Universidade de São Paulo – USP

Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Ambiental

Vitor Tonzar Chaves

Sistema de saneamento ecológico com reutilização de lodo férrico para
remoção de fósforo e um novo paradigma para o saneamento

Orientador: Prof. Dr. Ronan Cleber Contrera

Escola Politécnica - USP

São Paulo-SP

2018

VITOR TONZAR CHAVES

Sistema de saneamento ecológico com reutilização de lodo férrico para
remoção de fósforo e um novo paradigma para o saneamento

Dissertação apresentada à Escola
Politécnica da Universidade de São Paulo
para a obtenção de título de Mestre em
Ciências

Área de Concentração:
Engenharia Hidráulica e Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Ronan Cleber Contrera

São Paulo-SP

2018

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Este exemplar foi revisado e corrigido em relação à versão original, sob responsabilidade única do autor e com a anuência de seu orientador.

São Paulo, _____ de _____ de _____

Assinatura do autor: _____

Assinatura do orientador: _____

Catálogo

Chaves, Vitor Tonzar

Sistema de saneamento ecológico com reutilização de lodo férrico para remoção de fósforo e um novo paradigma para o saneamento / V. T. Chaves -- versão corr. -- São Paulo, 2018.
170 p.

Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia de Hidráulica e Ambiental.

1.Saneamento Ecológico 2.Tratamento biológico de águas residuárias 3.Tratamento de esgotos 4.Adsorção 5.Tecnologia - aspectos sociais

I.Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia de Hidráulica e Ambiental II.t.

*Dedico esse trabalho a minha mãe Eliana
e meu pai Ademar, cujo amor e trabalho forneceu
as bases materiais e éticas para eu chegar até aqui.
Dedico também a todos aqueles empenhados na
construção de um mundo melhor.*

Agradecimentos

À minha mãe e meu pai, por possibilitarem que eu me tornasse um sujeito consciente da importância de minhas ações e por sempre terem estimulado meu desenvolvimento intelectual.

À minha irmã pela sua amizade e pelas reflexões compartilhadas sobre sustentabilidade e ecotecnologias.

Ao Prof. Dr. Ronan Contrera, por ter orientado e confiado na proposta dessa pesquisa desde o início.

À Profa. Dra. Dione Morita, por ter contribuído com essa pesquisa e possibilitado que esse trabalho pudesse ser ainda melhor.

À Iara Chao, pelos momentos compartilhados realizando análises e refletindo sobre os processos de adsorção do lodo estudado.

A meus amigos extensionistas - Lucca Pompeu, Natália Cancela, Augusto Beloto, Fábio Alves, Victor Higa, Maria Vitória, Patrícia Oliveira, Rubens Lyra, João Geddo, Lucas Ciola e Alessandro Rinaldi - membros do Núcleo de Tecnologias Sociais e Agroecologia do Escritório Piloto, onde iniciamos nossos primeiros projetos com saneamento ecológico e agroecologia em 2013.

Ao Prof. Dr. Roque Pivelli, Prof. Dr. Theo Syrto, pelos ensinamentos e conhecimentos compartilhados em suas disciplinas ministradas, assim como na banca de qualificação.

Ao Fábio Campos, Matheus Ribeiro Augusto e Renato Friederich, pelas ajudas cotidianas e pela companhia ao longo dessa pesquisa.

Aos gestores da ETE Jesus Netto e da ETA Cubatão pelo fornecimento de lodo e pela atenção dispendida.

Ao CNPq pela bolsa de pesquisa concedida.

*A tecnologia é campo de luta social,
uma espécie de parlamento das coisas,
onde concorrem alternativas civilizatórias*
(Andrew Feenberg)

Resumo

No que tange o saneamento, cresce a opinião entre a comunidade técnico-científica de que é necessário que a água seja gerida levando em conta a complexidade de seu ciclo hidrológico e que o esgoto e os resíduos sejam vistos como fontes de recursos. É nesses preceitos que se baseia o saneamento ecológico. Neste trabalho é avaliado o desempenho de uma tecnologia de saneamento ecológico, operada tratando esgoto doméstico real e projetada para atender à demanda de uma família de três pessoas e promover a reciclagem de nutrientes. O sistema é composto por 3 reservatórios que atuam como um reator anaeróbio, um decantador e um alagado construído de fluxo vertical ascendente. O sistema apresentou remoção global de DQO de $88,6\% \pm 6,3\%$ com concentração final de $80 \pm 35 \text{ mg O}_2\text{.L}^{-1}$ e as remoções de nutrientes foram insignificantes. Como o fósforo é o nutriente mais difícil de ser tratado biologicamente, e, como o lodo de Estações de Tratamento de Água (ETA) é um tipo de resíduo sólido que carece de manejo e tratamento adequado, propõe-se também uma tecnologia inovadora para as situações em que é necessário remover grandes cargas de fósforo. Essa tecnologia consiste no reaproveitamento do lodo de ETA como adsorvente, utilizando-o como meio de preenchimento de alagados construídos. Primeiramente, foram feitos ensaios em mesa giratória com solução padrão e foram obtidas as isotermas de Freundlich e Langmuir para 4 diferentes valores de pHs. A adsorção foi favorecida em pHs ácidos e a capacidade máxima de adsorção variou entre $1,44 \text{ mg P.g}^{-1}$ a $4,76 \text{ mg P.g}^{-1}$. Posteriormente, foi avaliado o desempenho desse lodo tratando esgoto real. Para isso, adicionou-se um estágio complementar de tratamento no sistema apresentado anteriormente. A aplicação do lodo como meio de preenchimento do alagado construído apresentou bom desempenho e levou à conclusão que o tempo de vida útil do sistema seria entre 1,6 e 9,7 anos. Por fim, busca-se trazer contribuições que transcendam a esfera da técnica; por essa razão é apresentada uma reflexão analítica conceitual com o intuito de analisar o processo sócio histórico de formação do paradigma tradicional do saneamento, baseado no referencial teórico das ciências sociais da tecnologia (DOSI, 1982; FEENBERG, 1992, 1999, 2003). A partir disso intenta-se vislumbrar uma alternativa de futuro e avaliar as potencialidades e limitações do saneamento ecológico para construção de outro paradigma sanitário.

Palavras-chave: alagados construídos; lodo férrico; paradigma; saneamento ecológico; reciclagem de nutrientes; remoção de fósforo

Abstract

Regarding sanitation, there is a growing consensus among the technical-scientific community that water must be managed considering the complexity of its hydrological cycle and that sewage and waste should be considered as sources of resources. It is in these precepts that ecological sanitation is based. In this work the performance of an ecological sanitation technology, operated by treating domestic sewage and designed to meet the demand of a family of three people and promote the recycling of nutrients, is evaluated. The system consists of 3 stages that act as an anaerobic reactor, a decanter and an upflow constructed wetland. The system had a total COD removal of $88.6 \pm 6.3\%$ with a final concentration of $80 \pm 35 \text{ mg O}_2\text{L}^{-1}$ and nutrient removals were insignificant. As phosphorus is the most difficult nutrient to be treated biologically, and since water treatment plant (WTP) sludge is a type of solid waste that still lacks proper management and treatment in Brazil, it is also proposed an innovative technology for situations where it is necessary to remove large loads of phosphorus. This technology consists in the reuse of the WTP sludge as an adsorbent, using it as a constructed *wetland* filling material. First, rotary table tests with stock solution were taken and the Freundlich and Langmuir isotherms were obtained for 4 different pH values. Adsorption was favored at acidic pHs and the maximum adsorption capacity ranged from 1.44 mg P.g^{-1} to 4.76 mg P.g^{-1} . Subsequently, the performance of this sludge treating sewage was evaluated. To this end, a further stage of treatment was added in the system shown above. The application of the sludge a constructed wetland filling material presented good performance and led to the conclusion that the useful life of the system would be between 1.6 and 9.7 years. Finally, we seek to bring contributions that transcend the technical sphere; for this reason, a conceptual analytical reflection is presented with the purpose of analyzing the socio-historical process of formation of the traditional sanitation paradigm, based on the theoretical reference of the social sciences of technology (DOSSIER, 1982; FEENBERG, 1992, 1999, 2003). From this it is tried to glimpse an alternative of future and to evaluate the potentialities and limitations of the ecological sanitation to the construction of another sanitary paradigm.

Lista de Figuras

Figura 3.1 – Passagem de ar em uma <i>Phragmite</i>	17
Figura 3.2 - Processos de transformação do nitrogênio em um alagado	22
Figura 3.3 – (a) Vista superior da caixa de gordura e poço de sucção. (b) Mangueira de alimentação chegando à piloto	31
Figura 3.4. – Representação esquemática do sistema estudado	33
Figura 3.5. – Distribuição no fundo do <i>wetland</i>	35
Figura 3.6. - Fundo preenchido com camada de 8 cm pedregulhos	35
Figura 3.7 – (a) Manta bidim (b) Raiz da muda de gengibre plantada (d) <i>wetland</i> após plantio em 01/março/17	36
Figura 3.8 – Desenvolvimento das plantas (a) Março/17 (b) Julho/17 (c) Setembro/17 (d) Outubro;17 (e) Dezembro;17 (f) Março;17	37
Figura 3.9. - Agitador motorizado com conjunto de peneiras	39
Figura 3.10 – análise granulométrica da brita	39
Figura 3.11 – (a) Pontos de amostragem do reator UASB na ETE Jesus Netto; (b) galões carregados de lodo, totalizando 350 litros;	42
Figura 3.12. – Pontos de amostragem na saída da (a) fossa digestora (b) do decantador (c) da <i>wetland</i>	45
Figura 3.13 – Concentrações de DQO do esgoto bruto ao longo do tempo	46
Figura 3.14 – Concentrações de sólidos suspensos totais (■) e sólidos suspensos voláteis (Δ) do esgoto bruto	47
Figura 3.15 – Alcalinidade do esgoto bruto (■) e pH (Δ) ao longo do tempo	47
Figura 3.16 – Concentrações de nitrogênio total kjeldhal (■) e nitrogênio amoniacal (Δ) do esgoto bruto	48
Figura 3.17 – Concentrações de fósforo total (■) e fósforo solúvel (Δ) do esgoto bruto	49
Figura 3.18 – Evolução temporal da DQO afluente (■) e efluente (♦) à fossa digestora e sua eficiência de remoção (Δ)	51
Figura 3.19 – Evolução temporal da DQO afluente (■) e efluente (♦) ao decantador e sua eficiência de remoção (Δ)	52
Figura 3.20 - Sólidos suspensos totais afluente (■) e efluente (♦) ao decantador e sua eficiência de remoção (Δ)	52

Figura 3.21 – Evolução temporal da DQO afluyente (■) e efluente (◆) à <i>wetland</i> e sua eficiência de remoção (Δ)	53
Figura 3.22 – Concentração de sólidos suspensos do esgoto bruto (■), do efluente da fossa digestora (◆), do decantador (▲) e do <i>wetland</i> (○)	54
Figura 3.23 – Alcalinidade do esgoto bruto (■), do efluente da fossa digestora (◆), do decantador (Δ) e do <i>wetland</i> (○)	55
Figura 3.24 – (a) NTK efluente do decantador (▲) e do <i>wetland</i> (○); (b) NH_4^+ efluente do decantador (▲) e do <i>wetland</i> (○)	56
Figura 4.1 - Representação esquemática do sistema de tratamento estudado	79
Figura 4.2 - Imagem obtida com MEV (a) e resultados de análise de raio-X de energia dispersiva (b)	81
Figura 4.3 – Potencial zeta do lodo dissolvido em água e em solução de fósforo para diferentes pHs	83
Figura 4.4 – Mecanismo de adsorção por formação de complexos superficiais, no qual X representa Fe	84
Figura 4.5 – Remoção de fósforo ao longo do tempo para diferente concentrações de lodo (◆) = 1 g.L^{-1} ; (■) = 2 g.L^{-1} ; (▲) = 5 g.L^{-1}	84
Figura 4.6 - Log A em função do tempo em pH = 3.9. A = , for different sludge concentrations (◆) = 1 g.L^{-1} ; (■) = 2 g.L^{-1} ; (▲) = 5 g.L^{-1}	86
Figura 4.7 - Constante de adsorção de equilíbrio q_e (■) e remoção percentual de fósforo (◆) para uma concentração inicial de $5 \text{ mgPO}_4\text{-P.L}^{-1}$ para pH = (a) 3.9, (b) 6.0, (c) 6.9, (d) 9.0	87
Figura 4.8 - Isotermas e resultados experimentais obtidos para pH = 3.9 (a), 6 (b), 6.9 (c) e 9 (d)	88
Figura 4.9 – Efeito do pH inicial na capacidade de adsorção do lodo férrico e pH de equilíbrio . (■) = $q \text{ [mg.g}^{-1}\text{]}$ and (◆) = equilibrium pH.	90
Figura 4.10 - Concentração afluyente (■) e efluente (◆) e eficiência de remoção (Δ) para fósforo solúvel (a) e total (b)	92
Figura 4.11 – Correlação entre a remoção de fósforo solúvel e fósforo total pelo <i>wetland</i> em escala piloto	93

Lista de Tabela

Tabela 2.1 - Níveis de atendimento com água e esgoto dos municípios cujos prestadores de serviço são participantes do SNIS em 2013, segundo a região geográfica.....	8
Tabela 3.1 – Caracterização do lodo utilizado como inóculo.....	42
Tabela 3.2 – Fases de operação.....	43
Tabela 3.3 – Métodos empregados para as análises.....	44
Tabela 3.4 – Características do esgoto bruto.....	46
Tabela 3.5 – Concentrações de sólidos na manta do reator, após 50 dias de operação	49
Tabela 3.6 – Resumo das concentrações de DQO efluente durante a fase 1	50
Tabela 3.7 – Resumo das concentrações de DQO efluente durante a fase 2	50
Tabela 3.8 – Resumo das concentrações de DQO efluente durante a fase 3	50
Tabela 3.9 – Caracterização da concentração de sólidos dos efluentes durante a fase 3	54
Tabela 3.10 – Concentrações de NTK e NH_4^+	57
Tabela 3.11 – Concentrações de fósforo total e solúvel.....	58
Tabela 3.12 – Número mais provável de coliformes totais e termotolerantes	59
Tabela 3.13 – Comparação com alguns parâmetros operacionais apresentados na literatura	63
Tabela 3.14 – Comparação com cargas de nitrogênio total aplicadas na literatura ..	64
Tabela 3.15 – Comparação com cargas de fósforo aplicadas na literatura tratando esgoto doméstico	65
Tabela 4.1 - Concentrações de metais encontrados no lodo férrico estudado e comparação com a literatura.....	82
Tabela 4.2 - Modelos de isotermas de adsorção e seus correspondentes coeficientes	88
Tabela 4.3 – Remoção de P_{total} e P_{sol} ao longo do tempo operacional	93
Tabela 5.1. – Proposição para a transição paradigmática	137

Lista de Símbolos

β_L – coeficiente de transferência de massa

ε – índice de vazios

h – altura do leito (m)

K_T – constante de reação com cinética de primeira

Q – vazão ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$)

Vol – volume do reator

TDH – tempo de detenção hidráulico

Lista de Abreviações

DBO – Demanda bioquímica de oxigênio

DQO – Demanda química de oxigênio

Ecosan – Saneamento ecológico

ETA – Estação de Tratamento de Água

ETE – Estação de Tratamento de Esgoto

NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl

PlanSab – Plano Nacional de Saneamento Básico

PNSB – Política Nacional de Saneamento Básico

P_{sol} – Fósforo Solúvel

P_{total} – Fósforo Total

Sumário

Capítulo 1 – Introdução	1
Capítulo 2 – Alguns dados sobre o saneamento no Brasil	7
Capítulo 3 - Avaliação de sistema de tratamento descentralizado constituído por um reator anaeróbio um decantador e um alagado construído de fluxo ascendente	12
3.1. Introdução	12
3.2. Objetivo	13
3.3. Revisão Bibliográfica	14
3.3.1. Sistemas anaeróbios	14
3.3.2. Os alagados construídos	16
3.4. Material e métodos	31
3.4.1. Local de instalação do sistema de tratamento	31
3.4.2. Concepção e Caracterização do Sistema	32
3.4.3. Partida e Dinâmica de Funcionamento	41
3.4.4. Amostragem e Análises Laboratoriais	43
3.5. Resultados e Discussão	45
3.5.1. Caracterização do esgoto bruto	45
3.5.2. Avaliação do desempenho dos reatores anaeróbios e wetland construído vertical ascendente	49
3.6. Conclusões	60
3.7. Sugestões para pesquisas futuras	65
Capítulo 4 – Avaliação do uso de lodo férrico como adsorvente para remoção de fósforo do esgoto e sua aplicação enquanto meio de preenchimento de wetland construído	67
4.1. Introdução	67
4.2. Objetivos	69

4.3. Revisão Bibliográfica	69
4.3.1. O lodo das estações de tratamento de água.....	69
4.3.2. Adsorção de fósforo no lodo de ETA.....	71
4.3.3. Aplicação no lodo de ETA como meio de preenchimento de wetlands	73
4.4. Material e Métodos	74
4.4.1. O lodo férrico da ETA Cubatão	74
4.4.2. Os ensaios de isotermas de adsorção	76
4.4.3. Modelo de transferência de massa	77
4.4.4. Influência do pH	78
4.4.5. Aplicação de lodo férrico como meio de preenchimento em wetland construído	78
4.5. Resultados e Discussão	80
4.5.1. Caracterização do lodo	80
4.5.2. Obtenção das isotermas de adsorção.....	84
4.5.3. Efeito do pH inicial.....	90
4.5.4. Lodo férrico como meio de preenchimento de wetland construído	91
4.5.5. Conclusões	95
4.6. Sugestões para pesquisas futuras.....	96
Capítulo 5 – O paradigma tradicional do saneamento e o saneamento ecológico....	97
5.1. Introdução	97
5.2. Objetivos	98
5.3. Metodologia	99
5.4. A Política Nacional de Saneamento Básico e o Plano Nacional de Saneamento Básico	101
5.5. O paradigma do saneamento	106
5.5.1. O conceito de paradigma	106
5.5.2. A conformação histórica do paradigma sanitário tradicional	111

5.5.3. Alternativas tecnológicas, saneamento ecológico e participação social.	124
5.6. Conclusão	135
Capítulo 6 – Considerações Finais.....	139
REFERÊNCIAS.....	141

Capítulo 1 – Introdução

A Política Nacional de Saneamento Básico (PNSB), Lei 11.445/2007, é um importante marco legal que institui, entre outras determinações, uma série de princípios norteadores para o setor: universalização, equidade, integralidade, intersetorialidade e controle social. Em síntese, tais princípios determinam que todos brasileiros tenham acesso igualitário ao saneamento básico, sem barreiras de qualquer natureza e que, para que isto seja concretizado, grupos historicamente excluídos deverão ser priorizados pelas ações sanitárias. O controle social, princípio considerado transversal aos demais, sugere que a população deve ser incorporada no processo de formulação de políticas públicas, e no planejamento e avaliação das ações do setor. Contudo, os baixos índices de atendimento dos serviços sanitários, sobretudo no que se refere à coleta e ao tratamento de esgoto, indicam que a universalização ainda está longe de se concretizar no Brasil¹. O controle social e a participação social também se mostram como conceitos pouco praticados e até mesmo pouco compreendidos tanto pela população em geral quanto pela comunidade técnico-científica.

A PNSB (BRASIL, 2007), assim como a Resolução nº 62/292 publicada pela Assembleia Geral da Organização das Nações Unidas (ONU) no ano de 2010, são importantes marcos que reconhecem o acesso à água potável e limpa e ao saneamento como direitos humanos essenciais para o pleno gozo da vida. Por outro lado, é certo que a mera enunciação de direitos não é capaz de torná-los realidade de um dia para outro, e que, para realizá-los, é necessário que sejam criadas as bases materiais e cognitivas apropriadas para os fins desejados. Certamente, para concretizar os princípios democráticos da PNSB, é necessário que haja intervenções nessa realidade, as quais serão orientadas pelos princípios e valores sociais instituídos e pelos conhecimentos técnico-científicos disponíveis. A partir disso, são concebidas as tecnologias que serão implementadas para solucionar certa problemática.

¹ No capítulo 2 são sistematizados alguns dados acerca da realidade brasileira

Historicamente, os serviços de água e esgoto foram pensados pela comunidade técnico-científica de modo a satisfazer às demandas dos grandes centros urbanos do mundo moderno. Nesse modelo, as redes de coleta de esgoto centralizadas com disposição final nos corpos hídricos foram adotadas como solução para o esgotamento sanitário, a fim de se afastar as águas residuárias de perto da população. Com o passar do tempo, consolida-se a consciência de ser necessário seu tratamento. Tal modelo tecnológico, apesar de ter possibilitado a universalização de acesso aos serviços de água e esgoto em certos países europeus, não foi capaz de atingi-lo na África, América Latina e Ásia. Além disso, cresce o debate no campo do saneamento que, esse paradigma tecnológico herdado de uma sociedade que ainda não estava consciente da dimensão da crise ecológica na qual o planeta se encontrava, não pode ser capaz contribuir para uma sociedade mais sustentável, pois não levavam em conta as possibilidades de reaproveitamento hídrico, energético e de nutrientes existentes no tratamento de esgotos (LARSEN *et al.*, 2016; MASI *et al.*, 2017; POORTVLIET *et al.*, 2018)

O porquê de certas tecnologias serem escolhidas em detrimento de outras não depende apenas de critérios técnicos. Não se trata de um certo tipo de tecnologias ser melhor do que outro; nem somente de critérios de eficiência. As escolhas tecnológicas, ou, a construção de um paradigma tecnológico, é fruto de um complexo processo sócio histórico condicionado por valores socialmente instituídos e fatores políticos, econômicos, culturais, institucionais, entre outros. Em síntese, as tecnologias são construções sociais que, simultaneamente, e, mutuamente, são condicionadas pela realidade e a condicionam (FEENBERG 1992; 1999, 2003).

