities and limitations. Ecological Engineering, Arizona, v.12, 1999.

Vitorino, F. ETE Ecológica de Juturnaíba é considerada a maior da América Latina. Acesso em < https://www.aecweb.com.br/cont/m/rev/ete-ecologica-de-juturnaiba-e-considerada-a-maior-da-america-latina_10206_10_0 > 2018.

Von Sperling, 2016. Urban wastewater treatment in Brazil. Department of Sanitary and Environmental Engineering Federal University of Minas Gerais Brazil. Technical Note N° IDB-TN 970. p. 102.

Waldman, M., 2010. Lixo: Cenários e desafios. São Paulo: Editora Cortez, 2010.

Wan J, et al. 2016. COD capture: a feasible option towards energy self-sufficient domestic wastewater treatment; Scientific Reports | 6:25054 | DOI: 10.1038/srep25054.

Wang D., et al., 2018. Treatment of municipal sewage with low carbon-to-nitrogen ratio via simultaneous partial nitrification, anaerobic ammonia oxidation, and denitrification (SNAD) in a non-woven rotating biological contactor; Chemosphere, v. 208, p.854-861.

Wang L., Zhang J., Hou S., Sun H., 2017. A simple method for quantifying polycarbonate and polyethylene terephthalate microplastics in environmental samples by liquid chromatography–tandem mass spectrometry. Environmental Science & Technology Letters. Vol. 4 p. 530–534.

Wang Q., Hernández-Crespo C., Santoni M., Van Hulle S., Rousseau D.P.L., 2020. Horizontal subsurface flow constructed wetlands as tertiary treatment: Can they be an efficient barrier for microplastics pollution?. Science of the Total Environment. Vol. 721.

Wei W., Zhang Y., Huang Q., Ni B., 2019. Polyethylene terephthalate microplastics affect hydrogen production from alkaline anaerobic fermentation of waste activated sludge through altering viability and activity of anaerobic microorganisms. Water Research. Vol 163..

Wei W., Huang Q., Sun J., Dai X., Ni B, 2019. Revealing the mechanisms of polyethylene microplastics affecting anaerobic digestion of waste activated sludge. Environment Science Technology. Vol. 53 p. 9604–9613.

Wei W., Huang Q., Sun J., Wang J., Wu S., Ni B., 2019 Polyvinyl chloride microplastics affect methane production from the anaerobic digestion of waste activated sludge through leaching toxic Bisphenol-A. Environment Science Technology. Vol. 53 p.2509–2517.

Wilderer, P.A., Schreff, D., 2000. Decentralized and centralized wastewater management: a challenge for technology developers. *Water Science and Technology*. v.41, n.1, p.1–8.

Wysocki I.T., Le Billon P., 2019. Plastics at sea: Treaty design for a global solution to marine plastic pollution. *Environmental Science & Policy* Vol. 100 p. 94-104.

Yousefi Z. et al; 2018. Slaughterhouse wastewater treatment by combined anaerobic baffled reactor and anaerobic filter: study of OLR and HRT optimization in ABR/AF reactors; *Environmental Health Engineering and Management Journal*, v. 5(3), p. 137–142.

Zhang Z., Cheng Y., 2020. Effects of microplastics on wastewater and sewage sludge treatment and their removal: A review. *Chemical Engineering Journal* Vol. 382.