Frente à atual realidade, marcada por problemas de disponibilidade hídrica, contaminação de rios e solos, perda de biodiversidade, eutrofização, poluição atmosférica e grandes desigualdades sociais, uma inflexão na trajetória do desenvolvimento hegemônico parece mais do que urgente. Para que tais problemas possam ser resolvidos, é necessário que sejam pensadas soluções que problematizem essa realidade. No que tange o saneamento, cresce a opinião entre a comunidade técnico-científica de que é necessário que a água seja gerida levando em conta a complexidade de seu ciclo hidrológico e que o esgoto e os resíduos sejam vistos como fontes de recursos. Foi a partir desses princípios, e da necessidade de se

pensar alternativas tecnológicas para as populações que não possuem infraestruturas sanitárias e que muitas vezes sofrem com indisponibilidade hídrica, que surgiu o conceito de saneamento ecológico (ecosan). Seu objetivo é, além de proteger o meio ambiente e a saúde da população com o uso de infraestruturas sanitárias apropriadas, promover a segurança alimentar por meio da reciclagem do nitrogênio, fósforo, carbono e água presentes nas excretas humanas (ESREY *et al.*, 1998; ESREY *et al.*, 2001). Por essa razão, o saneamento ecológico é considerado a reconexão entre o saneamento e a agricultura (HAQ e CAMBRIDGE, 2012; HU *et al.*, 2016a; LANGERGRABER e MUELLEGGER, 2005).

O modelo de agricultura atual é fortemente dependente do uso de fertilizantes químicos, entre eles o fósforo que é um recurso não renovável oriundo da mineração (CORDELL *et al.*, 2009). O nitrogênio é outro importante insumo e é sintetizado a partir do processo de Haber-Bosch que é capaz de converter o nitrogênio atmosférico em suas formas reativas. Estima-se que no ano 2000 superou-se os 100 Tg de nitrogênio produzidos dessa maneira. Contudo, apenas uma pequena fração desse nitrogênio de fato foi incorporado nos alimentos, de modo que mais de 50% acaba sendo lixiviado e atingindo as águas subsuperficiais, rios e lagos, causando eutrofização e perda da biodiversidade (GALLOWAY *et al.*, 2003). Tais impactos decorrentes desse modelo de agricultura, associados com o contínuo crescimento da população e dos centros urbanos, têm demandado a busca por inovações no setor do saneamento que sejam capazes de promover o reuso de água e reciclagem de nutrientes (LARSEN *et al.*, 2016; POORTVLIET *et al.*, 2018).

Os princípios e práticas do saneamento ecológico podem trazer grandes contribuições para a construção do que alguns autores denominam de novo saneamento (POORTVLIET *et al.*, 2018) ou novo paradigma (MASI *et al.*, 2017). Apesar de muitos membros da comunidade técnico-científica o considerarem como um leque de soluções simples (“*down-grading*”), capazes de atender a certa categoria de problemas, limitado a zona rural, e sem grandes desafios técnicos e possibilidades de inovação, tal perspectiva vem sendo substituído por outras que reconhecem a importância das soluções descentralizadas e das práticas de saneamento ecológico, como a segregação de efluentes na fonte e a reciclagem de nutrientes, também no meio urbano (LARSEN *et al.*, 2016; POORTVLIET *et al.*, 2018).

Por essa razão, esse trabalho, além de suas contribuições técnicas, traz um profundo esforço conceitual-teórico, a fim de propor que o saneamento ecológico seja compreendido como outra maneira de pensar e projetar infraestruturas sanitárias, uma maneira de racionalização baseada em princípios e intencionalidades com o intuito de realizar impactos sociais que contribuam para a construção de uma sociedade mais sustentável, com disponibilidade de recursos hídricos, segurança alimentar e práticas agrícolas mais sustentáveis. Com isso, deseja-se contribuir para o processo de construção de um paradigma no qual o acesso ao saneamento seja universalizado, que a população seja capaz de exercer o controle social e que as práticas ecológicas de manejo de recursos hídricos, nutrientes e matéria orgânica sejam institucionalizadas. Reconhece-se a limitação deste trabalho para que essas mudanças estruturais sejam alcançadas, porém, acredita-se que a ciência e a pesquisa tecnológica possuem um importante papel nesse processo por serem capazes de fornecer bases cognitivas e materiais para a construção desse modelo de desenvolvimento mais sustentável.

A fim de trazer uma contribuição substancial para esse processo de construção de bases tecnológicas para um modelo de desenvolvimento mais sustentável e para promoção da universalização, no capítulo 3 é apresentada a avaliação de desempenho de uma tecnologia de saneamento ecológico projetada em escala real. Tal sistema foi projetado com o intuito de ser uma tecnologia apropriada às demandas de uma família da zona rural ou periurbana, extrato social ainda severamente excluído pelo paradigma tradicional do saneamento, uma vez que no meio rural, ou mesmo em áreas urbanas afastadas, os sistemas de tratamento centralizado são, em geral, economicamente inviáveis devido à sua característica demográfica de baixo adensamento (PARKINSON e TAYLOR, 2003). Nesse contexto, muitas famílias ainda se valem da fossa rudimentar ou da disposição de seu esgoto em córregos e valas. Frente a isso, é proposta uma tecnologia capaz de promover melhor tratamento e a decorrente sanidade do meio, além de trazer a possibilidade da reciclagem de nutrientes. O sistema proposto é baseado em um reator anaeróbio denominado fossa digestora, seguido por um decantador e um alagado construído de fluxo vertical ascendente. Tal tecnologia foi concebida para ser de baixo custo e fácil replicabilidade, além de realizar a remoção adequada de matéria-orgânica. O regime

de operação a que foi submetido o alagado construído é caracterizado por taxas de aplicação superficial e cargas de DQO, nitrogênio total e fósforo muito superiores do que a de outros alagados construídos relatados na literatura. Como se vislumbra a reciclagem de nutrientes, não há intensão de que haja remoção de nitrogênio e fósforo. Tal enfoque distingue-se dos tradicionalmente abordados na literatura cujo objetivo é pautado no aumento de eficiência da remoção de nutrientes. Em levantamento realizado por Masi *et al.* (2017) utilizando a plataforma Scopus, no dia 20/dezembro/2016, foram publicados 6073 artigos contendo as palavras chave “*contructed wetland*” ou “*treatment wetland*” entre 1986 e a data em que foi feita a pesquisa. Contudo, apenas 1% desses trabalhos discutia a reciclagem de nutrientes a partir do efluente dos alagados construídos.

Apesar de a reciclagem de nutrientes ser um importante princípio ecológico, em certas situações, como por exemplo quando se tem grandes cargas desses poluentes e/ou quando se está muito próximo a ecossistemas lacustres, mananciais e corpos hídricos em geral, é necessário que se garanta uma maior remoção dos nutrientes como o fósforo, o qual pode ser considerado o macro nutriente mais difícil de ser removido biologicamente. Por esse motivo, foi realizado um estudo, apresentado no capítulo 4, com o intuito de avaliar a aplicabilidade do lodo de ETA como material adsorvente para remoção de fósforo presente no esgoto e como meio de preenchimento de um alagado construído. Tal estudo mostra-se de grande valia para a realidade brasileira uma vez que as grandes ETEs em operação no país ainda não são capazes de realizar a remoção de fósforo de maneira satisfatória e a gestão/tratamento dos lodos de ETA ainda carece de uma solução adequada. Tal proposta de reciclagem do lodo de ETA vai de acordo com a ordem de prioridade preconizada pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010): a não geração, a redução, a reutilização, a reciclagem, o tratamento dos lodos e a disposição final apenas dos rejeitos. Dessa maneira, deseja-se resolver dois grandes desafios da realidade brasileira: o desenvolvimento de tecnologias de baixa demanda operacional capazes de remover fósforo e a destinação adequada do lodo de ETA.

Com esses dois estudos, intenta-se trazer importantes contribuições técnicas para esse processo de construção de um arcabouço tecnológico apropriado para a promoção da universalização e de um modelo de desenvolvimento mais sustentável.

Contudo, questiona-se: seriam as tecnologias, por si só, capazes de conduzir a sociedade brasileira rumo à universalização do acesso e ao desenvolvimento de cidades sustentáveis? Tal reflexão, de caráter mais abstrato comparado aos típicos problemas de dimensionamento e cálculos enfrentados pelos engenheiros, ainda não foi muito aprofundada no saneamento. Diferentes autores vêm pautado que para superar a situação inaceitável em que se encontra o saneamento no Brasil – e em diversos países da América Latina e África – é preciso estabelecer uma maior sinergia entre os campos tecnológico-científicos e das ciências humanas para que haja um aprofundamento das reflexões teórico-conceituais no setor (CASTRO, 2016; HELLER, 2007; HELLER e CASTRO, 2013).

Com isto em vista, no capítulo 5 foi desenvolvida uma reflexão teórica com o intuito de contribuir para a reconstrução do pensamento tradicional dos engenheiros os quais consideram que sua atuação deve ser pautada apenas por critérios técnicos e pela busca contínua em criar tecnologias cada vez mais eficientes. Tal fato é considerado um entrave para o desenvolvimento social, o qual requer engenheiros capazes de refletir criticamente frente a realidade que os cerca (DAGNINO, 2012). A análise proposta é baseada na categoria conceitual de “paradigma”, a qual integra os diferentes elementos sociotécnicos responsáveis por definir as trajetórias do desenvolvimento tecnológico. A partir de uma revisão bibliográfica, busca-se desnaturalizar e identificar algumas das características do paradigma tradicional do saneamento, além de analisar se os princípios instituídos pela Política Nacional de Saneamento Básico estiveram historicamente presentes no Brasil. A essa perspectiva, busca-se integrar conceitos e categorias já bem conhecidas no debate tecnológico do saneamento, como a tecnologia apropriada, o saneamento ecológico e a participação social. Com isso, intenta-se construir um plano analítico-conceitual que permita vislumbrar uma alternativa de futuro e avaliar as potencialidades e limitações do saneamento ecológico para a construção de outro paradigma.

Capítulo 2 – Alguns dados sobre o saneamento no Brasil

A carência de infraestruturas adequadas de saneamento é latente na realidade brasileira e de muitos dos países historicamente excluídos dos adventos tecnológicos que afloraram na sociedade moderna, pós Revolução Industrial. Tal situação, quase 100 anos depois da construção da primeira estação de tratamentos de esgoto no Brasil, parece fornecer evidências empíricas que o paradigma tradicional não tem sido capaz de resolver certos problemas.

Dados do Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto 2013 (BRASIL, 2013a), apresentados na Tabela 2.1, mostram que no Brasil coleta-se apenas 48,6% do esgoto gerado. Deste total, 69,4% são tratados, ou seja, na realidade trata-se apenas 39% do total de esgoto gerado no país. No que se refere à qualidade do esgoto tratado, as ETEs em operação são projetadas para remoção de matéria orgânica, sendo a remoção de nutrientes baixa e incapaz de atender aos parâmetros de lançamento (OLIVEIRA e VON SPERLING, 2005)².

Muitos municípios nem se quer contam com infraestruturas para o tratamento de esgoto: dados apresentados pelo Atlas do Saneamento Básico (IBGE, 2011) mostram que apenas um terço dos municípios realizou tratamento de esgotos. Isso mostra que o problema do esgotamento sanitário não atinge apenas as grandes metrópoles, uma vez que 68,4% dos municípios brasileiros possuem até 20 mil habitantes (IBGE, 2016). Grande parte desses municípios sofre com a falta de sistemas de tratamento de esgoto, seja por motivos financeiros ou por carência de capacidade técnica em operá-los.

Os dados da Tabela 2.1 explicitam algumas das assimetrias regionais existentes no acesso aos serviços de água e esgoto em termos de macrorregiões. Como se observa, os índices de atendimento das regiões Norte e Nordeste são muito inferiores aos das regiões Sul e Centro-Oeste, que, por sua vez, são muito inferiores aos do Sudeste. Dados do Atlas do Saneamento Básico 2011 mostram que, enquanto no Sudeste apenas 4,9% dos municípios da região não possuem serviço de rede

² Apesar de ser um estudo de 2005, pouco mudou visto que as ETEs são, em geral, Lodos Ativados, tratamentos anaeróbios e sistemas de lagoas, tecnologias que não permitem uma remoção significativa de nitrogênio total e fósforo

coletora de esgoto, na região Norte esse índice chega a 86,7% (IBGE, 2011). Além de causar danos ambientais e causar sérios riscos à saúde da população, a ausência de redes de coleta e de tratamento de esgoto adequadas é um dos principais fatores responsáveis por afetar a qualidade das águas captadas pelo sistema de abastecimento. Diversos municípios lançam esgoto não tratado em rios, lagos ou lagoas (30,5% do total de municípios), e utilizam estes corpos receptores para vários usos a jusante, como o abastecimento de água, a recreação, a irrigação e a aquicultura. Entre esses municípios, 16% usam esses corpos receptores para o abastecimento humano, o que encarece o tratamento de água, que necessita ter sua qualidade recuperada, além de ocasionar maiores riscos de doenças à população (IBGE, 2011).

Tabela 2.1 - Níveis de atendimento com água e esgoto dos municípios cujos prestadores de serviço são participantes do SNIS em 2013, segundo a região geográfica

REGIÃO	Índice de atendimento com rede (%)				Índice de tratamento de esgotos (%)	
	Água		Coleta de esgotos		Esgotos gerados	Esgotos coletados
	Total	Urbano	Total	Urbano	Total	Total
Norte	52,4	62,4	6,5	8,2	14,7	85,3
Nordeste	72,1	89,8	22,1	29,3	28,8	78,1
Sudeste	91,7	96,8	77,3	82,2	43,9	64,3
Sul	87,4	97,4	38,0	44,2	35,1	78,9
Centro-Oeste	88,2	96,3	42,2	48,6	45,9	91,6
Brasil	82,5	93,0	48,6	56,3	39,0	69,4

Fonte: SNIS 2013 (BRASIL, 2013a)

Em relação ao abastecimento de água, os números apresentados pela Tabela 2.1 mostram que os índices de atendimento desse serviço são maiores que os de esgotamento sanitário, mas havendo também significativas discrepâncias inter-regionais. Heller (2007) discute como as diferenças regionais estão diretamente relacionadas às desigualdades de acesso aos serviços existentes entre as populações urbanas e rurais, bem como estão relacionadas às desigualdades de renda. Ao comparar-se a taxa da expansão dos serviços de esgoto nas áreas rurais e urbanas entre os anos 1991-2002 tem-se uma expansão de 62% para 75% da população

atendida no meio urbano, enquanto que a proporção da população rural atendida permaneceu em apenas 16% (HELLER, 2007). Além disso, cerca de 23% dos municípios brasileiros declaram conviver com o racionamento de água, sendo que em 41% deles o racionamento é constante, independente da época do ano, mostrando que significativa parte da população brasileira ainda sofre por indisponibilidade hídrica (IBGE, 2011).

A insustentabilidade da gestão hídrica da bacia do Alto Tietê é discutida por Porto (2003). O autor mostra como o consumo total de água dessa bacia excede em muito sua própria capacidade de produção hídrica, caracterizando-a como uma região de forte escassez de água. Para atender o abastecimento de água da RMSP constituída por uma população estimada em torno de 20 milhões de habitantes, foram necessários sistemas de transposição de bacias, tanto do interior do Estado (importação de água da cabeceira do Rio Piracicaba) como interestaduais (Minas Gerais), além de outros procedimentos emergenciais, como a adoção do sistema de rodízio em épocas de estiagem. De acordo com a SABESP, a produção de água para abastecimento público da RMSP é de $63,1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, dos quais $31,0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ são importados da Bacia do Rio Piracicaba (PORTO, 2003).

O problema de eutrofização é outro problema recorrente encontrado. No Estado de São Paulo, relatório publicado pela CETESB mostra que 63% dos pontos monitorados apresentaram resultados não-conformes com as determinações da Conama 357/05 em termos de fósforo dissolvido, sendo esse percentual maior que a média de 2011 – 2015 que era de 54% (CETESB, 2016). Os resultados de Clorofila-a estiveram desconformes em 6% dos pontos amostrados. O relatório conclui que 45% dos pontos avaliados estão em processo de eutrofização e 21% encontram-se eutrofizados. Conclui também que os reservatórios de abastecimento se encontram mais eutrofizados que os rios (CETESB, 2016). Tal problemática vem sendo constatada anualmente pela CETESB, mas sua superação parece ainda distante. As estações de tratamento de esgotos da RMSP, por exemplo, não foram projetadas para a remoção de nutrientes, nem mesmo as que lançam seus efluentes em área de Proteção e Recuperação de Mananciais. As ETES Biritiba Miriam e Salesópolis lançam

seus efluentes tratados em trecho de rio enquadrado como Classe 2 pela Conama 357/05 e ambas estão localizadas à montante dos principais reservatórios públicos de Jundiaí e Taiaçupeba, mas não estão sujeitas a nenhuma restrição legal em relação à descarga de fósforo (CHAO, 2006).

Considerando os municípios que declararam a poluição ou contaminação de seus sistemas de abastecimento de água (aprox. 18,5% do total de municípios), o esgoto sanitário, os resíduos de agrotóxicos e a destinação inadequada de lixo foram, juntos, relatados como responsáveis por 72% das incidências de poluição na captação em mananciais superficiais, 54% em poços profundos e 60% em poços rasos (IBGE, 2011).

As atuais técnicas agrícolas hegemônicas, além de se valerem do uso de agrotóxicos, são dependentes de insumos fornecidos pela indústria petroquímica e pelo fósforo oriundo da mineração das rochas fosfatadas. Esse precioso mineral foi formado 10-15 milhões de anos atrás e, desde o fim da segunda guerra mundial, teve sua extração triplicada para a produção dos fertilizantes conhecidos como NPK, de modo que, com esse ritmo de exploração intensivo, as reservas mundiais podem se exaurir em 100 anos (CORDELL *et al.*, 2009). Além disso, o uso de fertilizantes minerais é associado ao esgotamento dos estoques de matéria orgânica do solo, acarretando na perda de fertilidade e nos processos de erosão (ALBUQUERQUE *et al.*, 2000; FRANCO *et al.*, 1992; SILVA e MACHADO, 2000; PRIMAVESI, 2010).

Os dados apresentados para caracterizar o panorama geral do saneamento no Brasil, revelam que a universalização do acesso a esses serviços é uma realidade distante e que são necessárias políticas públicas e ações efetivas para proteger o meio-ambiente e amenizar as desigualdades de acesso a esses serviços existentes entre as diferentes regiões e extratos sociais. Mostra ainda a importância dos princípios da integralidade e da intersetorialidade: a ausência de gestão adequada dos resíduos sólidos e de coleta e tratamento de esgoto se reflete em problemas no abastecimento de água, enquanto que há também fortes intersecções entre o saneamento e a agricultura.

Tais evidência parecem indicar que nossa sociedade necessita de uma nova forma de abordagem para o saneamento para materializar os princípios da PNSB, a

qual deve dar conta de zelar pela qualidade dos corpos hídricos, garantir disponibilidade hídrica, promover o tratamento de esgoto para os diferentes contextos e realidades existentes, e reciclar os nutrientes contidos nos resíduos e no esgoto para fomentar práticas de agricultura mais sustentáveis.

Capítulo 3 - Avaliação de sistema de tratamento descentralizado constituído por um reator anaeróbio um decantador e um alagado construído de fluxo ascendente

3.1. Introdução

A aplicabilidade dos sistemas anaeróbios para o tratamento de esgoto doméstico é conhecida no Brasil, sendo suas principais vantagens associadas a seu (i) baixo custo de implantação, (ii) simplicidade operacional, (iii) baixa demanda de área, (iv) baixa geração de lodo, (v) potencial de reaproveitamento energético devido à geração de metano, (vi) baixo consumo energético e (vii) aplicabilidade em pequena e grande escala (CHERNICHARO, 1997). Contudo, essas tecnologias possuem eficiência inexpressiva para a remoção de patógenos, nutrientes e compostos recalcitrantes. No mais, possuem limitada capacidade de remoção de matéria orgânica carbonácea, com eficiência de remoção de DBO variando entre 40 e 80% dependendo do sistema (CHERNICHARO, 1997). Por essa razão, em muitos casos, requerem um pós-tratamento de seu efluente final (CHERNICHARO, 2001).

Uma das alternativas para o pós-tratamento de reatores anaeróbios são os *wetlands* construídos, sistema concebido pela primeira vez por Kathe Seidel (1965, *apud* Vymazal 2005). O termo *wetlands*, poderia ser traduzido para o português como “terras úmidas”, “alagados” ou “banhados”, sendo este termo alusão aos diferentes tipos de biomas e ecossistemas encontrados mundo à fora em regiões de solo alagado, como por exemplo, brejos, pântanos e charcos. Esses ecossistemas são conhecidos por funcionarem como “rins da natureza”, uma vez que, situados nas partes mais baixas das bacias e sub-bacias das quais fazem parte, recebem todo o escoamento superficial e sub-superficial destas carregados de poluição difusa, matéria-orgânica e nutrientes (MITSCH e GOSSELINK, 2007). Assim, possuem um papel muito importante para a ecologia da bacia, protegendo e melhorando a qualidade da água, além de prover um habitat apropriado para peixes, pássaros e diversas outras formas de vidas desde microscópicas até formas superiores (EPA, 2016). São estes atributos que se tenta reproduzir nos sistemas de tratamento ecológicos como os alagados construídos.

Essa tecnologia vem sendo utilizada em países como a Alemanha, Nova Zelândia, França, entre outros, para a promoção do saneamento descentralizado. A região da Bavária, na Alemanha, possui cerca de 1500 comunidades com menos de 5000 pessoas onde utilizam-se de filtros plantados ou lagoas, associados ou não, no tratamento de esgotos domésticos (SEZERINO *et al.*, 2005). Os alagados construídos têm como característica serem sistemas robustos e de fácil operação e manutenção, razão pela qual são considerados uma ótima opção de tecnologia para o tratamento descentralizado (NIVALA *et al.*, 2013a).

Como apontam Masi *et al.* (2017), essas tecnologias possuem um grande potencial para o desenvolvimento de infraestruturas verdes capazes de minimizar diferentes problemas urbanos: prevenção de enchentes, providenciar áreas de lazer, aumento da biodiversidade, melhorar o clima local, e fornecimento de nutrientes para cultivo de diferentes culturas. Nota-se que há uma versatilidade de possíveis aplicações dos alagados construídos, os quais podem ser utilizados para o tratamento de certos tipos de esgotos industriais (VYMAZAL, 2014), para o tratamento de esgoto doméstico no meio urbano ou rural e para o tratamento de poluição difusa e drenagem urbana (KADLEC e WALLACE, 2009).

Esse trabalho avaliou o desempenho de uma tecnologia para o tratamento de esgoto unifamiliar, composta por 3 reatores: uma fossa digestora, um decantador e um alagado construído de fluxo vertical ascendente. A tecnologia proposta tem como objetivo atender às demandas das comunidades rurais ou peri-urbanas que ainda sofrem com a falta de infraestruturas adequadas de tratamento de esgoto no Brasil. Por esse motivo essa tecnologia foi concebida buscando-se atender aos seguintes critérios: baixo custo, fácil instalação, fácil replicabilidade, pouca necessidade de manutenção, estanqueidade e possibilidade de reciclagem de nutrientes na agricultura.

3.2. Objetivo

Monitorar um sistema de tratamento de esgoto doméstico projetado para atender família de 3 pessoas, analisando suas eficiências de remoção para DQO, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, nitrato, sólidos suspensos e fósforo.

3.3. Revisão Bibliográfica

3.3.1. Sistemas anaeróbios

Quando os primeiros tratamentos anaeróbios apareceram no final do século XIX, o *design* destes sistemas não era adequado para uma remoção elevada de sólidos e matéria orgânica. Dentre os primeiros modelos criados destacam-se os digestores desenvolvidos por Mouras na França (1872), por Cameron e Travis na Inglaterra (1906 e 1903, respectivamente), e por Imhoff na Alemanha (1906). A eficiência destes sistemas anaeróbios clássicos não passava de 30 a 50% da matéria orgânica biodegradável (HAANDEL *et al.*, 2006).

Essa baixa taxa de remoção se deve, em grande parte, pelo fato destes sistemas serem concebidos de modo a evitar que haja contato entre o esgoto afluyente e o lodo do fundo. Na época em que foram concebidos, acreditava-se que o principal constituinte do esgoto a ser removido eram os sólidos sedimentáveis. Por esta razão, o escoamento nestes reatores, conhecidos como decanto-digestores, era horizontal e na parte superior do tanque. Dessa maneira, o lodo do fundo não tinha contato direto com o escoamento afluyente, o que acarretava na falta de contato entre a massa de microrganismos e a matéria orgânica contida no esgoto. Por consequência, não era possível que, além dos sólidos sedimentáveis, também fossem removidos os colóides e a matéria orgânica dissolvida (HAANDEL *et al.*, 2006).

Foi a partir da década de 50 que se passou a melhor compreender o processo de digestão anaeróbia, o qual passou a ser mais explorado depois do desenvolvimento do filtro anaeróbio por Young e McCarty (1969) e do UASB por Lettinga *et al.* (1980). McCarty publicou um importante estudo em 1964 com o intuito de consolidar uma base teórica em respeito aos processos químicos e microbiológicos envolvidos na digestão anaeróbia. McCarty (1964) destacou a importância da mistura no reator anaeróbico, isto é, do contato entre a matéria orgânica e a massa de bactérias para ocorrer o processo de digestão. A partir desta melhor compreensão da digestão anaeróbia, desmistificou-se a ideia de que a baixa eficiência dos sistemas anaeróbios se dava devido à menor atividade metabólica dos microrganismos anaeróbios em relação aos aeróbios. É justamente sua menor atividade metabólica que faz com que gastem menos energia para produzir novas células, gerando menos lodo.

Além disto, como apenas uma pequena parcela da matéria orgânica é usada para a produção de novas células, tem-se ainda uma grande porção disponível para ser convertida em metano (MCCARTY, 1964). O tratamento anaeróbico era visto como um processo de duas etapas: a conversão dos complexos orgânicos a ácidos orgânicos, seguida por uma etapa de estabilização, onde esses ácidos orgânicos são transformados em CH_4 e CO_2 .

Hoje em dia sabe-se que o processo de digestão é ainda mais complexo, composto por diversas etapas de degradação da matéria orgânica e por diversos tipos de microrganismos, cada um responsável por uma parte desses processos. A conversão da matéria orgânica a metano só é possível graças à sintrofia entre os diferentes tipos de organismos, isto é, graças à colaboração que ocorre entre essas várias espécies e que possibilita que reações químicas desfavoráveis energeticamente possam ser realizadas (MADIGAN, 2010). O processo de digestão anaeróbia possui 4 etapas principais: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese.

De maneira resumida, pode-se destacar como sendo as principais vantagens dos processos anaeróbios frente aos aeróbios: baixa produção de lodo, produção de biogás, menor gasto energético devido à ausência de aeração e sua simples operação (Metcalf e Eddy, 2004). Por essa razão, os reatores anaeróbios tem-se mostrado uma eficiente alternativa, principalmente em países de clima quente (CHERNICHIARO e MACHADO, 1998; SABRY e SUNG, 2011).

Os sistemas fossa séptica/filtro anaeróbico possuem grande aplicabilidade para o tratamento unifamiliar do esgoto, para pequenas comunidades rurais e urbanas (200 a 5000 habitantes) e para atender a população em áreas urbanas que carecem de um serviço centralizado de coleta e tratamento de esgoto (HAANDEL et al., 2006). Os filtros anaeróbios podem ter várias formas, configurações e dimensões, desde que se obtenha um fluxo bem distribuído ao longo do leito, permitindo que os microrganismos retidos no reator processem a bioconversão da matéria orgânica dissolvida nos esgotos (ANDRADE NETO, 2004). Uma das principais limitações dos filtros anaeróbios decorre do risco de obstrução do leito, por motivos de entupimento ou colmatação dos interstícios (ANDRADE NETO, 2004; HAANDEL e LETTINGA, 1994), além de sua incapacidade em remover nutrientes e patógenos de maneira

significativa.

Ávila (2005) comparou o desempenho de três filtros anaeróbios operando com taxa de aplicação superficial de 2,59 m/d e TDH = 0,81 d (19,4 horas) preenchidos com materiais diferentes: anéis de plástico, cubos de espuma e brita nº 4. A autora conclui que não houve diferença significativa de desempenho dentre os materiais avaliados obtendo-se boas eficiências de remoção de DQO (68% – 73%) e de sólidos suspensos (90% - 93%). Tonetti *et al.* (2011) testaram o preenchimento do filtro anaeróbio com anéis de bambu obtendo eficiência de remoção média de $76 \pm 12\%$ para uma taxa de aplicação superficial = 2,25 m/d e TDH = 9 horas, extrapolando as recomendações da norma brasileira que sugere TDH = 12 h (NBR 7229, 1993).

Há ainda outras alternativas de tratamento anaeróbio de alta taxa como os reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), EGSB (*Expanded Granular Sludge Blanket*) e o SGBR (*Static Granular Bed Reactor*) que vem se afirmando enquanto soluções efetivas mundo a fora (LIM e KIM, 2014).

3.3.2. Os alagados construídos

Os alagados construídos, ou *wetlands* construídos, são robustos e capazes de operar com manutenção e supervisão mínima, o que os fazem uma opção ideal para o tratamento descentralizado (NIVALA *et al.*, 2013a). Conforme salienta Kangas (2004), esta já é uma tecnologia aceita, com sua eficácia comprovada, e que está em fase de amadurecimento.

Além de serem capazes de tratar o esgoto, estes sistemas possuem um grande potencial de atrair uma grande variedade de fauna, como insetos, anfíbios, répteis, pássaros e mamíferos (CAMPBELL & OGDEN, 1999), sendo esse um dos motivos pelos quais esse tipo de tecnologia vem sendo apontada como uma infraestrutura fundamental para o desenvolvimento de cidades sustentáveis (MASI *et al.*, 2017).

A difusão do oxigênio em um solo alagado é aproximadamente 1000 vezes mais lenta do que no ar, razão pela qual o solo dos *wetlands* é formado praticamente sem a presença de oxigênio, predominando-se condições anóxicas e anaeróbias, que criam condição de redução química. As plantas típicas desse tipo de ecossistema, que possui solo sempre saturado de água e predominantemente anaeróbio, possuem

adaptações genéticas em seu metabolismo. Uma importante adaptação dessas plantas é a sua capacidade de difusão de oxigênio pelas suas raízes. Como apresentado na Figura 3.1, essas espécies possuem, no interior de seus caules, tecidos que se assemelham a pequenos dutos de ar, permitindo que hajam trocas gasosas entre a folha e a rizosfera (KADLEC e WALLACE, 2009).

Figura 3.1 – Passagem de ar em uma *Phragmite*

Fonte: KADLEC e WALLACE (2009)

Parte deste oxigênio é consumido pela respiração da planta, mas uma parte escapa pela rizosfera e é utilizada para degradação da matéria orgânica e nitrificação (BRIX, 1997; VYMAZAL 2005). Como relata Brix (1997), muitos trabalhos experimentais foram desenvolvidos com o intuito de quantificar a quantidade de oxigênio transferida ao leito pelas macrófitas emergentes. Os valores obtidos por tais estudos variam muito, sendo reportados valores de 0,5 a 5,2 g O₂.m⁻².d⁻¹. Essa grande variação pode ser explicada pelas diferentes técnicas experimentais adotadas nesses estudos, pelas diferentes condições de operação a que os sistemas estão submetidos e às sazonalidades a que estão sujeitos (BRIX, 1997; NIVALA *et al.*, 2013b). Na revisão da literatura apresentada por Nivala *et al.* (2013b), as taxas de transferência de oxigênio mediada pelas plantas nos alagados construídos variam dentro de uma faixa ainda maior, indo de 0,005 a 12 gO₂.m⁻².dia⁻¹. Apesar dessa diferença de até 2400 vezes encontrada na literatura não nos permitir afirmar precisamente o quanto as plantas são capazes de oxigenar o leito dos alagados construídos, estudos mais recentes tem concluído que essa capacidade de transferência é limitada, não sendo

capaz de atender a toda a demanda para a remoção biológica de matéria orgânica e compostos nitrogenados (NIVALA *et al.*, 2013a; NIVALA *et al.*, 2013b).

Contudo, o oxigênio transferido pelas plantas possui, não obstante, um importante papel, pois cria condições para o desenvolvimento de microrganismos que seriam incapazes de viver no biofilme estritamente anaeróbico. Assim, as plantas permitem a existência de microzonas aeróbias no interior do solo, fazendo com que haja a formação de uma comunidade microbiana que não existiria sem sua presença, e, com que ocorra um aumento na oxidação de nitrogênio amoniacal (CARBALLEIRA, 2016). No mais, permite que hajam condições favoráveis para o desenvolvimento de uma maior variedade de espécies, entre elas fungos e bactérias, que não sobreviveriam em meios estritamente anaeróbios (BRIX, 1997; KADLEC e WALLACE, 2009). Hamersley e Howes (2002) afirmam que essa heterogeneidade e biodiversidade existente no microcosmos dos alagados lhes permitem realizar nitrificação e desnitrificação simultânea.

Assim, o real papel das plantas para o desempenho dos alagados construídos é alvo de questionamentos na literatura. Além das plantas realizarem uma baixa transferência de oxigênio para o biofilme, sua contribuição para a remoção de nitrogênio e fósforo por meio da assimilação de nutrientes também é pequena. Como as macrófitas possuem um rápido metabolismo e crescimento, acreditou-se por muito tempo que a assimilação de nutrientes pelas plantas seria um mecanismo de remoção de nutrientes importante. Contudo, a remoção de nutrientes por essa via só é significativa em casos onde os sistemas estão pouco carregados, sendo necessária a realização de podas no sistema (BRIX, 1997).

Entretanto, há trabalhos que concluem que a assimilação de nitrogênio e fósforo por parte das plantas pode ser significativo se houver um tempo de contato adequado entre o afluente e as raízes das plantas (FARABAKHSHAZAD e MORRISON, 1997; 2003). Farabakhshazad e Morrison (1997) concluem, após comparar sistemas plantados e não plantados em escalada de bancada, que o consumo de amônia pelas plantas diminui a demanda de oxigênio, aumenta a zona oxigenada, e assim, permite nitrificação adicional.

Mesmo que em alguns casos o consumo de nutrientes diretamente pelas plantas possa ser irrisório, isso não significa dizer que as plantas não possuem um

papel fundamental para a remoção de nitrogênio total. Carballeira *et al.* (2016) constataram uma remoção 70% maior em leitos plantados em relação aos não plantados, o que pode ser relacionado à heterogeneidade e biodiversidade dos microrganismos existentes no biofilme formado nas raízes das plantas.

Para incrementar a remoção de nitrogênio foram desenvolvidas estratégias alternativas para a alimentação dos alagados construídos capaz de incrementar a oxigenação passiva do sistema. Assim foram concebidos os *wetlands* construídos de fluxo livre vertical com alimentação intermitente. O funcionamento em bateladas desse sistema lhe confere uma maior eficiência, já que o intervalo entre os ciclos permite que haja maior difusão de oxigênio pelo biofilme, aumentando a eficiência do sistema para a degradação de matéria orgânica e seu potencial de nitrificação (AUSTIN *et al.*, 2003; PLATZER, 1999).

Tradicionalmente, estas tecnologias eram concebidas com fluxo horizontal em leitos continuamente saturados e com profundidade entre 0,6 m e 0,8 m, a fim de permitir que as raízes das plantas penetrassem ao longo de sua profundidade. Esses sistemas, permanentemente alagados, mostram-se eficientes para remoção de DBO e sólidos em suspensão, podendo alcançar taxas de remoção de até 90% (CARBALLEIRA *et al.* 2016; KADLEC e WALLACE, 2009; VYMAZAL, 2005). Contudo, esses sistemas possuem uma baixa capacidade de oxigenação comparada à demanda da degradação de matéria orgânica e nitrificação, requerendo grandes áreas e possuindo limitado potencial de remoção de compostos nitrogenados (NIVALA *et al.*, 2013b; VYMAZAL, 2005). Apesar da oxigenação limitada, podem apresentar boas eficiências de remoção de nitrogênio para baixas cargas de compostos nitrogenados. Platzer (1999) alcançou remoção de 80% para cargas menores que $1 \text{ gN.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$, já Souza *et al.* (2000) chegou a atingir remoção de 87% de nitrogênio total para uma carga de $1,33 \text{ gNTK.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ e tempo de retenção de 10 dias. Como será apresentado, tal remoção pode ser explicada por rotas metabólicas alternativas à tradicional nitrificação aeróbia autotrófica seguida de desnitrificação anaeróbia heterotrófica.

Há ainda, o alagado construído de fluxo vertical ascendente que propiciam um maior contato entre as plantas e o afluente, o que resulta em maiores taxas de remoção superficial para esses sistemas. Além disso, esses sistemas têm como

objetivo minimizar as possíveis interferências da chuva visto que a saída do efluente encontra-se na borda superior, evitando o arraste de poluentes pela água da chuva que não consegue penetrar no meio de preenchimento (CHANG *et al.*, 2011; FARAHBAKSHAZAD e MORRISON, 1997). Fuchs (2009) conclui que o alagado construído concebido com fluxo vertical ascendente é capaz de, com apenas 25% do volume, atender à mesma demanda de tratamento de um de fluxo horizontal. Na literatura são encontrados menos estudos desse tipo de alagado construído, em comparação aos horizontais e verticais descendentes, sendo esse um dos motivos, juntamente com os demais apresentados nesse parágrafo, pelo qual optou-se em adotar esse tipo de fluxo para o reator estudado.

Já os alagados construídos híbridos combinam um primeiro estágio com fluxo vertical descendente em bateladas seguido por um leito de fluxo subsuperficial horizontal, aproveitando o maior potencial de nitrificação no primeiro estágio e o de maior desnitrificação no segundo (VYMAZAL, 2005; VYMAZAL e KROPFELOVÁ, 2015). Mesmo em casos com baixa relação DBO/NTK, os *wetlands* de fluxo horizontal subsuperficial são capazes de realizar desnitrificação eficientemente (PLATZER, 1999; VYMAZAL, 2005). Alguns autores explicam esse fenômeno devido à liberação de formas de carbono dissolvido por parte das plantas (HAMERSLEY e HOWES, 2002; PLATZER 1996 *apud* BRIX, 1997). Bayley *et al.* (2003) destaca a ocorrência de desnitrificação sem a adição externa de carbono, suportando esta teoria através da afirmação de que o sistema radicular abundante das macrófitas, principalmente nas camadas superiores, providenciaria uma fonte de carbono orgânico com a morte das plantas e que o sistema radicular facilitaria o estabelecimento de uma rica comunidade biodiversa de microrganismos.

Além de exercerem um papel ativo na potencialização dos processos de transformação bioquímica dos poluentes, as plantas exercem importantes contribuições no âmbito dos processos físicos de tratamento que ocorrem no leito filtrante. Brix (1997), defendendo a importância das macrófitas para o desempenho do sistema, afirma que a vegetação cria melhores condições para sedimentação de sólidos suspensos e favorecendo maior tempo de contato entre o afluente e a rizosfera das plantas. O autor também ressalta a importância da vegetação para a prevenção da colmatção nos alagados construídos, uma vez que o crescimento das raízes em

direção ao fundo do leito contribui para a decomposição de matéria orgânica, evitando assim o acúmulo excessivo de sólidos. Além disso, a interação entre as raízes e o solo forma canais que favorecem o aumento da condutividade hidráulica do leito. Porém, dados encontrados na literatura sobre o desempenho de *wetlands* de fluxo horizontal mostram que usualmente a condutividade hidráulica desses sistemas diminui ao longo do tempo (BRIX, 1997). Sezerino *et al.* (2015) constataram a redução da condutividade hidráulica em leitos de alagados construídos horizontais devido à sobrecarga da seção transversal nas porções iniciais do reator.

É devido a esse risco de colmatção que os alagados construídos são, em geral, precedidos de uma etapa anaeróbia que possibilita a remoção prévia da matéria-orgânica e de sólidos em suspensão. Salienta-se, entretanto, que há uma série de experiências relatadas na literatura que apresentam bom desempenho tratando esgoto sem a realização de tratamento primário e com altas taxas de aplicação superficial. Essa estratégia de operação é conhecida como *Sistema Francês* (TREIN *et al.*, 2018; YADAV *et al.*, 2018) o qual é baseado em um regime de operação intermitente e no qual se tem ao menos dois reatores em paralelo, intercalando-se os regimes de alimentação e descanso entre os leitos.

3.3.2.1 O ciclo do Nitrogênio nos *wetlands*

O nitrogênio possui um complexo ciclo biogeoquímico que envolve uma vasta variedade de compostos, tanto orgânicos quanto inorgânicos. Na Figura 3.2 estão ilustradas as diversas rotas metabólicas percorridas pelos compostos nitrogenados no interior de um alagado.

Figura 3.2 - Processos de transformação do nitrogênio em um alagado

FONTE: MITSCH e GOSSELINK (2007), tradução pelo autor

Devido às características anaeróbias do solo, sua temperatura e seu pH moderado (aprox. 7,0 – 7,5), a amônia ionizada é a forma predominantemente encontrada como íon amônio NH_4^+ nos alagados (KADLEC e WALLACE, 2009; MITSCH e GOSSELINK, 2007). Devido à carga positiva dos íons amônio eles são adsorvidos pelo biofilme que, por ser constituído em grande parte por matéria orgânica, possui superfície carregada negativamente. Devido aos potenciais de redução do solo, que variam com sua profundidade, ocorre uma maior concentração de íons amônio nas camadas inferiores devido à redução do nitrato em ambiente anaeróbio, o que por sua vez acarreta em um gradiente de concentrações, resultando numa difusão ascensional destes íons, os quais podem ser oxidados nas camadas superiores. Contudo, o íon amônio possui baixa difusão, o que dificulta esse movimento ascensional e, por consequência, limita a remoção de nitrogênio e amônia (MITSCH e GOSSELINK, 2007).

O íon de nitrato possui alta solubilidade e, devido a sua carga negativa, não está sujeito à imobilização pelas partículas do solo. O coeficiente de difusão do nitrato nos solos das *wetlands* é 7 vezes maior do que o do íon amônio. Deste modo, atuará na oxidação da matéria orgânica retida no biofilme ou será difundido de volta ao fundo do leito, onde estará mais propício a sofrer desnitrificação (KADLEC e WALLACE,

2009; MITSCH e GOSSELINK, 2007). A nitrificação pelas vias tradicionais, realizadas por microorganismos quimiolitotróficos, ocorre nas camadas aeróbias dos *wetlands*, bem como nas microzonas aeróbias do biofilme formado no entorno do rizoma das macrófitas. Bactérias como as *Nitrosomonas*, *Nitrospira*, *Nitrosovibrio*, *Nitrosolobus* e *Nitrosococcus* são responsáveis pela nitrificação. Já as *Nitrobacter*, *Nitrospira* e a *Nitrococcus* são responsáveis pela nitratação (KADLEC e WALLACE, 2009; MITSCH e GOSSELINK, 2007).

Contudo, assim como Wallace e Austin (2008) afirmam, e conforme ilustrado na Figura 3.2, não é possível explicar a remoção de nitrogênio nos *wetlands* construídos apenas em termos de bactérias autotróficas nitrificantes clássicas como *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* e as desnitrificantes heterotróficas. Para os autores, o recorrente problema com os balanços de massa na literatura, onde ocorre o “desaparecimento” de nitrogênio, se deve ao fato da amônia afluyente ser transformada por rotas metabólicas alternativas que foram recém-descobertas pelos microbiologistas. Desta forma, bactérias nitrificantes heterotróficas, Annamox e desnitrificantes aeróbicos podem desempenhar um importante papel no desempenho dos *wetlands*. Esses microrganismos possuem uma taxa de reprodução menor e encontram no biofilme dos alagados construídos condições adequadas para seu crescimento, já que nesse meio são submetidos a baixas tensões de cisalhamento. O elevado tempo médio de retenção de sólidos também favorece o desenvolvimento de microrganismos de crescimento lento (WALLACE e AUSTIN, 2008).

A seguir explica-se cada uma das rotas metabólicas apresentadas na Figura 3.2.

Volatilização

Processo físico-químico onde a amônia em sua forma livre NH_3 é transferida para a fase gasosa $\text{NH}_3(\text{g})$. Fenômeno insignificante para $\text{pH} < 7,5$ e pouco significativa para $\text{pH} < 8$. Desprezível nos *wetlands* de fluxo sub-superficial, podendo ser um pouco mais significativa nas *wetlands* de fluxo superficial devido à formação de lâmina d'água e à fotossíntese de algas (KADLEC e WALLACE, 2009; VYMAZAL, 2005).

Amonificação (mineralização)

Processo onde os compostos de nitrogênio orgânicos são convertidos em amônia através de processos bioquímicos complexos, que desprendem energia. Em muitos casos esta energia é incorporada na biomassa microbiana. Podem ser aeróbias ou anaeróbias, sendo mais rápidas na presença de oxigênio. A velocidade de mineralização é mais rápida do que a de nitrificação (KADLEC e WALLACE, 2009). A equação química 3.1 representa a quebra de uma molécula genérica de aminoácidos.

Desnitrificação tradicional

É realizada por organismos anaeróbios facultativos heterotróficos. Diversos organismos podem realizar a desnitrificação, entre eles organotróficos (*Pseudomonas*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Agrobacterium*, *Flavobacterium*, *Propionibacterium*, *Vibrio*), quimilitotróficos (*Thiobacillus*, *Thiomicrospira*, *Nitrosomonas*), fotoliototróficos (*Rhodopseudomonas*), diazotróficos (*Rhizobium*, *Azo-spirillum*), archaea (*Halobacterium*), entre outros como *Paracoccus* e *Neisseria* (KADLEC e WALLACE, 2009).

Redução dissimilatória de nitrato a amônio

Este processo é favorecido por grandes quantidades de matéria orgânica facilmente oxidável, baixas concentrações de nitrato e pelo decréscimo do potencial de redução. Este processo serve como fonte de energia para diversos tipos de microorganismos, entre eles alguns gêneros de bactérias anaeróbias facultativas, entre elas: *Bacillus*, *Citrobacter* e *Aeromonas* (KADLEC e WALLACE, 2009). Este processo pode ser ilustrado pela equação 3.2:

Desnitrificação autotrófica com oxidação de sulfeto

Os sedimentos das *wetlands* podem conter enxofre em diferentes formas, sendo o sulfeto e o enxofre elementar as principais devido às condições de redução do fundo

do leite. A co-existência com sedimentos compostos de carbono faz com que existam, simultaneamente, desnitrificação autotrófica e heterotrófica. As bactérias *Thiobacillus denitrificans* são as responsáveis pela redução do nitrato à gás de nitrogênio enquanto compostos de enxofre são oxidados (KADLEC e WALLACE, 2009). Devido à estequiometria necessária para que ocorra, estes processos costumam ocorrer apenas em casos muito específicos, uma vez que a concentração de nitrato costuma ser maior que a de sulfeto e de enxofre elementar (MITSCH e GOSSELINK, 2007). Esse processo pode ser representado da seguinte maneira pela equação 3.3:

Nitrificantes heterotróficas e desnitrificantes aeróbias:

Os processos de nitrificação heterotrófica e desnitrificação aeróbia são processos acoplados (KADLEC e WALLACE, 2009; WALLACE e AUSTIN, 2008). Diferentemente da nitrificação clássica, não há síntese de energia na nitrificação heterotrófica. A energia é obtida pela desnitrificação aeróbia que utiliza simultaneamente o oxigênio e o nitrato como aceptores de elétrons, enquanto que a nitrificação heterotrófica aparece como um mecanismo para eliminar o excesso de amônia que interferiria no balanço interno de energia da célula bacteriana (RICHARDSON, 2000; WALLACE e AUSTIN, 2008).

O principal organismo identificado capaz de realizar este metabolismo é o *Paracoccus denitrificans*. Destacam-se também: *Arthrobacter globiformis*, *Aerobacter aerogenes*, *Mycobacterium phlei*, *Streptomyces griseus*, *Thiosphaera* e *Pseudomonas spp.* Há também fungos capazes nitrificar, como os *Aspergillus flavus*, *Penicilium* e *Cephalosporium*.

São bactérias de crescimento lento comparado às nitrificantes e desnitrificantes clássicas, mas que são favorecidas em condições onde há alterações entre condições aeróbias e anóxicas/anaeróbias. Por esta razão, este tipo de bactéria está relacionado com a maior capacidade de remoção de nitrogênio dos *wetlands* de fluxo intermitente, que alterna condições aeróbias com saturadas (AUSTIN *et al.*, 2003).

ANAMMOX

O anammox é um atalho metabólico, no qual, ao invés de o íon amônio ser convertido a nitrito e em seguida a nitrato para, posteriormente, ser desnitrificado, o amônio reage diretamente com o nitrito produzindo gás nitrogênio. O processo anammox é representado pela equação 3.4:

O anammox possui uma taxa crescimento muito lenta. Seu tempo de duplicação celular é de 10,6 dias, enquanto uma bactéria nitritante duplica seu número de células em 0,76 dias (JETTEN *et al*, 2001). Por isso seu desenvolvimento só é possível em reatores com tempo de retenção celular elevado, o que é o caso dos *wetlands*. Contudo, é necessário que haja pouco carbono orgânico disponível, pois, caso contrário, as bactérias heterotróficas disputarão com estes organismos, inibindo seu crescimento. Uma relação carbono/nitrogênio inferior a 2 é recomendada (HU *et al.*, 2016b).

Recentemente, estudos com a aplicação de técnicas de biologia molecular vêm sendo realizados com o intuito de melhor compreender essas diversas comunidades microbianas atuantes no ciclo do nitrogênio.

Coban *et al.* 2015 realizaram ensaios de biologia molecular - PCR quantitativo – e apontaram a presença de anammox. Porém, os experimentos com isótopos estáveis não conseguiriam medir a atividade desses organismos, de modo que os autores não conseguiriam quantificar a contribuição do anammox na remoção de nitrogênio. Além disso, conclui-se que houveram altas taxas de nitrificação e de concentração de genes de organismos nitrificantes nas camadas superiores do solo, bem como identificou-se possível desnitrificação aeróbia simultânea.

Já Hu *et al.* (2016b) realizaram experimento com alagados construídos verticais de fluxo descendente seguidas por alagados construídos de fluxo ascendente, em escala de bancada (reatores de 12 L), comparando seu desempenho com um sistema sem plantas. Foi utilizado esgoto sintético com DQO = 15 mg.L⁻¹ e NTK – 15.4 mg.L⁻¹ e o tempo de detenção hidráulico dos reatores foi de 6 dias. Por meio de uma PCR

quantitativa e de análise com isótopos ^{15}N , foi concluído que o anammox foi responsável por aproximadamente 60% da remoção de nitrogênio ocorrida no sistema. Além disto, foi identificado um maior potencial de atividade microbiana e uma maior abundância de genes referentes à transformação do nitrogênio nos reatores plantados.

Austin *et al.* 2003 estudaram o desempenho de 3 *wetlands* verticais de fluxo descendente, com alimentação intermitente. O esgoto afluyente possuía alta concentração de nitrogênio total Kjeldhal, sendo sua concentração média de aproximadamente de 155 mg.L^{-1} . Os 3 sistemas apresentaram um ótimo desempenho, com eficiências de remoção de NTK superiores a 70%. Foram realizadas análises FISH (Fluorescence in situ hybridization) para analisar a comunidade microbiana desses *wetlands* verticais intermitentes. Foram identificadas uma série de bactérias cuja função metabólica está associada ao ciclo do nitrogênio, sendo essas: 11% oxidantes de amônia, 4% oxidantes de nitrito, 9% nitrificantes heterotróficas/desnitrificantes aeróbias, 17 % denitrificantes facultativas e 0,1% denitrificantes autotróficas, em relação ao total de microrganismos. Pode-se notar nos resultados apresentados por Austin et al. (2003), que embora haja uma predominância de bactérias desnitrificantes facultativas e das oxidadoras de amônia e nitrito, há a presença considerável de bactérias nitrificantes heterotróficas e bactérias desnitrificantes aeróbias.

3.3.2.2. A remoção de fósforo nos *wetlands*

O principal mecanismo para a remoção de fósforo nos alagados construídos é a adsorção pelo leito (KADLEC e KNIGHT, 1996). Há um consumo desse nutriente por parte das plantas, mas tal contribuição mostra-se relevante apenas em sistemas pouco carregados. As taxas de consumo relatadas na literatura variam de 30 a $150 \text{ kg P.hectare}^{-1}.\text{ano}^{-1}$), o que equivale a aproximadamente $8 \text{ a } 40 \text{ mg P.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ (BRIX, 1997).

Contudo, os materiais de preenchimento tipicamente utilizados, como a areia e a brita, possuem baixa capacidade de adsorção o que pode ocasionar em baixas remoções e dessorção de fósforo pelo sistema (FARABAKHSHAZAD e MORRISON,

2003). Por essa razão, o uso de materiais com maior capacidade de adsorção de fósforo vem sendo estudado para preenchimento do leito dos *wetlands* (VOHLA *et al.*, 2011).

O uso de areias naturais ricas em cálcio ou ferro aumenta a capacidade de adsorção do sistema (ARIAS & BRIX, 2005). Porém, os autores concluem que o volume necessário para esses leitos filtrantes seria muito grande, o que tornaria inviável para se atender a parâmetros muito restritivos de lançamento, que requerem muitas vezes uma remoção total de fosforo maior de 90%. Tais situações ainda carecem de soluções compactas capazes de atender a essas exigências (BRIX & ARIAS, 2005).

Uma alternativa que vêm sendo utilizada é a escória de alto forno. Comparando dois sistemas com regimes de operação idênticos, Korkusuz *et al.* (2005) concluíram que o *wetland* com leito preenchido com escória de alto forno teve uma capacidade de remoção de fósforo quase 10 vezes maior que o sistema preenchido com brita. Dentre os materiais testados por XU *et al.* (2006) a escória de alto forno apresentou a maior capacidade de adsorção (8.89 g P.kg^{-1}), seguido pela cinza volante ($8,81 \text{ g P.kg}^{-1}$). Os diferentes tipos de areia estudados apresentaram baixas capacidades de adsorção, variando entre $0,13$ e $0,29 \text{ g P.kg}^{-1}$. Utilizando a curva de Langmuir os autores estimaram a vida útil desses materiais e concluíram que para a areia tem sua capacidade de adsorção esgotada dentro de no máximo 9 meses, enquanto que a escória de alto forno poderia ser utilizada até 22 anos.

Outro material com alta capacidade de adsorção do fosfato presente no esgoto é o lodo oriundo de estações de tratamento de água e cuja constituição é dada majoritariamente por óxidos férricos ou óxidos de alumínio, dependendo do sal que é aplicado como coagulante na ETA. Zhao *et. al* (2009) estimam, a partir dos coeficiente teóricos obtidos pelas isothermas de adsorção, que o tempo de vida útil de um leito preenchido com lodo de ETA pode atingir de 4 a 17 anos. Song *et al.* (2011) determinaram, a partir de ensaios em colunas e da aplicação do modelo de Tomas, a capacidade máxima de adsorção de um lodo férrico como sendo de aproximadamente³ $9,8 \text{ mg P.g}^{-1}$. Uma revisão mais detalhada sobre a aplicação de

³ Valor originalmente expresso em termos de mg PO_4^{3-}

lodo de ETAs enquanto meio de preenchimento de *wetlands* construídos será apresentada no capítulo 4.

3.3.2.3. Remoção de patógenos nos alagados construídos

A remoção de bactérias entéricas e patógenos nos alagados construídos ocorre graças a uma combinação de processos físicos, químicos e biológicos, sendo influenciada pelas características do regime hidráulico do leito, seu material de preenchimento e outros fatores como a concentração de oxigênio dissolvido no meio, pH e do clima ambiente (WU *et al.*, 2016).

No que diz respeito aos fatores biológicos, destacam-se a morte natural dos microrganismos e a predação por seres heterotróficos, como nematoides e protistas. Dentre os aspectos químicos de remoção tem-se a oxidação e a exposição dos microrganismos às substâncias biocidas liberadas pelas raízes das plantas (SEIDEL, 1964, 1996 *apud* BRIX 1997; WU *et al.*, 2016).

Dentre os mecanismos físicos atuantes tem-se a filtração, sedimentação e adsorção ao leito e biofilme. A adsorção é atribuída às interações que ocorrem entre o afluente e os substratos/raízes das plantas, sendo que a força dessas interações dependerá da capacidade de adsorção do meio e de sua composição iônica (Wu *et al.*, 2016). Certos autores contestam que esse tipo de remoção provavelmente seja significativa apenas no início da operação do sistema, podendo haver saturação da capacidade de adsorção do meio (SOLANO *et al.*, 2004). Wu *et al.* (2016) ressaltam que há uma importante interação que ocorre entre esses processos químicos, físicos e biológico que não pode ser descartada. Os patógenos retidos fisicamente nas raízes das plantas, por exemplo, ficam próximos à zona de oxigenada no entorno da rizosfera o que pode contribuir para sua morte natural e inativação.

Apesar dessa relevante interação, Arias *et al.* (2003) concluem que a filtração é o principal mecanismo de remoção de indicadores bacteriológicos. Os autores obtiveram remoções de coliformes fecais que variaram entre 0,8 – 1,7 log em um *wetland* de fluxo vertical descendente não saturado operando com taxas de aplicação superficial que variaram entre 0,52 – 1,37 m³.m⁻².d⁻¹, sendo essa faixa operacional mais intensa do que a geralmente encontrada na literatura e nas aplicações práticas em escala real.

Carballeira *et al.* (2016), ao comparar 4 alagados construídos de fluxo horizontal tratando esgoto doméstico com 1 leito não plantado, concluíram haver pouca contribuição das plantas para a remoção de patógenos como *E. coli*, *Enterococcus fecalis* e *Clostridium perfringens*. O afluente distribuído entre os alagados, que operaram com uma taxa de carregamento superficial de 0,02 a 0,03 m³.m⁻¹.d⁻¹, passou, antes de alimentá-los, por um sistema de tratamento preliminar e um reator anaeróbio de fluxo ascendente. Em cada alagado construído foi utilizado uma espécie diferente de planta, como o *Juncus effesus*, *Iris pseudacorus*, *Typha latifolia* e *Phragmites australis*. Os autores concluem que a contribuição das plantas na remoção de patógenos irá depender de cada regime de operação a que estão submetidas, de modo que a remoção de patógenos poderá ser beneficiada em leitos com plantas cujas raízes já estejam mais desenvolvidas ou se houver uma maior concentração de sólidos no afluente e no leito do reator.

Já Headley *et al.* (2013) compararam o desempenho de 7 pares de alagados construídos atuando na etapa de tratamento secundário do esgoto doméstico, sendo cada par composto por um leito plantado e outro não plantado com as mesmas dimensões e mesmo regime operacional. Fazendo uma análise estatística com os parâmetros de qualidade da água dos efluentes, os autores concluíram que não houve efeito significativo das plantas para a remoção de *E. coli*. As análises conduzidas também mostram que o parâmetro operacional de maior influência na remoção de *E. coli* foi o tempo de detenção hidráulico. A remoção de indicadores patogênicos pode ser majorada com uso de aeração forçada. Headley *et al.* (2013) obtiveram uma remoção de 4 logs de NMP de *E. coli*/100mL em um *wetland* construído horizontal com aeração forçada operando com carga hidráulica de 0,13 m³.m⁻¹.d⁻¹ e TDH de 2,9 dias. Comparativamente, os autores também avaliaram a remoção de *E. coli* em 4 *wetlands* horizontais, com aproximadamente 5 dias de tempo de detenção hidráulica e sem aeração. Esses sistemas tiveram remoções entre 1,3 – 1,5 log.

3.4. Material e métodos

3.4.1. Local de instalação do sistema de tratamento

A montagem experimental foi realizada em uma área existente na Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica (FCTH), localizada dentro da Universidade de São Paulo. Esta área, correspondente ao Centro de Pesquisa em Saneamento, recebe o esgoto sanitário coletado das moradias estudantis e do Restaurante Universitário Central da universidade por meio de uma estação elevatória de esgoto.

O esgoto que chega ao centro de pesquisa passa por tratamento preliminar composto por grade, desarenador e caixa de gordura. Essa caixa de gordura alimenta um poço de sucção no qual são conectadas as bombas que alimentarão os sistemas de tratamento piloto operados pelos diferentes pesquisadores. Com esse sistema, objetiva-se proteger os sistemas de sólidos grosseiros e de sobrecargas que o sistema pode receber eventualmente, devido principalmente às atividades da cozinha industrial. Na Figura 3.3 são apresentadas algumas imagens do sistema de tratamento preliminar e da alimentação do sistema de tratamento ecológico estudado.

Figura 3.3 – (a) Vista superior da caixa de gordura e poço de sucção. (b) Mangueira de alimentação chegando à piloto

(a)

(b)

FONTE: Imagens obtidas pelo próprio autor

3.4.2. Concepção e Caracterização do Sistema

A unidade piloto projetada teve como intuito avaliar o desempenho de um sistema de tratamento descentralizado de esgoto projetado para tratar uma vazão diária de 360 L.dia^{-1} , o equivalente a aproximadamente uma família de até 3 pessoas. Segundo a NBR7229 (ABNT, 1993) a contribuição de um ocupante permanente com padrão médio de consumo é de 130 litros, enquanto de um ocupante com padrão baixo é de 100 litros. Desse modo, dois ocupantes de padrão médio e um de padrão baixo totalizariam 360 litros.

Para a sua construção optou-se pelo uso de materiais facilmente encontrados e disponíveis no mercado, atentando-se para a contenção de custos. Os reatores foram montados utilizando-se caixas d'água, materiais que podem ser facilmente encontrados, de baixo custo e que garantem a estanqueidade do sistema. Além disso, a característica modular desse sistema e a facilidade de se trabalhar com as caixas d'água devido a sua leveza são importantes, uma vez que se deseja que essa tecnologia possa ser disseminada facilmente por meio de ações de educação ambiental e de metodologias participativas de mobilização social. A sua simplicidade de implantação e operação são aspectos cruciais.

Tais características mostram-se apropriadas à realidade rural, onde normalmente se tem menores restrições de área e onde o tratamento de esgoto próximo ao ponto de geração pode gerar benefícios como a reciclagem dos nutrientes contidos no esgoto a partir de seu reuso agrícola.

Contudo, apesar de apresentar características apropriadas para o tratamento de esgoto unifamiliar, o sistema estudado poder ser analisado enquanto uma unidade piloto de uma estação de tratamento comunitária que atenda centenas de famílias. Por esse motivo serão comparadas as eficiências, as taxas de aplicação superficial ($\text{m}^3.\text{m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$) e as cargas de DQO ($\text{gDQO}.\text{m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$), de sólidos suspensos totais ($\text{gSS}.\text{m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$) e de nitrogênio ($\text{gTN}.\text{m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$) e fósforo ($\text{gP-PO}_4.\text{m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$) com valores encontrados na literatura.

O sistema monitorado foi projetado inicialmente com 3 estágios de tratamento. Cada um desses reatores foi montado em uma caixa d'água, sendo eles: fossa digestora, decantador e alagado construído de fluxo vertical ascendente. Na Figura

3.4. está apresentada uma representação esquemática do sistema

Figura 3.4. – Representação esquemática do sistema estudado

3.4.2.1. Reatores anaeróbios

Para o dimensionamento dos reatores anaeróbios, baseou-se na NBR 7229 (ABNT, 1993) que apresenta um critério de dimensionamento para tanques sépticos. Segundo a norma o volume desses tanques deve atender ao equacionamento:

$$\text{Volume} = 1000 + N.(C.T + K.Lf) \quad (3.5)$$

No qual, N é o número de pessoas que se utilizam do tanque; C é a contribuição diária per capita; T é o período de detenção, tabelado pela norma; K e Lf são parâmetros relativos à geração e acumulação de lodo, sendo obtidos por tabelas fornecidas pela norma e sendo função do intervalo de limpezas do sistema e do tipo de contribuição.

Considerando um sistema atendendo a três pessoas com baixo padrão de consumo e que opere na faixa de 10°C – 20°C e receba limpezas de lodo anuais, tem-se:

$$\text{Volume} = 1000 + 3.(100 \cdot 1 + 65 \cdot 1) = 1495 \text{ L}$$

Baseado nesse cálculo, selecionou-se uma caixa d'água de 1000 L para a fossa digestora e de 500 litros para o decantador, totalizando um volume total de 1500 litros para a etapa de tratamento anaeróbio. Contudo, o volume útil total foi menor devido à borda livre dos reatores, totalizando aproximadamente 1350 L.

Apesar de um pouco inferior ao cálculo normatizado apresentado, acredita-se que tal dimensionamento será capaz de assegurar uma eficiência de operação

adequada para o sistema. O primeiro estágio é uma fossa digestora, de fluxo ascendente, construída em caixa d'água de 1000 L e concebida de modo a promover um maior contato entre o afluente e a manta de lodo do que em uma fossa séptica comum, onde o fluxo horizontal é predominante. Devido ao fluxo ascendente do reator, sua hidrodinâmica propicia um maior contato entre o esgoto bruto e os micro-organismos presentes no lodo. Com isso, juntamente com seu grande tempo de detenção hidráulico teórico, inicialmente estimado em 2,4 dias, espera-se obter uma eficiência de remoção de DQO na fossa digestora entre 50 e 60%. Além disso, com maiores taxas de digestão do lodo em relação a uma fossa tradicional, espera-se necessitar de menos limpezas em comparação com as fossas tradicionais, facilitando sua operação e manutenção.

Como a fossa digestora não possui um compartimento de separação de sólidos, como teria por exemplo um reator UASB, é esperado que ocorra, apesar das baixas velocidades ascensionais a que o reator estará submetido, desprendimento dos sólidos mais leves presentes no lodo do reator. Por isso, o segundo estágio é um decantador, montado em uma caixa d'água de 500 L, e que tem a função de proteger o alagado construído de uma carga excessiva de sólidos, bem como prover uma remoção complementar de matéria orgânica.

3.4.2.2. Alagado construído de fluxo ascendente

O terceiro reator consiste em um alagado construído de fluxo vertical ascendente, onde foram plantadas espécies que possuem sistema radicular abundante e que se são típicas de ecossistemas alagados: *Canna x generalis* (Cana da Índia), *Coix lacryma-jobi* (Lágrima de Nossa Senhora), *Dioscorea spp* (Inhame) e *Zingiber officinale* (Gengibre). Inicialmente foram plantados 3 inhames a partir do tubérculo, 6 mudas de gengibre, 5 mudas de cana-da-índia e foram plantadas algumas sementes de lágrimas de Nossa Senhora, sendo que uma germinou dando origem a uma grande touceira.

O fundo do alagado construído de fluxo vertical ascendente foi preenchido com pedregulhos, com grande índice de vazios, e tijolos baianos com o intuito de proteger a distribuição do afluente e de garantir uma homogeneidade das velocidades do

escoamento ao longo do diâmetro do reator. As Figuras 3.5 e 3.6 ilustram parte do arranjo estabelecido. Os cálculos de dimensionamento serão apresentados mais adiante, ainda nesta seção.

Figura 3.5. – Distribuição no fundo do *wetland*

(a)

(b)

FONTE: Imagens tiradas pelo autor

Figura 3.6. - Fundo preenchido com camada de 8 cm pedregulhos

Fonte: Do autor

Após essa camada de 8 cm de pedregulhos, o leito foi preenchido com brita 2,

disponível no próprio local de trabalho. Após essa camada de aproximadamente 50 cm de brita, posicionou-se o sistema de coleta do efluente tratado em meio à brita. Optou-se por utilizar apenas brita 2, devido ao seu baixo custo e simplicidade. Sobre essa camada foi colocada uma manta bidim e 8 cm de areia. A manta tem o intuito de segurar a areia, a fim de garantir que não haverá arraste de areia. Buracos foram feitos na manta bidim para garantir o crescimento das raízes ao longo do leito de brita. Na Figura 3.7 estão ilustradas algumas etapas do plantio e na Figura 3.8 é apresentado o crescimento das plantas ao longo do tempo.

Figura 3.7 – (a) Manta bidim (b) Raiz da muda de gengibre plantada (d) *wetland* após plantio em 01/março/17

(a)

(b)

Figura 3.8 – Desenvolvimento das plantas (a) Março/17 (b) Julho/17 (c) Setembro/17 (d) Outubro/17 (e) Dezembro/17 (f) Março/17

(a)

(b)

(c)

(d)

(e)

(f)

Fonte: Imagens obtidas pelo autor

O tempo de detenção hidráulico é um importante parâmetro para se compreender e avaliar o desempenho dos *wetlands* construídos e é uma função do índice de vazios, dado por:

$$TDH = \frac{Vol \cdot \epsilon}{Q} \quad (3.6)$$

No qual:

- TDH = tempo de detenção hidráulico, em dias
- Vol = volume do reator, em litros
- ϵ = índice de vazios
- Q = vazão em litros/dia

Para se determinar o índice de vazios dos pedregulhos foi utilizado um balde de 15 litros graduado de litro em litro, o qual foi preenchido com os pedregulhos. Em seguida, utilizando-se uma proveta de 1 litro, adicionou-se gradualmente água no balde até que o nível de 15 litros fosse atingido. Um procedimento semelhante foi adotado para determinar o índice de vazios da brita e da areia. Nesse caso, o material foi colocado em uma proveta de 1 litro e posteriormente adicionou-se água com uma proveta de 100 ml até completar-se o nível. Para a determinação deste parâmetro, foram coletadas 5 amostras de cada um dos materiais.

O índice de vazios dos pedregulhos foi de $0,55 \pm 0,038$; para a brita nº 2 foi de $0,45 \pm 0,015$; e para a areia foi de $0,35 \pm 0,02$.

Sendo a brita o principal material constituinte do leito, e dessa maneira, um dos principais aspectos a influenciar o desempenho hidráulico e hidrodinâmico da *wetland* de fluxo vertical ascendente, foi feita a análise granulométrica desse material. Para tal, foi utilizado um conjunto de peneiras com agitador motorizado, apresentado na Figura 3.9. Foram selecionadas duas amostras para serem caracterizadas e o resultado obtido é apresentado na Figura 3.10.

Figura 3.9. - Agitador motorizado com conjunto de peneiras

Figura 3.10 – análise granulométrica da brita

Assim, as características da brita estimadas foram:

- diâmetro efetivo (d_{10}) = 7,85 mm
- d_{60} = 11,3 mm
- Coeficiente de Uniformidade = 1,44

O índice de vazios do leito real foi estimado com uso de balde de 15 litros graduado a cada meio litro. O leito foi sendo preenchido com água da torneira até observar-se uma lâmina d'água aparente. O valor obtido para o índice de vazios a partir desse procedimento foi de 0,45. Ressalta-se que além de permitir estimar o índice de vazios tal procedimento foi importante para a partida deste reator.

Conhecendo-se as características do leito filtrante é possível verificar se a área projetada para a seção transversal do alagado construído é adequada. Devido à alta complexidade das rotas metabólicas e dos processos bioquímicos que ocorrem nos *wetlands*, não há na literatura uma modelagem matemática analítica específica para seu dimensionamento. Seu dimensionamento em termos de matéria orgânica carbonácea é geralmente feito aplicando-se a equação cinética de primeira ordem (SEZERINO, 2006) ou utilizando-se parâmetros de projeto como a taxa de aplicação superficial ($\text{m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) ou a carga de DQO ($\text{gDQO}.\text{m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$).

Sabe-se que o modelo de cinética de primeira ordem é insuficiente para um dimensionamento bem apurado de um alagado construído (KADLEC, 2000). Contudo, devido ao alto grau de empirismo associado ao dimensionamento desse tipo de sistema, optou-se em adotar essa simplificação a fim de obter um dimensionamento inicial. Segundo o modelo de primeira ordem, as concentrações afluentes e efluentes podem ser relacionadas da seguinte forma:

$$\frac{C_e}{C_0} = \exp(-K_T \cdot t) \quad (3.7)$$

No qual, C_e = concentração do efluente em termos de $\text{DBO}_{5,20}$; C_0 = concentração afluente em termos de $\text{DBO}_{5,20}$; K_T = constante da reação cinética de primeira ordem; t = tempo de detenção hidráulico.

Como o tempo e detenção hidráulico pode ser expresso em função da vazão afluente, área transversal, altura do leito (h) e índice de vazios (ϵ), a equação 3.7 pode ser reescrita como:

$$A = \frac{Q \cdot (\ln(C_0) - \ln(C_e))}{K_T \cdot h \cdot \epsilon} \quad (3.8)$$

O índice de vazios estimado para o leito é de 0,45. Foram adotados $\text{DBO}_{5,20}$ afluente = 100 mg.L^{-1} , equivalente a concentração inicialmente estimada para o efluente do tratamento anaeróbico, e concentração na saída do alagado construído

de $DBO_{5,20} = 30 \text{ mg.L}^{-1}$, o que equivale a uma remoção de 70% de $DBO_{5,20}$ no filtro plantado. Para a estimativa do coeficiente de decaimento de primeira ordem, foi utilizada a equação sugerida por Kadlec e Wallace (2009) para estimativa da constante de reação cinética a 20°C :

$$K_T = 0,030 + 0,00648 \cdot LD \quad (3.9)$$

Na qual, LD é a carga de DBO em $\text{kg.ha}^{-1}.\text{d}^{-1}$, estimada em $257 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{d}^{-1}$

A partir desses cálculos a área requerida é igual a:

$$A_{\text{seção wetland}} = 0,90 \text{ m}^2$$

O valor calculado determina a área mínima recomendada para o leito do alagado construído. A partir disso, foi selecionado um modelo de caixa d'água comercialmente disponível que atendesse a esse critério. Sendo a área média da seção transversal da caixa d'água de 1000 litros adotada de $1,40 \text{ m}^2$, ela é capaz de atendê-lo. Assim, o alagado construído foi concebido para trabalhar com uma taxa de aplicação hidráulica de $0,257 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$.

A tecnologia de tratamento de esgoto unifamiliar apresentada é de grande simplicidade, baixo custo e de fácil replicabilidade e adaptabilidade frente a diferentes realidades, como no caso de áreas rurais, territórios indígenas, quilombolas e do semi-árido brasileiro ou ainda, em certos casos, até mesmo no contexto peri-urbano e urbano, provendo infraestruturas para cidades mais sustentáveis. Ressalta-se que, apesar de sua simplicidade e baixo custo, seu uso não se restringe a famílias em situação de vulnerabilidade social e baixa renda, podendo, por exemplo, ser utilizado como solução *on-site* para loteamentos de médio e alto padrão onde haja área disponível.

3.4.3. Partida e Dinâmica de Funcionamento

Para acelerar a partida no sistema, o reator anaeróbico, chamado de fossa digestora, foi inoculado com uso de um lodo anaeróbico oriundo do Reator Anaeróbico de Fluxo Ascendente da ETE Jesus Netto, São Paulo, SP. Para tal, foi feita uma viagem até essa estação de tratamento. Foram levadas bombonas e galões capazes

de transportar, no total 350 litros de lodo, como apresentado na Figura 3.11.

Figura 3.11 – (a) Pontos de amostragem do reator UASB na ETE Jesus Netto; (b) galões carregados de lodo, totalizando 350 litros;

(a)

(b)

Fonte: Imagens obtidas pelo autor

Duas amostras do lodo foram analisadas para caracterizar sua concentração de sólidos. O resultado verificado é apresentado na Tabela 3.1:

Tabela 3.1 – Caracterização do lodo utilizado como inóculo

	Amostra 1	Amostra 2	Valor Médio
Sólidos Totais (mg.L⁻¹)	2420	3340	2880
Sólidos Suspensos Totais (mg.L⁻¹)	736	452	594
Sólidos Suspensos Voláteis (mg.L⁻¹)	446	274	360

Os resultados obtidos entre as amostras apresentaram uma certa variação entre si, porém servem para fornecer uma ideia das características do lodo utilizado. Os sólidos suspensos voláteis são um importante parâmetro associado à concentração de microrganismos presentes no lodo, os quais, por sua vez, são necessários para que o reator comece a operar com sua eficiência plena.

Depois de inoculado, o sistema passou a operar com uma vazão de 180 litros.dia⁻¹. Para alimentar o sistema foi utilizada uma bomba Nietzsche NM021BY

ligada a um inversor de frequências da Weq, modelo CFW-08 e a um temporizador digital da Coel, modelo BWT-40. Com esses equipamentos foi possível regular a vazão de operação da bomba e seus pulsos de funcionamento.

A alimentação em pulsos foi adotada ao invés da alimentação contínua por se aproximar mais da dinâmica real de funcionamento que um sistema de tratamento unifamiliar está submetido. Assim, foram programados 9 pulsos de 10 minutos, espaçados a cada 2 horas, mantendo o período noturno sem pulsos: 6 A.M., 8 A.M., 10 A.M., 12 A.M., 14 A.M., 16 A.M., 18 A.M., 20 A.M., 22 A.M.

O sistema foi monitorado por um total de 300 dias, coletando-se uma amostra pontual por semana. Suas fases de operação podem ser definidas em três momentos, sendo os dias contabilizados a partir do início do monitoramento, e não de sua partida, realizada 25 dias antes. A fase 2 é caracterizada pelo sistema ter sofrido uma sobrecarga ainda durante sua fase de partida, recebendo 5040 litros no mesmo dia, o equivalente a 28 dias de operação com vazão de 180L.dia^{-1} . Com isso desejou-se avaliar a resiliência da tecnologia estudada. Na Tabela 3.2 são resumidas as fases de operação.

Tabela 3.2 – Fases de operação

	Período da fase	Características
Fase 1	Dia 0 ao 113	Sistema alimentado com 180 L.dia^{-1}
Fase 2	Dia 114 ao 145	No dia 114 o sistema recebeu uma sobrecarga de aproximadamente 5040 litros. Depois disso sistema voltou a operar com vazão de 180L.dia^{-1}
Fase 3	Dia 146 ao 300	Sistema passa a operar com sua vazão de projeto de 360L.dia^{-1}

3.4.4. Amostragem e Análises Laboratoriais

Todas as análises foram feitas seguindo o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, AWWA e IWA, 2017). Na Tabela 3.3 são sistematizados os métodos selecionados para as análises. O espectrofotômetro utilizado, quando necessário, foi um Agilent Technologies Cary 60 UV-Vis, com software Cary Win UV Simple Reads.

Tabela 3.3 – Métodos empregados para as análises

Variável	Tipo de amostra	Método	Descrição
pH	Líquido	4500-H ⁺ B	Potenciometria
Alcalinidade Total	Líquido	2320 B	Titulação
Série de Sólidos	Líquido, e biomassa	2540 B, D, E e G	Filtração e Gravimetria
DQO	Líquido	5220 C e D	Espectrofotometria
Nitrito	Líquido filtrado	4110 A	Cromatógrafo de íons
Nitrato	Líquido filtrado	4110 A	Cromatógrafo de íons
N-NH ₃	Líquido	4500-NH ₃ B e C	Destilação e titulometria
NTK	Líquido	4500-N _{org} B	Digestão, destilação e titulometria
Fósforo Total	Líquido	4500-P.B.4	Digestão, espectrofotometria
Fósforo Solúvel	Líquido filtrado	4500-P.E	Filtração e espectrofotometria
Coliformes Totais	Líquido	9223 B	Kit de cartelas e substrato
E. Coli.	Líquido	9223 B	Kit de cartelas e substrato

Fonte: APHA; AWWA e WEF (2017).

Para a caracterização do esgoto bruto foram coletadas três amostras todas as quartas-feiras, uma de manhã, uma no horário do almoço e outra no final da tarde. A partir disso, uma mesma proporção de cada uma dessas foi utilizada para se obter uma amostra composta, buscando-se com isso ter uma ideia da concentração média afluyente ao sistema.

As amostras do efluente de cada reator foram coletadas uma vez por semana, durante 300 dias, a partir de pontos de amostragem instalados entre as tubulações que conectam os reatores como é apresentado na Figura 3.12. Com esses dados, obtidos ao longo de 300 dias de operação, foi possível avaliar as características médias de desempenho do sistema.

Na apresentação dos resultados, o esgoto efluente de certa etapa do tratamento será nomeado com o nome do próprio reator. Ou seja, esgoto efluente da fossa digestora será identificado com fossa digestora e assim por diante.

Figura 3.12. – Pontos de amostragem na saída da (a) fossa digestora (b) do decantador (c) da wetland

Fonte: Imagens obtidas pelo próprio autor

3.5. Resultados e Discussão

3.5.1. Caracterização do esgoto bruto

Na Tabela 3.4 estão resumidos os dados de caracterização do esgoto bruto obtidos. Os resultados indicam que o esgoto estudado possui características similares com do esgoto doméstico, com exceção das concentrações de nitrogênio total Kjeldhal e nitrogênio amoniacal que se mostraram superiores às concentrações típicas (Metcalf e Eddy, 2004). Uma possível explicação para essa característica do esgoto estudado é que, devido aos banheiros públicos das instalações do restaurante universitário, há uma maior concentração de urina no esgoto e, por consequência, de nitrogênio orgânico.

Tabela 3.4 – Características do esgoto bruto

	pH	Alcalinidade (mg CaCO ₃)	DBO	DQO	DQO filt	SST	SSV	NTK	NH ₄ ⁺	P _{total}	P _{sol}
Num amotras	55	55	25	47	28	55	55	57	57	47	47
máximo (mg/L)	7,9	328	643	1371	519	655	575	151	85	11,7	8,8
mínimo (mg/L)	6	120	138	287	50	20	18	35	26	3,5	2,2
média (mg/L)	6,9	197	385	669	244	235	207	77	52	8,7	5,1
Desv. Pad. (mg/L)	0,40	43,7	148	249	115	150,2	133,9	25	14	1,97	1,38

3.5.1.1 DQO, Sólidos Suspensos e Alcalinidade

Na Figura 3.13 é representada a evolução temporal das concentrações de DQO do esgoto bruto afluente ao longo dos 300 dias de monitoramento do sistema e na Figura 3.14 os dados referentes às concentrações de sólidos suspensos totais e voláteis.

Figura 3.13 – Concentrações de DQO do esgoto bruto ao longo do tempo

Figura 3.14 – Concentrações de sólidos suspensos totais (■) e sólidos suspensos voláteis (Δ) do esgoto bruto

Tanto as concentrações de DQO quanto de sólidos suspensos, totais e voláteis, variaram bastante entre as análises realizadas. As concentrações de DQO apresentaram um valor médio próximo a de um esgoto doméstico típico, enquanto que a concentração de sólidos pode ser considerada como de um efluente doméstico com alta concentração (Metcalf e Eddy, 2004). Na Figura 3.15 são apresentados os resultados de pH e alcalinidade, os quais também se situaram dentro de uma faixa típica do esgoto doméstico.

Figura 3.15 – Alcalinidade do esgoto bruto (■) e pH (Δ) ao longo do tempo

3.5.1.2 Nitrogênio Total Kjeldahl e Nitrogênio Amoniacal

Na Figura 3.16 são apresentadas as concentrações de nitrogênio total Kjeldahl e de nitrogênio amoniacal do esgoto bruto medidas ao longo da operação. Nota-se que no início da operação foi registrada uma grande amplitude de variação desse nutriente. Acredita-se que tais concentrações ocorreram devido à grandes concentrações de matéria-orgânica proteica no esgoto afluente. Durante a 3ª etapa de operação nota-se que houve uma amplitude de variação menor, entre 55 mg.L⁻¹ e 70 mg.L⁻¹ para o NTK. Mesmo assim, tais concentrações são maiores do que as tipicamente encontradas no esgoto doméstico, o que foi associado às contribuições do restaurante central e de seus banheiros (onde predomina a urina).

Figura 3.16 – Concentrações de nitrogênio total kjeldhal (■) e nitrogênio amoniacal (Δ) do esgoto bruto

3.5.1.3 Fósforo total e solúvel

As concentrações de fósforo total e solúvel medidas para o esgoto bruto estão apresentadas na Figura 3.17. Os valores encontrados são considerados altos para o esgoto doméstico.

Figura 3.17 – Concentrações de fósforo total (■) e fósforo solúvel (Δ) do esgoto bruto

3.5.2. Avaliação do desempenho dos reatores anaeróbios e wetland construído vertical ascendente

3.5.2.1. DQO, sólidos suspensos, alcalinidade e pH

Inicialmente foi avaliada a manta de lodo na fossa digestora, 50 dias após a partida do sistema, a fim de avaliar a partida do reator. Foram retiradas duas amostras para analisar suas concentrações de sólidos, apresentadas na Tabela 3.5.

Tabela 3.5 – Concentrações de sólidos na manta do reator, após 50 dias de operação

	Amostra 1	Amostra 2	Valor Médio
Sólidos Totais (mg.L⁻¹)	1500	1520	1510
Sólidos Suspensos Totais (mg.L⁻¹)	790	683	736
Sólidos Suspensos Voláteis (mg.L⁻¹)	280	460	370

A proximidade entre a concentração média de sólidos suspensos voláteis encontrada no lodo utilizado para inocular a partida do reator e na manta de lodo da fossa digestora após 50 dias de operação indica que o reator do sistema em estudo manteve uma concentração de microrganismos adequada para a digestão anaeróbica e que não houve perda significativa de sólidos.

As Tabelas 3.6, 3.7 e 3.8 representam o resumo dos dados monitorados para as concentrações de DQO medidas para o efluente de cada etapa do tratamento. As Figuras 3.20, 3.21 e 3.22 apresentam a evolução das concentrações registradas para esse parâmetro ao longo do tempo e suas eficiências de remoção.

Tabela 3.6 – Resumo das concentrações de DQO efluente durante a fase 1

		Demanda Química de Oxigênio			
		Esgoto Bruto	Fossa Digestora	Decantador	Wetland
FASE 1 (dia 0 - 113)	Num. amostras	19	19	19	19
	máximo (mg.L ⁻¹)	1340	477	316	182
	mínimo (mg.L ⁻¹)	287	156	71	32
	média (mg.L ⁻¹)	569	303	190	81
	desvio padrão (mg.L ⁻¹)	262	110	79	41
	remoção média	-	47%	37%	58%
	remoção total média	-	-	-	86%

Tabela 3.7 – Resumo das concentrações de DQO efluente durante a fase 2

		Demanda Química de Oxigênio			
		Esgoto Bruto	Fossa Digestora	Decantador	Wetland
FASE 2 (dia 114 - 145)	Num amostras	6	6	6	6
	máximo (mg.L ⁻¹)	1371	715	488	381
	mínimo (mg.L ⁻¹)	577	585	312	108
	média (mg.L ⁻¹)	864	638	406	230
	desvio padrão (mg.L ⁻¹)	288	44	62	114
	remoção média	-	26%	36%	43%
	remoção total média				73%

Tabela 3.8 – Resumo das concentrações de DQO efluente durante a fase 3

		Demanda Química de Oxigênio			
		Esgoto Bruto	Fossa Digestora	Decantador	Wetland
FASE 3 (dia 146 - 300)	Num amostras	22	22	22	21
	máximo (mg.L ⁻¹)	1091	522	400	171
	mínimo (mg.L ⁻¹)	435	235	133	11
	média (mg.L ⁻¹)	702	385	235	80
	desvio padrão (mg.L ⁻¹)	188	77	69	35
	remoção média	-	45%	39%	66%
	remoção total média				89%

Figura 3.18 – Evolução temporal da DQO afluente (■) e efluente (◆) à fossa digestora e sua eficiência de remoção (Δ)

Como apresentado a Figura 3.18 a fossa digestora obteve bom desempenho de remoção de DQO desde o início do monitoramento, mostrando que a inoculação realizada foi exitosa para dar partida no reator. Os resultados obtidos para a fase 2 de operação mostram que o reator foi prejudicado pela sobrecarga a que o sistema foi submetido, registrando eficiências negativas entre os dias 115 e 117. O sistema apresentou rápida recuperação voltando a registrar eficiência de remoção superior a 50% 16 dias após a sobrecarga.

Os resultados apresentados na Tabela 3.7 e na Figura 3.19 mostram que o decantador não teve sua eficiência de remoção comprometida durante a fase 2, sendo sua eficiência média de remoção entre 36 e 39% para as 3 fases estudadas. Nos primeiros dias da 3ª fase de operação o sistema apresentou uma queda de eficiência o que pode ser associado ao um desprendimento de sólidos ocorrido em virtude do aumento de vazão até o sistema atingir novo equilíbrio. A Figura 3.20 que apresenta as concentrações de sólidos suspensos totais corrobora com essa explicação, apresentando um pico local de sólidos nos dias 145 e 152 com um contínuo decréscimo em seguida.

Figura 3.19 – Evolução temporal da DQO afluente (■) e efluente (♦) ao decantador e sua eficiência de remoção (Δ)

Figura 3.20 - Sólidos suspensos totais afluente (■) e efluente (♦) ao decantador e sua eficiência de remoção (Δ)

Como mostra a Figura 3.21 a eficiência de remoção de DQO do alagado construído apresentou grandes oscilações ao longo do tempo, o que pode ser associado ao baixo desenvolvimento radicular das plantas no início. Seu desempenho apresentou um crescente aumento de eficiência com o tempo, resultando em uma eficiência média de remoção de $66\% \pm 14\%$ durante a fase 3. O *wetland* também se mostrou resiliente, de modo que, mesmo tendo uma pequena queda de eficiência com a sobrecarga da fase 2, recuperou-se rapidamente, voltando a apresentar seu desempenho usual 10 dias depois.

Figura 3.21 – Evolução temporal da DQO afluente (■) e efluente (◆) à *wetland* e sua eficiência de remoção (Δ)

As concentrações de sólidos efluentes de cada estágio do sistema de tratamento são apresentadas na Figura 3.22. Observa-se uma grande variação da concentração efluente de sólidos totais da fossa digestora, que ocorre em decorrência das variações do esgoto bruto afluente e do desprendimento de sólidos mais leves. Ademais, é importante ressaltar que como foram coletadas amostras simples, estas são mais suscetíveis a variações temporais. Durante a fase 3 de operação o decantador foi capaz de manter-se estável frente a essas oscilações, o que mostra que foi capaz de cumprir seu papel de reter o excesso de sólidos desprendido da fossa digestora. O alagado construído também apresentou comportamento estável e a média da eficiência global de remoção de sólidos suspensos totais foi de 93%. A Tabela 3.9 apresenta o resumo das concentrações de sólidos medidas para o efluente de cada reator do sistema durante a fase 3.

Figura 3.22 – Concentração de sólidos suspensos do esgoto bruto (■), do efluente da fossa digestora (◆), do decantador (▲) e do *wetland* (○)

Tabela 3.9 – Caracterização da concentração de sólidos dos efluentes durante a fase 3

	Fossa Digestora		Decantador		Wetland	
	SST	SSV	SST	SSV	SST	SSV
Núm. Amostras	18	18	20	20	21	21
Máximo (mg.L⁻¹)	217	200	106	100	32	32
Mínimo (mg.L⁻¹)	56	50	26	22	6	6
Média (mg.L⁻¹)	113	101	48	44	19	18
Desvio padrão (mg.L⁻¹)	45,0	41,3	20,2	19,4	8,3	7,4

Os valores de alcalinidade registrados para o efluente de cada etapa do tratamento são apresentados na Figura 3.23. O aumento de alcalinidade no efluente da fossa digestora, associado à remoção de matéria orgânica ocorrida nessa etapa, indica que o processo de digestão anaeróbia esteve bem equilibrado e estabelecido. Já o incremento de alcalinidade do efluente do *wetland* construído pode ser explicado pela baixíssima nitrificação, a qual seria responsável por um consumo de alcalinidade, ocorrida no reator e pelos processos de digestão anaeróbia que também ocorrem no interior do reator cujo meio filtrante permanece constantemente saturado.

Figura 3.23 – Alcalinidade do esgoto bruto (■), do efluente da fossa digestora (◆), do decantador (△) e do *wetland* (○)

3.5.2.2. Compostos nitrogenados e fósforo

As concentrações de NTK e de NH_4^+ do efluente do decantador (afluente do alagado construído) e do efluente do alagado construído estão apresentadas na Figura 3.24. Como não ocorre remoção significativa de nitrogênio em reatores anaeróbios como os estudados nesse trabalho, os resultados para o efluente da fossa digestora foram omitidos, apesar de monitorados. Além disso, como as concentrações de compostos nitrogenados do esgoto bruto apresentaram grandes variações, assim como apresentado na seção 3.4.1.2, a concentração de NTK efluente da etapa anaeróbia pode ser considerada como uma concentração média do esgoto bruto, apesar de ser esperada uma pequena remoção devido aos processos microbiológicos que ocorrem em seu interior.

Figura 3.24 – (a) NTK efluente do decantador (▲) e do *wetland* (○); (b) NH_4^+ efluente do decantador (▲) e do *wetland* (○)

(a)

(b)

A Figura 3.24(b) mostra uma tendência de aumento da concentração de NH_4^+ no efluente do *wetland* construído o que é explicado pela mineralização do nitrogênio presente em compostos orgânicos. Já a Figura 3.24(a), juntamente com as estatísticas obtidas para a fase 3 de operação apresentadas na Tabela 3.10, indicam que não houve remoção significativa de compostos nitrogenados no leito do *wetland*.

Tabela 3.10 – Concentrações de NTK e NH_4^+

	Decantador		Wetland			
	NTK	NH_4^+	NTK	NH_4^+	Nitrito	Nitrato
Núm. Amostras	17	17	17	17	7	7
máximo (mg.L^{-1})	84	67	74	71	0,24	0,56
mínimo (mg.L^{-1})	48	40	48	39	0,00	0,38
média (mg.L^{-1})	66	57	64	60	0,08	0,48
desv pad (mg.L^{-1})	9,1	7,6	7,7	8,0	0,11	0,06

Na Figura 3.25 estão apresentadas as concentrações de fósforo total e solúvel efluentes da etapa anaeróbia (decantador) e do *wetland*.

Figura 3.25 – (a) Concentrações de fósforo total e (b) Concentrações de fósforo solúvel do efluente do decantador ($\blacktriangle$) e do *wetland* ($\circ$);

(a)

(b)

Os resultados apresentados na Figura 3.27 e resumidos na Tabela 3.11 mostram que não houve remoção significativa de fósforo no *wetland* construído. A pequena remoção observada, da ordem de 6% tanto para o fósforo total quanto o solúvel, pode ser explicada por fenômenos físicos de filtração capazes de remover uma parte do fósforo orgânico juntamente à remoção de sólidos, já o fósforo em sua forma solúvel é resultado do consumo desse nutriente pelas plantas e da adsorção que ocorre na superfície da brita. Como esperado, a remoção resultante desses processos foi pequena, uma vez que a capacidade de adsorção da brita é muito baixa e o consumo pelas plantas é muito pequeno comparado à carga de fósforo aplicada.

Tabela 3.11 – Concentrações de fósforo total e solúvel

	Decantador		Wetland	
	P-total	P-sol	P-total	P-sol
núm. Amostras	27	27	27	27
máximo (mg.L⁻¹)	11,5	6,4	11,3	6,2
mínimo (mg.L⁻¹)	6,0	4,3	4,1	3,5
média (mg.L⁻¹)	9,0	5,0	8,4	4,7
desvio padrão (mg.L⁻¹)	1,4	0,6	1,3	0,6

3.5.2.3. Coliformes e oxigênio dissolvido

Durante a fase 3 de operação foram coletadas 6 amostras de esgoto bruto, do efluente do decantador e do efluente do alagado construído com o intuito de caracterizá-los quanto à sua concentração de coliformes termotolerantes, parâmetro utilizado pela norma NBR13969 (ABNT, 1997). Segundo essa norma deve-se atingir concentração de coliforme fecal inferior a 5000 NMP/100mL e oxigênio dissolvido acima de 2,0 mg.L⁻¹ para reuso do esgoto tratado em pomares, produção de cereais, pastagens para gados e outros cultivos que usem sistemas de escoamento superficial ou irrigação pontual.

Na Tabela 3.12 estão apresentados os resultados obtidos. O sistema apresentou uma boa remoção de coliformes termotolerantes (2,5 log), porém a média da concentração desse indicador encontrada no efluente não foi capaz de atender aos parâmetros estipulados pelo NBR13969.

Para as mesmas amostras do efluente do alagado construído foi medido o oxigênio dissolvido (OD) cujo valor médio foi de $0,61 \pm 0,17 \text{ mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$. Os valores de OD encontrados também não atenderam à essa norma. Para aumentar a oxigenação do efluente final, acredita-se que seria necessário uma etapa de polimento, como, por exemplo, uma lagoa de maturação ou uma lagoa com macrófitas flutuantes, alimentadas por uma cascata para favorecer a aeração, entre outras possíveis opções existentes.

Tabela 3.12 – Número mais provável de coliformes totais e termotolerantes

	Bruto		Decantador		Wetland	
	Colif. Totais	Colif. Termotolerantes	Colif. Totais	Colif. Termotolerantes	Colif. Totais	Colif. Termotolerantes
num. amostras	6	6	6	6	6	6
min (NMP/100 mL)	$3,6 \cdot 10^7$	$2,0 \cdot 10^6$	$2,6 \cdot 10^6$	$4,0 \cdot 10^4$	$3,9 \cdot 10^5$	$1,0 \cdot 10^4$
max (NMP/100mL)	$2,5 \cdot 10^9$	$2,3 \cdot 10^8$	$3,1 \cdot 10^7$	$3,8 \cdot 10^6$	$8,7 \cdot 10^6$	$4,7 \cdot 10^5$
Media geométrica (NMP/100mL)	$3,7 \cdot 10^8$	$1,5 \cdot 10^7$	$7,1 \cdot 10^6$	$4,2 \cdot 10^5$	$1,2 \cdot 10^6$	$5,0 \cdot 10^4$
remoção (log)	-	-	1,7	1,6	0,8	0,9

Contudo, deve-se ressaltar que as determinações da NBR13969 (1997) são muito restritivas, principalmente em casos onde se aplica irrigação por gotejamento e em alimentos que serão ingeridos cozidos, situações nas quais o próprio solo pode atuar, de maneira segura e eficaz, como uma barreira aos patógenos. Segundo a WHO (2006) quando realizada a irrigação por gotejamento de culturas cujos alimentos fornecidos estão distantes do solo, o solo é capaz de representar uma remoção de 4 log. Sob essa perspectiva a tecnologia avaliada pode ser considerada para promover o reuso para irrigação de pomares e de culturas como milho, feijão, entre outras.

3.5.2.4. Sólidos acumulados no reator anaeróbio

Para encerrar o monitoramento do sistema, foi coletada amostra em triplicata do lodo acumulado na fossa digestora. O reator foi homogeneizado e foram coletadas amostras do fundo.

A concentração de sólidos suspensos totais foi de $11867 \pm 3564 \text{ mg.L}^{-1}$.

A proporção de sólidos suspensos voláteis SSV/SST foi de $0,64 \pm 0,02$.

Tais resultados levam a concluir que houve uma concentração significativa de sólidos no reator, assim como digestão anaeróbia de parte do material retido. A estimativa de sólidos acumulados pode ser feita correlacionando a concentração calculada de sólidos do reator no final da operação com a concentração inicial, apresentada na Tabela 3.1, que era de 2880 mg.L^{-1} . Considerando-se um volume útil de 800 L e que o reator estava homogeneizado no momento das amostragens, tem-se 7189 g de SST acumulados, valor inferior ao calculado pelo balanço entre os sólidos efluentes e afluentes ao reator.

A estimativa da retenção de sólidos também pode ser feita a partir do cálculo do balanço de massas para esse reator, com base nas concentrações médias afluentes e efluentes ao reator. Assim, tem-se 11955g de SST acumulados no reator para o período operado.

Conclui-se que a diferença entre os dois cálculos é, em parte devido às limitações dessa metodologia, mas também devido à digestão anaeróbia dos sólidos acumulados que ocorre no reator. A baixa relação SSV/SST encontrada corrobora para tal explicação uma vez que indica uma fração significativa de sólidos inorgânicos acumulados apesar da predominância de sólidos orgânicos presentes no esgoto estudado. Ao longo do período monitorado o reator não apresentou sinais de perda de eficiência devido a esse acúmulo de sólidos. Contudo ressalta-se que o reator provavelmente necessitará de manutenções periódicas para esvaziar seu conteúdo de sólidos.

3.6. Conclusões

A etapa de tratamento anaeróbio mostrou-se adequada ao promover uma remoção média de $66,5 \pm 11\%$ de DQO e de $75,4 \pm 9,6\%$ para sólidos suspensos ao longo da fase 3, atingindo um desempenho operacional próximo ao idealizado. Assim, a etapa anaeróbia cumpriu seu papel de realizar a digestão da matéria orgânica e

remover sólidos suspensos, contribuindo para proteger o alagado construído de entupimentos e colmatações.

Com as concentrações médias de DQO relativas ao afluente e efluente da fossa digestora, é possível estimar-se a geração de biogás do reator utilizando-se equacionamento proposto por Chernicharo (1997):

$$Q_{gás} = Q_{esgoto} \cdot \frac{S_0 \cdot (1 - Y) - S_e}{f(T) \cdot C} (1 - l_e) \quad (3.10)$$

No qual,

$Q_{gás}$ = vazão média de gás gerada pelo reator

Q_{esgoto} = vazão média do esgoto afluente ao reator

Y = coeficiente de síntese = 0,04 gSSV/gDQO

S_0 = concentração de DQO afluente

S_e = concentração de DQO efluente

$f(T)$ = fator de correção volumétrica devido à temperatura

C = concentração de metano no biogás

l_e = perda de gases devido à dissolução no esgoto

Considerou-se para o cálculo do fator de correção volumétrica $T = 20\text{ }^{\circ}\text{C}$. A perda de gases devido à dissolução = 40% e a concentração de metano no biogás = 60 %, valores sugeridos por Chernicharo (1997), baseados no funcionamento de reatores UASB. A concentração de DQO afluente considerada foi de 702 mg.L^{-1} e a concentração efluente de 385 mg.L^{-1} , sendo essas as concentrações médias calculadas para o esgoto bruto e para o efluente da fossa digestora, respectivamente, ao longo da fase 3 de operação.

Com isso a geração média diária de gás metano estimada foi de $32,8\text{ L.dia}^{-1}$. Para o caso estudado o sistema apresenta pouco potencial para reaproveitamento de biogás. Tal fato era esperado devido à baixa concentração de matéria orgânica no esgoto, comparada aos resíduos sólidos. Para situações onde se almeja reaproveitamento de biogás descentralizado, recomenda-se a realização da digestão de resíduos sólidos, prática muito comum na zona rural da China, Índia e em algumas

regiões da América Latina, onde comunidades rurais são capazes de obter gás para a cozinha e eletricidade a partir dessa prática (GARFÍ et al., 2016).

Ressalta-se ainda que a acumulação de sólidos que ocorre no reator anaeróbio requererá que esse sistema apresente manutenções periódicas, como o esvaziamento por caminhão limpa-fossa o que acarretará em um custo adicional. Outra possibilidade é instruir os usuários sobre a compostagem do lodo para uso agrícola. Para o bom funcionamento desse sistema é importante que essas questões sejam levadas em consideração em eventuais políticas públicas de saneamento que visem implementar esse tipo de solução. Porém é esperado que a periodicidade requerida por essas limpezas será menor do que as das fossas convencionais.

O conjunto de reatores anaeróbios + *wetland* de fluxo vertical ascendente mostrou-se adequado para a remoção de DQO com efluente final com 80 ± 35 mg.L⁻¹ de DQO e eficiência global de remoção $88,6\% \pm 6,3\%$ para esse parâmetro. As remoções de nitrogênio e fósforo foram inexpressivas. Assim, o sistema apresentou um desempenho dentro do esperado, sendo capaz de remover a matéria-orgânica e sólidos eficientemente, mas deixando os nutrientes disponíveis, o que pode ser interessante em um contexto onde se deseja reciclar esses nutrientes com a irrigação de pomares ou outras culturas.

Contudo, deve-se atentar às concentrações de patógenos do efluente final que não foram capazes de atingir os valores normatizados pela NBR13969 (ABNT, 1997) para reuso em pomares, produção de cereais, pastagens para gados e outros cultivos que usem sistemas de escoamento superficial ou irrigação pontual. Segundo essa norma deve-se atingir concentração de coliforme fecal inferior a 5000 NMP/100mL e oxigênio dissolvido acima de 2,0 mg.L⁻¹. Para atender a esses parâmetros seria necessário adicionar um estágio complementar de tratamento, como por exemplo um alagado construído com um meio de preenchimento mais fino, uma lagoa de maturação, uso de cloração, ou uma combinação entre essas possibilidades, além de outras que poderiam ser possíveis.

Porém, salienta-se que a NBR13969 é considerada uma norma muito restritiva nesse quesito. Segundo a WHO (2006), em casos onde é realizado o reuso desse efluente com fins de irrigação de culturas altas (cujos alimentos estão distantes do

solo) por gotejamento, o solo é capaz de remover 4 log de coliformes termotolerantes, de modo que o sistema de tratamento necessitaria remover apenas 2 log de coliformes termotolerantes. Das 6 amostras de coliformes termotolerantes analisadas 5 tiveram concentrações de coliformes termotolerantes inferior à 10^5 NMP/100 mL, sugerindo que a tecnologia proposta, que obteve uma eficiência média de remoção de coliformes termotolerantes de 2,5 log, pode ser adequada para a promoção de reuso na agricultura para culturas como feijão, milho e árvores frutíferas em geral.

Ademais, a separação entre águas amarelas, cinzas e negras pode aprimorar o desempenho da tecnologia proposta, uma vez que ela é primordialmente concebida para o tratamento de matéria orgânica e sólidos (constituintes principais das águas negras). Separando-se as diferentes águas residuárias é possível, por exemplo, tratar as águas negras com a tecnologia proposta e realizar a infiltração no solo, deixando-se às águas amarelas (urina, rica em nitrogênio) e as águas cinzas, as quais possuem menor quantidade de patógenos, para o reuso agrícola.

Na Tabela 3.13 estão comparadas a carga de DQO recebida pelo alagado construído estudado com valores apresentados em outros trabalhos que estudaram o desempenho de alagados de fluxo vertical ascendente tratando esgoto doméstico.

Tabela 3.13 – Comparação com alguns parâmetros operacionais apresentados na literatura

	Área Transv. (m ²)	TDH (d)	Taxa de aplicação (m.d ⁻¹)	Carga DQO g.m ⁻² .d ⁻¹)	remoção DQO	Material de preenchimento
Este trabalho	1,4	1,06	0,26	60,4	66%	brita
Abdelhakeem et al (2015)	0,09	0,5	0,15	112,3	70%	brita
Chang et al (2011)	4,6	3	0,02	2,1	81%-87%	brita, areia, argila expandida, vermiculita, calcário, migalhas de pneu, serragem
Debska et al (2015)	30		0,033	25,0	95%	Areia grossa (1-2 mm)
Sousa et al.* (2000)	10	5	0,045	13,2 – 14,1	79 – 81%	Areia grossa (2,88 – 4,8 mm)
		7	0,033	9,2 – 10,1	81 – 84%	
		10	0,023	6,6 – 7,1	84 – 84%	

*wetland horizontal

Como se pode observar há um grande espectro de possíveis cargas de aplicação de DQO. O alagado construído estudado trabalhou com grande carga de

DQO afluente ($60 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$) e sua eficiência de remoção mostrou-se satisfatória quando comparada com os outros exemplos encontrados na literatura. Em termos de sólidos suspensos, o *wetland* operou com carga de $12,3 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$. Apesar de ser uma carga mais alta que algumas relatadas na literatura, como Moreno *et al.* (2002) e Farahbakshazad e Morrison (2003) que trabalham com 5,1 e $4,7 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ respectivamente, este valor é inferior à recomendação determinada por Sezerino (2006) que conclui que a carga de sólidos suspensos deve ser inferior a $16 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ – tomando-se como base a área transversal ao escoamento – para garantir-se boa eficiência de remoção de DQO e sólidos suspensos e evitar riscos de colmatção.

Já a Tabela 3.14 compara a carga de nitrogênio total a que o *wetland* foi submetido com valores encontrados na literatura. Constata-se que o presente estudo foi realizado com cargas muitíssimo elevadas o que explica, em partes, a remoção insignificante de compostos nitrogenados determinada pelas análises de qualidade do efluente. Outra razão para a limitada remoção de nitrogênio é a própria configuração do leito que, devido a seu fluxo vertical ascendente, está constantemente saturado, ou seja, em meio anaeróbio. Recomenda-se para trabalhos futuros que mantenham o sistema operando com cargas inferiores de compostos nitrogenados. Outra opção pode ser alterar a configuração do reator, caso seja desejado uma maior remoção de nitrogênio.

Tabela 3.14 – Comparação com cargas de nitrogênio total aplicadas na literatura

	Carga TN $\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$	remoção TN	Tipo de esgoto
Este trabalho	17,0	insignificante	Esgoto doméstico
Abdelhakeem <i>et al.</i> (2015)	8,7	19%	Esgoto doméstico
Chang <i>et al.</i> (2011)	1,7	62,5 - 97,1%	Esgoto doméstico
Farahbakshazad (2000)	4,8	94%	Esgoto doméstico
Moreno <i>et al.</i> (2002)	8,1	90%	Efluente de refinaria de petróleo
Debska <i>et al.</i> (2015)	2,54	55%	Esgoto doméstico
Sousa <i>et al.</i> (2000)*	2,6	59 – 65%	Esgoto doméstico
	1,9	59 – 65%	Esgoto doméstico
	1,3	76 – 87%	Esgoto doméstico
Tanner (1994)	2,50	32%	Efluente de suinocultura

*wetland horizontal

Na Tabela 3.15 é apresentada a carga de fósforo total a que o sistema foi submetido em comparação com outros casos encontrados na literatura. A insignificante remoção de fósforo total pelo alagado construído estudado é explicada por conta dessa alta carga, associada à baixa capacidade de adsorção de fósforo pela brita e da baixa quantidade de fósforo assimilada pelos microrganismos e pelas plantas. Chang *et al.* (2011), por exemplo, além de trabalharem com uma carga 17 vezes menor, utilizam brita, areia, argila expandida, vermiculita, calcário, migalhas de pneu e serragem no meio de preenchimento para potencializar a remoção de fósforo por meio de adsorção.

Tabela 3.15 – Comparação com cargas de fósforo aplicadas na literatura tratando esgoto doméstico

	Carga TP g.m⁻².d⁻¹	remoção TP
Este trabalho	2,3	insignificante
Abdelhakeem <i>et al.</i> (2015)	0,47	19%
Chang <i>et al.</i> (2011)	0,13	95,7 - 98,3%
Debska <i>et al.</i> (2015)	0,57	88%
Sousa <i>et al.</i> (2000)*	0,25 – 0,29	78- 88%
	0,18 – 0,21	84 – 88%
	0,12 - 0,14	99,9 – 100%

3.7. Sugestões para pesquisas futuras

Por ter trazido um enfoque de avaliar o desempenho da tecnologia proposta, dimensionada para operar com certa vazão de trabalho, neste trabalho não foi possível avaliar o desempenho da tecnologia proposta em diferentes condições de operação. Por essa razão, seria interessantes que trabalhos futuros se dedicassem a avaliar como essa tecnologia se comportaria em outros regimes. Manter o sistema operando com o devido monitoramento também é interessante para que se obtenham informações acerca do processo de acumulação de sólidos nos reatores anaeróbios e de colmatção do biofiltro do alagado construído.

No presente estudo foi obtido um efluente de boa qualidade, o qual considera-se apropriado para a irrigação de pomares e para a emissão subsuperficial no solo. Contudo, o tratamento poderia ser aprimorado a fim de garantir uma maior segurança

em termos de saúde coletiva e de atingir padrões estipulados por algumas das normas apresentadas. Desse modo, propõe-se que sejam pensadas etapas complementares de tratamento a fim de aumentar a remoção de coliformes termotolerantes e a concentração de oxigênio dissolvido no efluente final. Lagoas com recirculação e uso de cascatas para aerar o efluente, alagados construídos de fluxo descendente não saturado, entre outras opções, poderiam ser acopladas a fim de promover esse tratamento complementar.

No mais, é muito importante que se melhor compreenda os efeitos positivos e negativos gerados nas culturas que são irrigadas com o efluente tratado, de maneira que é importante que trabalhos como o de Tomaz, Chaves e Contrera (2018) sejam aprofundados. Nesse trabalho, os autores concluíram estatisticamente, tendo como base famílias compostas por 10 feijoeiros, que o efluente tratado aumentou a sua produtividade, comparada aos que receberam apenas água. Além disso, feijoeiros irrigados com o esgoto tratado foram tão produtivos quanto os que utilizaram fertilizantes químicos convencionais.

Capítulo 4 – Avaliação do uso de lodo férrico como adsorvente para remoção de fósforo do esgoto e sua aplicação enquanto meio de preenchimento de wetland construído

4.1. Introdução

O lodo produzido como subproduto do processo de tratamento de água é um resíduo volumoso que representa um difícil problema para os engenheiros ambientais e sanitários. No Brasil, por exemplo, ainda é comum dispor o lodo produzido pelas estações de tratamento de água em rios, sem tratamento prévio. Esse lodo é considerado um resíduo sólido, e, portanto, sua gestão deveria atender aos preceitos da Política Nacional de Resíduos Sólidos, Lei Federal 12.305/2010 (BRASIL, 2010), a qual é um importante marco legal que reúne um conjunto de princípios, objetivos, instrumentos, diretrizes, metas e ações com o intuito de promover o gerenciamento ambientalmente adequado dos resíduos sólidos. Em seu Art. 9º define que “na gestão e gerenciamento de resíduos sólidos, deve ser observada a seguinte ordem de prioridade: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento de resíduos sólidos, e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos”.

Outro desafio enfrentado atualmente é a eutrofização dos corpos aquáticos causada em grande medida pelo fósforo que é encontrado nos esgotos (van Handeel e Marais, 1999). As tecnologias de tratamento tradicionais, como os reatores UASB e os Lodos Ativados possuem eficiências de remoção de fósforo muito baixas. Por essa razão, sistemas mais sofisticados foram desenvolvidos nas últimas décadas para realizar a remoção de fósforo por meio de processos biológicos como o Phoredox, Bardenpho, UCT e o sistema Johannesburg (van Handeel e Marais, 1999). O princípio desses sistemas é propiciar o desenvolvimento de uma massa bacteriana com teor de fósforo muito mais elevado que o encontrado em lodo de sistemas convencionais. Essas bactérias são conhecidas como organismos de acumulação de polifosfatos (PAOs) e são capazes de remover o fosfato diluído da fase líquida e convertê-lo em biomassa de lodo. No entanto, essas tecnologias não foram amplamente instituídas, principalmente nos países em desenvolvimento, devido ao seu alto controle operacional necessário (TARAYRE et al., 2016). As técnicas físico-químicas, por outro

lado, são relativamente fáceis e eficazes, fazendo com que o fósforo seja removido por precipitação química com a aplicação de sais metálicos, como sais de alumínio, ferro ou magnésio. Quando a precipitação química é utilizada, a remoção de fósforo chega a superar 90% (THISTLETON *et al.*, 2002), mas dosagens de ferro e sais de alumínio são elevados. No mais, a produção de lodo aumenta até 95% (YEOMAN *et al.*, 1988; SHU *et al.*, 2006), o potencial de geração de metano do lodo é reduzido em até 21% (SMITH e CARLIELL-MARQUET, 2009) e, o lodo resultante é difícil de desidratar e não libera facilmente fósforo quando é usado como solo condicionador (LESJEAN *et al.*, 2003; DESMIDT *et al.*, 2015). O alto custo associado às altas dosagens de sais necessárias para esse processo é outra desvantagem dos métodos físico-químicos (van HANDEEL e MARAIS, 1999). Problemas similares podem ocorrer quando o lodo de ETA é aplicado nas ETEs de lodos ativados: aumento na geração de lodo e maiores dificuldades para o tratamento do lodo gerado pela ETE originalmente projetada para a remoção biológica da matéria-orgânica presente no esgoto.

Para contribuir com a superação desses desafios – o *design* de tecnologias de fácil operação capazes de remover fósforo e o manejo do lodo de ETA - este estudo propõe uma solução que é capaz de reutilizar/reaproveitar esse tipo de lodo, utilizando-o como meio de preenchimento de um alagado construído.

Os óxidos e hidróxidos de Al e Fe encontrados no lodo proveniente das ETAs são conhecidos por exibir uma natureza amorfa e porosa que propicia a adsorção de ânions incluindo o fosfato (BABATUNDE *et al.*, 2009; AHMAD *et al.*, 2016ab; MAKRIS *et al.*, 2005). Assim, usar este tipo de lodo como um adsorvente de baixo custo para a remoção de fósforo é uma alternativa promissora para o tratamento deste poluente. Os materiais de enchimento tipicamente utilizados em *wetlands* construídos, como areia e cascalho, têm baixa capacidade de adsorção (ARIAS e BRIX, 2005, FARABAKHSAD e MORRISON, 2003), a aplicação de lodo férrico ou de lodo a base de alumínio pode ser uma estratégia efetiva para aumentar a eficiência de remoção desse tipo de tecnologia (BABATUNDE *et al.*, 2010; PARK, 2009; ZHAO *et al.*, 2011).

4.2. Objetivos

Objetivos Específicos:

- 1) Obter isotermas de adsorção de fósforo para o lodo férrico oriundo da Estação de Tratamento de Água de Cubatão.
- 2) Avaliar o desempenho da aplicação do lodo férrico enquanto material de preenchimento de um alagado construído para realização de tratamento terciário.
- 3) Avaliar o tempo de saturação (tempo de vida útil) do lodo férrico oriundo de estação de tratamento de água aplicado como meio de preenchimento de um alagado construído tratando esgoto real.

4.3. Revisão Bibliográfica

4.3.1. O lodo das estações de tratamento de água

O lodo de estação de tratamento de água é um resíduo constituído por água e pelos sólidos originalmente contidos na água que são decantados graças à aplicação de produtos químicos, conhecidos como coagulantes, como o sulfato de alumínio ou o cloreto férrico. Assim, as características dos lodos de ETAs variam com a natureza da água bruta e dos processos e produtos químicos aplicados. O lodo proveniente do uso de coagulantes férricos é constituído de hidróxido de ferro, além de partículas inorgânicas, colóides e resíduos orgânicos removidos no processo de coagulação/floculação/decantação. O lodo oriundo do tratamento com sulfato de alumínio possui características semelhantes, porém sua superfície é constituída majoritariamente pelo hidróxido de alumínio (RICHTER, 2001). Segundo Richter (2001), como o lodo produzido nas ETAs geralmente contém grande teor de água, da ordem de 97,0% a 99,9%, é preciso realizar o adensamento e desaguentamento para aumentar o teor de sólidos e diminuir o volume do lodo a ser disposto.

A disposição indevida do lodo oriundo das estações de tratamento de água (ETAs) em corpos hídricos sem tratamento prévio é uma prática recorrente no Brasil.

Achon e Cordeiro (2015) ao analisarem a destinação do lodo gerado por 22 ETAs de 15 municípios localizados em uma mesma sub-bacia hidrográfica no Estado de São Paulo constatam que 86% das ETAs lançam o lodo sem tratamento nos corpos d'água, 9% destinam o lodo para uma Unidade de Tratamento de Resíduos e 5% encaminham o lodo para uma das ETEs do município. No Estado de Minas Gerais a situação é similar. Dados coletados de 175 municípios mostram que 87% das ETAs dos municípios avaliados lançam o lodo em corpos d'água sem tratamento (MINISTÉRIO PÚBLICO DO ESTADO DE MINAS GERAIS, 2009). Quando despejado nos corpos hídricos, pode causar sérios impactos ao ecossistema. Barbosa (2000) realizou estudos de toxicidade para caracterizar o impacto do lodo à biota aquática. A autora concluiu que haviam indícios de toxicidade a microcrustáceos, quiromídeos e peixes.

Desse modo, é inadmissível que esses resíduos sejam despejados despreocupadamente nos corpos hídricos. Os aterros sanitários e as estações de tratamento de esgotos são algumas das alternativas convencionais utilizadas. Há membros da comunidade técnico-científica que defendem o tratamento do lodo de ETA enviando-o para as ETEs como uma alternativa para casos onde as ETAs já estão construídas em áreas densamente urbanizadas, onde não há área para construção de sistemas de tratamento dentro da unidade (MARGUTI et al., 2018). Contudo, as características desse tipo de lodo são muito diferentes daquelas do esgoto afluente às ETEs, de modo o seu lançamento nelas pode ser considerado como apenas uma transferência do problema. O lodo de ETA é predominantemente formado por sólidos inorgânicos, os quais não são degradados por processos biológicos como os lodos ativados. Assim, resultam no aumento da geração de lodo da ETE, o qual, por sua vez, terá menor potencial de geração de biogás e será mais difícil de ser desaguado (DESMIDT et al., 2015; LESJEAN et al., 2003; SMITH e CARLIELL-MARQUET, 2009).

A disposição do lodo em aterros sanitários também é considerada uma solução a ser evitada, uma vez que os aterros possuem vida útil limitada e alto custo de implantação. Além disso, os lodos apresentam alta plasticidade, baixa resistência ao cisalhamento, baixa permeabilidade à água e são extremamente compressíveis e tixotrópicos. Desta forma, se eles não forem desaguados adequadamente, antes de serem dispostos no aterro, causam problemas estruturais ao mesmo. Teores de 25 a

30% de sólidos e tensão de cisalhamento superior a 25 kPa têm sido recomendados para esta disposição (O'KELLY, 2016).

O lodo de ETA é classificado como “resíduo sólido” pela NBR-10004 e, dessa forma, sua gestão deve seguir a legislação do setor e, portanto, às diretrizes estabelecidas pela Política Nacional de Resíduos Sólidos, Lei Federal 12.305/2010 (BRASIL, 2010) devem ser aplicadas para sua gestão. Em seu Art. 9º a PNRS define que “na gestão e gerenciamento de resíduos sólidos, deve ser observada a seguinte ordem de prioridade: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento de resíduos sólidos, e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos”. Sob essa perspectiva, apenas os rejeitos devem ser encaminhados para os aterros sanitários, ou seja, apenas resíduos que não possam ser tratados.

Existem diferentes práticas de tratamento, capazes de reaproveitar/reciclar esse resíduo, que poderiam ser aplicadas para o manejo sustentável do lodo proveniente de ETAs, entre elas: (i) a aplicação controlada em estações de tratamento de esgoto enquanto coagulante; (ii) aplicação como condicionante para o desaguamento de lodo de ETE; (iii) uso do lodo enquanto adsorvente para a remoção de metais pesados e outros contaminantes; (iv) utilização na produção de cimento; (v) incorporação na produção de tijolos e cerâmicas; (vi) disposição no solo e uso agrícola; (vii) utilização do lodo enquanto substrato em *wetlands* construídos (AHMAD et al, 2016a; AHMAD, et al., 2016b; BABATUNDE e ZHAO, 2010; JUNG et al., 2016).

4.3.2. Adsorção de fósforo no lodo de ETA

A adsorção é um fenômeno físico-químico, no qual moléculas e íons originalmente presentes em uma fase líquida passam a ficar retidos em uma superfície sólida, chamada de adsorvente. Nesse processo, as moléculas presentes na fase líquida são atraídas para a zona interfacial, devido à existência de forças atrativas não compensadas na superfície do adsorvente. Em geral isso ocorre devido à formação de ligações iônicas, covalentes, ou a combinação das duas, sendo esse processo definido como adsorção química. Já a adsorção física ocorre graças às interações de van der Waals o que resulta em menores forças de atração e uma maior

suscetibilidade à ocorrência da dessorção (STUMM, 1992).

Os lodos de ETAs possuem sua superfície recoberta por óxidos e hidróxidos de ferro e/ou alumínio, originados da precipitação dos sais aplicados na etapa de coagulação. A estrutura amorfa predominante desses hidróxidos resulta em uma maior área superficial desses sais em relação à sua forma cristalina. Essa grande área superficial composta por elementos de alta reatividade (Al^{3+} ou Fe^{3+}) confere a esse material uma afinidade por certos tipos de ânions. Por consequência, possui grande potencial de aplicação como adsorvente para a remoção de fósforo reativo solúvel encontrado na forma de H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} e PO_4^{3-} no esgoto (BABATUNDE *et al.* 2009; BABATUNDE e ZHAO, 2010), além disso também há estudos que mostram que esse material pode ser utilizado para remover outros poluentes como sulfeto, bóro, fluoretos, glifosato, mercúrio, arsênio, selênio e outros (AHMAD *et al.* 2016b).

Babatunde *et al.* (2009) utilizaram soluções padrão de fósforo com concentração conhecida e lodo advindo de uma ETA irlandesa que utilizava sulfato de alumínio como coagulante e obtiveram isotermas de adsorção de fósforo utilizando o modelo de Langmuir com altos índices de correlação ($R^2 \geq 0,97$), variando o pH entre 4 e 9. A partir dessas curvas, foi determinada a capacidade máxima de adsorção de fósforo pelo lodo, cujo valor ficou na faixa entre 10,2 – 31,9 mg P . g⁻¹. Os autores também conduziram um estudo com 5 diferentes colunas, preenchidas com diferentes proporções de lodo de ETA (variando entre 40 e 100%) e monitoradas por 25 semanas tratando o efluente advindo de uma fazenda experimental de criação de animais, buscando avaliar o desempenho a longo prazo desse tipo de adsorvente. Nas primeiras semanas todas as colunas apresentaram altas eficiências de remoção, variando entre 88,9 e 93,2% para fósforo total e 92,7 e 95,4% para fósforo solúvel. Ao longo do experimento as eficiências de remoção foram diminuindo, atingindo, na coluna com menor quantidade de lodo, uma média de 53,8% para fósforo total e de 49,2% para o fósforo solúvel, na última fase de operação. As colunas preenchidas com 80% e 100% de lodo de ETA mantiveram eficiências de remoção superiores a 80% até o final do experimento, em decorrência da maior quantidade de superfície ativa disponível para a ocorrência de adsorção.

Song *et al.* (2011) avaliaram a efetividade do lodo férrico de uma ETA chinesa

enquanto material adsorvente. Para um pH inicial de 5,5, os autores obtiveram, utilizando soluções padrão de fósforo, isotermas de Langmuir, Freundlich e M-Langmuir, todas com $R^2 > 0,97$. O maior índice de correlação foi encontrado para a isoterma de M-Langmuir, segundo a qual a capacidade máxima de adsorção⁴ foi de 11,96 mg P . g⁻¹. Os autores também realizaram ensaios em colunas tratando soluções padrão de diferentes concentrações de fósforo e calcularam, segundo o modelo de Thomas, a capacidade máxima de adsorção que foi de aproximadamente⁵ 9,78 mg P . g⁻¹. Com isso, concluem que o lodo férrico poderia ser aplicado enquanto substrato de *wetlands* construídos como uma alternativa à disposição final em aterros.

4.3.3. Aplicação no lodo de ETA como meio de preenchimento de wetlands

Devido à alta capacidade de adsorção dos ânions de fosfato por parte do lodo de ETA, bem como à baixa eficiência de remoção de fósforo encontrada nos *wetlands* construídos preenchidos com materiais convencionais, vem crescendo nos últimos anos o número de estudos dedicados a avaliar a aplicação desse tipo de lodo como meio de suporte em *wetlands*. Além de ser um material que pode ser efetivamente usado como meio de suporte para aumentar a remoção de fósforo devido à sua capacidade de adsorção, Babatunde *et al.* (2009) concluem, ao realizar microscopia eletrônica de varredura que o lodo de ETA possui uma superfície irregular e com poros de 2 µm, ideal para a formação de biofilme, sendo portanto um meio de preenchimento adequado para um *wetland*.

Zhao *et al.* (2009) operaram e acompanharam o desempenho de um *wetland* vertical em escala de bancada, com alimentação intermitente, por 730 dias. O reator, com diâmetro interno de 145 mm, foi preenchido com uma camada inferior de 10 cm de brita seguido por uma camada principal de 35 cm de lodo rico em alumínio, desaguado, seco ao ar e peneirado de forma que as partículas não ultrapassassem o tamanho de 2 mm. O esgoto afluente possuía uma concentração média de PO₄³⁻-P

⁴ Capacidade de adsorção originalmente apresentada pelos autores em termos de mg PO₄³⁻ . g⁻¹

⁵ Capacidade de adsorção originalmente apresentada pelos autores em termos de mg PO₄³⁻ . g⁻¹

de $28 \pm 15 \text{ mg.L}^{-1}$ e o sistema operou com uma taxa de aplicação superficial de $0,5 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. Sob essas condições, os autores relataram um eficiência média de $86,4\% \pm 6\%$ para o fósforo reativo e de $88,6\% \pm 7,2\%$ para fósforo solúvel reativo, sendo que o sistema manteve uma remoção de fósforo superior a 70% mesmo após 700 dias de operação. A partir de um cálculo de balanço de massas, os autores concluem que foram removidos $35,8 \text{ mg P-PO}_4^{3-}.\text{gLodo}$. Segundo os autores, o tempo de vida útil do lodo enquanto adsorvente pode variar entre 4 e 17 anos.

Zhao *et al.* (2011) monitoraram e operaram o primeiro ano de operação de um sistema constituído por 4 de *wetlands* construídos verticais em série, em escala piloto, recebendo efluentes de uma fazenda com criação de animais na Irlanda. Cada estágio foi montado em um reservatório de plástico de 1100 L e preenchidos com uma camada superficial de 10 cm de profundidade de britas com 10 mm, seguidas pela camada principal composta por 65 cm de lodo de ETA com alumínio e um fundo com 10 cm de profundidade com britas de 20 mm. O sistema operou com uma taxa de aplicação superficial de $0,29 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ (considerando-se a área total dos 4 estágios) e recebeu um afluente cuja concentração variou entre $10,7 - 33,3 \text{ mg.L}^{-1}$ para fósforo total e $8,6 - 32,8 \text{ mg.L}^{-1}$ para fósforo solúvel, apresentando remoção efetiva desses parâmetros. As eficiências da piloto variaram entre 75 – 94% e 73 – 97% para fósforo total e solúvel, respectivamente. Os autores recomendam que o sistema continue operando para que seja possível avaliar a eficiência do sistema a longo prazo e o tempo de vida útil do lodo enquanto adsorvente. A fim de contribuir para um maior entendimento desses efeitos à longo prazo, esse estudo propõe a comparação de resultados de ensaios de adsorção em condições laboratoriais com os obtidos da aplicação do lodo férrico em uma unidade de tratamento piloto alimentada com esgoto real.

4.4. Material e Métodos

4.4.1. O lodo férrico da ETA Cubatão

O lodo férrico desaguado utilizado nesse estudo foi obtido na Estação de Tratamento de Água de Cubatão. Essa unidade trata em média $4 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ e é

responsável pelo abastecimento de, aproximadamente, 2.000.000 habitantes dos municípios de Santos, São Vicente, Cubatão e Praia Grande, no Estado de São Paulo.

O lodo desaguado por meio de centrífugas e com adição de polímeros pré-centrífuga possuía inicialmente teor de sólidos de aproximadamente 20% e idade do lodo de 93 dias. Esse lodo foi deixado 3 semanas em ambiente abrigado de chuva, porém exposto ao sol e vento, com o intuito de secá-lo. Em seguida, realizou-se quarteamento da amostra e o lodo selecionado foi moído e peneirado, obtendo-se um material com diâmetro menor que 2 mm. A fração quarteada da amostra foi devidamente acondicionada e desta porção foram selecionadas as amostras utilizadas para caracterização de metais, para os ensaios de isothermas e para a determinação da porosidade e densidade antes de utilizá-las como meio de preenchimento da *wetland* em escala piloto.

Para caracterizar a sua composição metálica foi utilizada amostra em triplicata com quantidade significativa de lodo seco. O método de digestão aplicado foi SM 3030 F (APHA, AWWA e WEF, 2017) e o procedimento de caracterização foi realizado com um espectrômetro de absorção atômica Varian, modelo 214 FS, seguindo SM 3111 B: Método de Chama a Ar-Acetileno Direto (APHA, AWWA e WEF, 2017).

A morfologia da superfície e a microestrutura - porosidade interna, propriedades superficiais, e potenciais ambientes para formação de biofilme - foram examinadas utilizando microscopia eletrônica de varredura (MEV) com uso de equipamento da marca Quanta, modelo 650FEG. O MEV foi combinado com EDX (raio-X de energia dispersiva), realizado com equipamento da marca Bruker, modelo Quantax, com software Spirit 1.9, para avaliar a composição e a distribuição relativa de elementos na superfície do lodo férrico estudado. As amostras foram colocadas em fitas duplas de carbono e recobertas com platina. Foram coletadas imagens de elétrons secundários e de elétrons retroespalhados. Essas análises foram realizadas no Laboratório de Caracterização Tecnológica do Departamento de Engenharia de Minas e Petróleo da Escola Politécnica da Universidade São Paulo.

O potencial zeta do lodo foi medido utilizando um Malvern Zetasizer Nano Series ZS. O lodo foi solubilizado em água ultrapura para 6 diferentes pHs. Também foram preparadas 6 amostras com o lodo solubilizado em solução padrão de fósforo

com 5 mg P.L⁻¹.

4.4.2. Os ensaios de isotermas de adsorção

Para determinação das concentrações de fósforo, seguiu-se os métodos estipulados pelo item 4500.P do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, AWWA e WEF; 2012). Foi utilizado o espectrofotômetro da marca Agilent Technologies, Cary 60 UV-Vis, com software Cary Win UV Simple Reads. Para os ensaios das isotermas de adsorção, os procedimentos adotados foram baseados em normativa publicada pela EPA, "*Batch-Type Procedures for Estimating Soil Adsorption of Chemicals*" (EPA, 1992). As amostras de lodo utilizadas foram todas quarteadas e peneiradas a 2mm, como descrito previamente. Em todos os ensaios, foi utilizada solução padrão de concentração conhecida de 5 mg P.L⁻¹, preparada dissolvendo-se KH₂PO₄ em água deionizada. Para cada batelada realizada foi feita análise em triplicata da solução padrão afim de auferir sua concentração de fósforo. Para o ajuste de pH foi utilizada solução de NaOH 0,01 N e de H₂SO₄ 0,01 N antes de misturar a solução com o lodo.

Foram realizadas quatro bateladas, em duplicata, cada uma para um diferente pH inicial (3,9; 6,0; 6,9 e 9,0), e cada qual com 6 frascos Duran, onde foram colocadas 100 mL da solução padrão preparada com diferentes massas de lodo férrico seco ao ar. Cada batelada foi realizada em mesa giratória, da marca Ética, com 180 rpm durante 24 h, temperatura média de 25 °C, e com 6 diferentes concentrações de lodo, variadas entre 0,1 e 10 g.L⁻¹. As concentrações utilizadas foram, aproximadamente, 0,1, 1, 2, 5, 8 e 10 g.L⁻¹, fornecendo dados suficientes para o cálculo das curvas de isoterma de adsorção. As amostras coletadas no final das bateladas foram devidamente filtradas com membranas de 0,45 µm e as medições das concentrações finais de fosfato presentes na fase líquida foram realizadas em duplicata.

O período de 24h utilizado foi determinado a partir de um estudo realizado anteriormente às quatro bateladas descritas. Para a sua determinação, foram realizadas medições da concentração de fósforo da solução, para três diferentes concentrações de lodo, nos seguintes intervalos: 0,4 h, 1,25 h, 5 h, 15 h, 24 h e 48 h.

Esses dados foram aplicados a um modelo de transferência de massa e usados para calcular o coeficiente de transferência de massa β_L . Esse modelo é apresentado em detalhes na sessão 4.4.3.

Para determinar com precisão o conteúdo de sólidos, uma amostra em triplicada do lodo peneirado foi retirada antes de cada batelada ser executada e colocada em um forno a 140 °C, até atingir massa constante, e deixada arrefecer durante 2 horas em um dessecador adequadamente selado. Todas as concentrações de lodo expressas ao longo das discussões são em termos de massa seca.

4.4.3. Modelo de transferência de massa

Para examinar a cinética da adsorção de fósforo e calcular o coeficiente de transferência de massa β_L , os dados obtidos foram aplicados a um modelo de transferência de massa (MCKAY et al., 1981), segundo o qual:

$$\ln \left[\frac{C_t}{C_0} - \frac{1}{1 + m \cdot k} \right] = \ln \left[\frac{m \cdot k}{1 + m \cdot k} \right] - \left[\frac{1 + m \cdot k}{m \cdot k} \right] \beta_L \cdot S_s \cdot t \quad (4.1)$$

Na qual, C_0 e C_t (ambos em mg.L^{-1}) são, respectivamente, a concentração de fósforo no tempo 0 e no tempo t . A constante k (L.g^{-1}) é o produto dos coeficientes de Langmuir Q_0 e b . A massa e a área superficial por unidade de volume são representadas, respectivamente, por m e S_s . β_L é o coeficiente de transferência de massa (cm.s^{-1}). Os valores de m e S_s são calculados por:

$$m = \frac{W}{V} \quad (4.2)$$

$$S_s = \frac{6 \cdot m}{(1 - \varepsilon_p) \cdot d_p \cdot \rho_p} \quad (4.3)$$

Onde W é a massa do adsorvente (g), V é o volume da solução de adsorvato (L), d_p é o diâmetro das partículas (cm), ρ_p é a densidade do adsorvente (g.L^{-1}), e ε_p é a porosidade do adsorvente. β_L foi calculado a partir da linearização da equação 4.1.

4.4.4. Influência do pH

Para avaliar a influência do pH na adsorção, uma batelada com 8 frascos de Duran foi preparada e realizada em duplicata. A mesma massa seca de lodo de 0,1 g e 100 mL da mesma solução estoque (5 mg P.L^{-1}) foi dosada em cada frasco. O pH foi a única variável. O período de 24 horas foi usado como o tempo de equilíbrio.

4.4.5. Aplicação de lodo férrico como meio de preenchimento em *wetland* construído

O lodo férrico devidamente seco ao ar e peneirado em tamanho de partícula inferior a 2 mm, usado para a obtenção das isotermas de adsorção foi, posteriormente, aplicado como meio de preenchimento de um *wetland* construído.

Sua densidade foi determinada pelo volume de água deslocado por uma massa conhecida de lodo ($n = 5$). A porosidade foi determinada pela quantidade de água necessária para saturar um volume conhecido do lodo ($n = 3$).

O alagado construído foi configurado usando uma caixa d'água de 1000 L, cujo diâmetro interno médio é de 1,35 m, e preenchida com brita. A brita utilizada foi a mesma utilizada para a configuração do *wetland* ascendente descrito no capítulo 3 com o intuito de melhor identificar as contribuições devido à aplicação do lodo férrico. Uma camada de 2 mm de lodo férrico (massa seca de 3,17 kg) foi colocada na parte superior e coberta com uma camada de brita de 5 mm. Foram plantadas dez mudas de gengibre (*Zingiber officinale*) retiradas de um brejo localizado no campus universitário.

Esse alagado construído foi instalado como um estágio de tratamento adicional ao sistema descrito no capítulo 3 com o intuito de avaliar seu desempenho para o tratamento terciário de esgoto. Na Figura 4.1 está apresentado um esquema do sistema completo. Nesse caso optou-se pelo *design* de um *wetland* de fluxo descendente saturado. Assim, seu afluente era o efluente do *wetland* construído de fluxo ascendente apresentado previamente. As concentrações de seu afluente para o período estudado foram de $\text{DQO} = 73,8 \pm 31,6 \text{ mg.L}^{-1}$; $\text{SS} = 16,5 \pm 7,1 \text{ mg.L}^{-1}$; $\text{pH} =$

$6,9 \pm 0,14$; Fósforo Solúvel = $4,5 \pm 0,6$ mg PO₄-P.L⁻¹; Fósforo Total = $8,2 \pm 1,6$ mg PO₄-P.L⁻¹.

Figura 4.1 - Representação esquemática do sistema de tratamento estudado

O sistema foi alimentado com uma vazão diária de, aproximadamente 360L⁶, taxa de aplicação superficial de 0,27 m³.m⁻².d⁻¹ e foi monitorado por 83 dias, até que sua capacidade de adsorção fosse completamente saturada. A pequena quantidade de lodo utilizado foi intencionalmente dosada a fim de se avaliar o tempo de saturação do adsorvente em uma aplicação real. Durante o período avaliado foram coletadas 18 amostras.

Para calcular a massa removida de fósforo total e de fósforo reativo solúvel foi aplicado método dos trapézios para obter integral a da série temporal determinada com as amostras. Embora se saiba que uma certa porção se refere à assimilação biológica do crescimento de microrganismos, isso será desprezado nos cálculos de capacidade de adsorção, já que a remoção da adsorção é considerada muito mais significativa. Todo o fósforo solúvel removido é considerado transferido para a superfície adsorvente. Sendo a vazão diária considerada de 360 L, a equação utilizada foi a seguinte:

$$\text{Massa removida (g)} = \left(\frac{(C_{i(j+1)} - C_{e(j+1)}) + (C_{ij} - C_{ej})}{2} \right) t_{j(j+1)} \cdot 0.36 \quad (4.4)$$

⁶ É reconhecido que, como o afluente do alagado construído avaliado nesse capítulo é o efluente do alagado construído de fluxo vertical ascendente apresentado no capítulo precedente, essa vazão pode ter sido interferida pela evapotranspiração nela ocorrida.

No qual,

C_{ij} = concentração de fósforo afluyente no dia de operação j ($\text{mgPO}_4\text{-P.L}^{-1}$)

C_{ej} = concentração de fósforo efluente no dia de operação j ($\text{mgPO}_4\text{-P.L}^{-1}$)

$t_{j(j+1)}$ = tempo de operação entre os dias j e $j+1$

Em seguida, como o pH médio afluyente ao reator foi de 6,9, o tempo de vida útil teórico do adsorvente foi determinado com pelo modelo de isoterma referente a esse pH. Como o modelo de Freundlich foi o que apresentou maior coeficiente de correlação R^2 , ele foi o escolhido.

$$\text{Tempo de vida útil} = \frac{m \cdot q}{(C_{inf} - C_{eff}) \cdot Q} \quad (4.5)$$

No qual,

m = massa de adsorvente aplicada (g)

C_{inf} = concentração de fósforo afluyente ($\text{mgPO}_4\text{-P.L}^{-1}$)

C_{eff} = concentração de fósforo efluente ($\text{mgPO}_4\text{-P.L}^{-1}$)

Q = vazão de operação (L.dia^{-1})

q = capacidade de adsorção calculada por: $q = 0,9 \cdot C_e^{0,36}$

4.5. Resultados e Discussão

4.5.1. Caracterização do lodo

O lodo da ETA Cubatão analisado tinha uma densidade aparente de $1,50 \pm 0,13 \text{ g/cm}^3$ e uma porosidade de $42\% \pm 3\%$, ambos similares a outros materiais utilizados como meio de preenchimento de *wetlands* construído (BABATUNDE et al, 2009; KADLEC e WALLACE, 2009; SEZERINO, 2006). A avaliação qualitativa da distribuição elementar na superfície do lodo férrico determinada pelo MEV-EDX mostrou a predominância de ferro (Fe), como apresentado na Fig. 4.2(b). Tal fato era esperado, uma vez que esse lodo é proveniente de uma ETA que aplica cloreto férrico como coagulante. Esta predominância de ferro reativo na superfície do lodo está

associada à sua alta afinidade pela adsorção de fosfato (SONG et al., 2011). A análise MEV mostra que o lodo tem uma superfície rugosa, amorfa e com microporosidades e potenciais sítios de adsorção em seu interior, como mostra a figura 4.2(a). A microestrutura do lodo estudado apresentou-se propícia para desenvolvimento do biofilme, assim como outros autores concluíram (Babatunde et al., 2009).

Figura 4.2 - Imagem obtida com MEV (a) e resultados de análise de raio-X de energia dispersiva (b)

(a)

(b)

A predominância do ferro no lodo foi confirmada pelas análises de metais realizadas que possibilitaram determinar quantitativamente a massa de ferro no lodo estudado, assim como de alguns outros metais e metais pesados. A presença de metais pesados e demais metais pode ocasionar em adsorção competitiva desses íons com os íons de fosfato que se deseja remover ou podem ser arrastados com o efluente final comprometendo sua qualidade. Tais efeitos, porém, não foram avaliados no presente estudo que focou nas questões relativas à eficiência de adsorção de fósforo.

A Tabela 4.1 apresenta os valores em mg.g^{-1} dos teores de metais avaliados para o lodo férrico analisado. É apresentada também uma comparação com algumas caracterizações encontradas na literatura. Como em geral não é possível se avaliar todos os metais, valores não determinados pelo referente estudo são marcados como N/A (não avaliado).

Tabela 4.1 - Concentrações de metais encontrados no lodo férrico estudado e comparação com a literatura

	Este trabalho		Comparações com a literatura		
	Média ^a	Desvio Padrão	Li et al. (2018) ^b	Makris (2005) ^a	Ahmad et al. (2016) ^a
Al (mg.g^{-1})	N/A	N/A	86,092	$4,50 \pm 4,60$	3,5
Ca (mg.g^{-1})	9,94	0,519	N/A	N/A	58,8
Cd (mg.g^{-1})	0,003	0	0,0007	N/A	N/A
Cr (mg.g^{-1})	0,006	0,002	0,174	N/A	N/A
Cu (mg.g^{-1})	0,062	0,004	0,0459	N/A	N/A
Fe (mg.g^{-1})	273,12	17,44	N/A	$301,33 \pm 55,13$	240
K (mg.g^{-1})	0,392	0,023	N/A	N/A	N/A
Mg (mg.g^{-1})	1,072	0,115	N/A	N/A	3,7
Mn (mg.g^{-1})	2,39	0,04	3,264	N/A	N/A
Na (mg.g^{-1})	0,885	0,438	N/A	N/A	N/A
Ni (mg.g^{-1})	0,047	0	0,0289	N/A	N/A
Pb (mg.g^{-1})	0,023	0,002	0,0226	N/A	N/A
Zn (mg.g^{-1})	0,13	0,005	0,412	N/A	N/A

^a Lodo a base de ferro

^b Lodo a base de alumínio

Os valores de potencial zeta também foram medidos. Outros autores concluíram em seus estudos que a atração de fosfato pela superfície do lodo carregada positivamente é seu principal mecanismo de adsorção (BABATUNDE et al., 2009). Contudo, os valores negativos encontrados nesta pesquisa para o potencial zeta e o fato de que, para um mesmo pH, o potencial zeta do lodo manteve-se basicamente o mesmo com ou sem adsorção de fósforo (ver Figura 4.3) indicam que outros mecanismos de adsorção podem ser mais significativos como a formação de complexos na superfície do lodo entre hidróxidos e o fósforo. Na Figura 4.4 é apresentado o mecanismo de adsorção que ocorre através da troca de ligantes: as hidroxilas superficiais que recobrem a superfície dos óxidos reagem com o fosfato e formam uma ligação covalente, liberando íons hidroxila.

Figura 4.3 – Potencial zeta do lodo dissolvido em água e em solução de fósforo para diferentes pHs

Figura 4.4 – Mecanismo de adsorção por formação de complexos superficiais, no qual X representa Fe

Fonte: Stumm (1992)

4.5.2. Obtenção das isotermas de adsorção

4.5.2.1. Determinação do tempo de equilíbrio

Na Figura 4.5 está apresentado como ocorreu a adsorção de fósforo ao longo do tempo. Para as três diferentes concentrações testadas a mesma tendência foi verificada, com uma rápida remoção inicial, seguida por uma diminuição da velocidade de adsorção até se aproximar do equilíbrio. Quanto mais lodo aplicado, mais rápido foi o processo inicial de adsorção. Isso pode ser explicado pela maior disponibilidade de superfície de adsorção com o aumento da concentração de lodo férrico. As concentrações de equilíbrio foram atingidas dentro de 15 h - 24 h. Conseqüentemente, um tempo de equilíbrio de 24 h foi adotado para as bateladas dos ensaios de obtenção de isotermas.

Figura 4.5 – Remoção de fósforo ao longo do tempo para diferente concentrações de lodo (♦) = 1 g.L⁻¹ ; (■) = 2

4.5.2.2. Transferência de massa

Os dados apresentados na Figura 4.5 foram aplicados a um modelo de transferência de massa e apresentaram uma correlação satisfatória. Os resultados são apresentados na Figura 4.6.

β_L variou entre $1,85 \cdot 10^{-3}$ e $5,83 \cdot 10^{-4}$ para concentração de lodo de 5 mg.L^{-1} .

Para a concentração de lodo de 2 g.L^{-1} β_L variou entre $8,22 \cdot 10^{-4}$ to $7,08 \cdot 10^{-5}$.

Para a concentração de lodo de 1 g.L^{-1} β_L variou entre $4,26 \cdot 10^{-4}$ to $4,72 \cdot 10^{-5}$.

Tais valores indicam uma boa transferência de massa do adsorvato para a fase sólida. Porém, os coeficientes calculados foram maiores do que os determinados por Babatunde e Zhao (2010) que utilizaram o mesmo modelo para avaliar a cinética de transferência de massa de um lodo de ETA a base de alumínio. Isso sugere que o lodo estudado por Babatunde e Zhao (2010) tinha uma maior afinidade iônica para adsorção e, possivelmente, maior capacidade de adsorção. Tal suspeita foi confirmada pelos coeficientes das isotermas, conforme será discutido na sessão 4.5.2.3.

Figura 4.6 - Log A em função do tempo em pH = 3.9. A = , for different sludge concentrations (♦) = 1 g.L⁻¹; (■) = 2 g.L⁻¹; (▲) = 5 g.L⁻¹

4.5.2.2. Efeito da dosagem de lodo férrico

Na Figura 4.7 estão apresentados os gráficos da porcentagem de remoção de fósforo, juntamente com a correspondente relação da massa de fósforo adsorvida por adsorvente aplicado (mgP.g⁻¹), em função da concentração de lodo aplicada, para quatro diferentes pHs iniciais. Uma tendência semelhante foi observada para todos os diferentes pHs. O percentual de remoção de fósforo aumentou com o aumento da dosagem de adsorvente, sugerindo que a adsorção de fosfato no lodo férrico depende da disponibilidade de superfície de adsorção. Por outro lado, a relação entre a massa de fósforo removida e a massa de lodo aplicada diminuiu com o aumento da dosagem de lodo. Tal fenômeno era esperado, uma vez que, quanto maior a dosagem de adsorvente, maior a disponibilidade de sítios de adsorção, resultando em menores eficiências de adsorção por grama de adsorvente. Para todos os casos, também foi observado que, para concentrações de lodo férrico superiores a 5 mg.L⁻¹, o aumento da remoção de P (%) foi marginal. Song et al. (2011) fizeram esse mesmo tipo de análise com lodo férrico e encontraram a dosagem ideal - mínimo para se obter aproximadamente 100% remoção - de 3 g.L⁻¹.

Figura 4.7 - Constante de adsorção de equilíbrio q_e (■) e remoção percentual de fósforo (♦) para uma concentração inicial de $5 \text{ mgPO}_4\text{-P.L}^{-1}$ para pH = (a) 3.9, (b) 6.0, (c) 6.9, (d) 9.0.

4.5.2.3. Isotermas de Freundlich e Langmuir

Para avaliar os resultados dos ensaios de adsorção, foram utilizados os modelos de Freundlich e Langmuir. Os coeficientes obtidos para os quatro distintos valores de pH iniciais investigados são apresentados na Tabela 4.2 e a Figura 4.7 apresenta as isotermas de adsorção plotadas juntamente com os dados experimentais.

Tabela 4.2 - Modelos de isotermas de adsorção e seus correspondentes coeficientes

Modelo	Parâmetros	pH			
		3.9	6	6.9	9
Langmuir	Q_0 (mg.g ⁻¹)	4,76	2,32	1,49	1,44
	b (L.mg ⁻¹)	0,49	1,42	2,79	3,10
	R^2	0,978	0,994	0,927	0,977
Freundlich	K_f (L.g ⁻¹)	1,661	1,153	0,900	0,942
	$1/n$	0,46	0,41	0,36	0,28
	R^2	0,995	0,996	0,948	0,985

Q_0 , b representam, respectivamente, o coeficiente de máxima capacidade de adsorção de Langmuir (mg.g⁻¹) e a constante de adsorção (L.mg⁻¹). K_f e $1/n$ são o coeficiente de Freundlich e o fator de heterogeneidade, respectivamente. A massa de fosfato adsorvida por massa de lodo no equilíbrio é representada por q_e e C_e é a concentração de equilíbrio de fósforo na solução.

Figura 4.8 - Isotermas e resultados experimentais obtidos para pH = 3.9 (a), 6 (b), 6.9 (c) e 9 (d)

Os dados apresentados na Tabela 4.2, mostram que a capacidade de adsorção diminuiu com um aumento no pH de 3,9 para 9,0, indicando que o processo de adsorção é mais favorecido sob condições ácidas. Uma capacidade máxima de adsorção de 4,76 mg P.g⁻¹ foi obtida em pH 3,9, aproximadamente três vezes o valor obtido no pH 9,0. Babatunde et al (2009), estudando a adsorção de fosfato em lodo de tratamento de água de alumínio, encontrou um comportamento similar. O autor determinou a capacidade máxima de adsorção de Langmuir de 31,9 mg P.g⁻¹ no pH 4, três vezes o valor encontrado no pH 9, que foi de 10,2 mg P.g⁻¹. Song et al. (2011) encontraram uma diminuição da capacidade máxima de adsorção de fosfato para pHs acima de 5,5. No entanto, o autor obteve um aumento da capacidade de adsorção entre pH 3,0 e 5,5. Em pH = 5,5, a capacidade máxima de adsorção⁷ foi de 8,3 mg P.g⁻¹.

Na Tabela 4.2, também pode ser visto que o coeficiente de Kf de Freundlich diminuiu com o aumento do pH de 3,9 para 9,0. Esse coeficiente está relacionado à afinidade do lodo férrico pelo fosfato. Assim, o maior valor de Kf obtido em pH mais baixo sugere que, sob condições ácidas, as forças de ligação de fosfato no lodo férrico são mais fortes. O valor de n, que foi maior que 1 em todos os casos, também indica que a adsorção de P pode ser descrita como favorável.

O lodo estudo no presente trabalho apresentou menor capacidade de adsorção em relação aos valores reportados na literatura, o que pode estar associado à aplicação de polímeros no processo de desaguamento, além de questões associadas à idade do lodo. A morfologia do lodo é diretamente influenciada pelo seu tempo de permanência no decantador da ETA, uma vez que com o passar do tempo ocorre perda na intensidade iônica dos óxidos e hidróxidos, o que faz com que os precipitados percam sua estrutura amorfa, dando lugar a estruturas cristalinas (GALARNEAU e GEHR, 1997; SIMS e ELLIS, 1983). Como concluiu Chao (2006), o tempo de permanência do lodo no decantador da ETA do Alto Cotia influenciou em sua capacidade de adsorção de fósforo. A autora também constatou que a presença de lodo no polímero ocasionou redução da sua capacidade de adsorção de fósforo. Babatunde et al (2009) e Song *et al.* (2011) não descrevem se o lodo estudado teve polímeros aplicados nem especificam a idade do lodo.

⁷ capacidade máxima de adsorção originalmente apresentada em termos de mg PO₄³⁻ . L⁻¹

4.5.3. Efeito do pH inicial

Na Figura 4.9 estão apresentados os dados obtidos para melhor avaliar a influência do pH na capacidade de adsorção do lodo férrico. A capacidade de adsorção diminuiu quando o pH inicial aumentou de pH 3 para 7. Para o pH inicial entre 7 e 9, a capacidade de adsorção permaneceu relativamente constante e diminuiu ainda mais quando o pH inicial foi aumentado para 10.

Figura 4.9 – Efeito do pH inicial na capacidade de adsorção do lodo férrico e pH de equilíbrio . (■) = q [mg.g^{-1}] and (♦) = equilibrium pH.

Na Figura 4.9 também pode se observar que o pH aumentou para pHs iniciais de 3, 4, 5 e 6. Para os pHs iniciais 7, 8, 9 e 10 houve redução. Essa redução pode ser explicada com a dissolução do fosfato na solução:

Porém, quando a remoção de fosfato ocorre para o pH inicial 3, 4, 5 e 6 (Figura 4.9), há um aumento do pH devido à reação do fosfato com as hidroxilas superficiais do lodo férrico, liberando OH^- , como apresentado na reação ilustrada pelo Figura 4.4.

4.5.4. Lodo férrico como meio de preenchimento de wetland construído

O objetivo deste estudo foi obter uma melhor compreensão do processo de saturação da capacidade de adsorção do lodo férrico quando tratando esgoto real. Para isso aplicou-se uma pequena quantidade (3,17 kg de lodo em termos de massa seca, formando uma camada de 2 mm) em um *wetland* de fluxo vertical descendente. As concentrações de fósforo total e solúvel, afluentes e efluentes, foram monitoradas durante 83 dias. O tempo de vida útil teórico do lodo férrico calculado com os resultados da isoterma e o observado no monitoramento da piloto tratando esgoto real foram comparados. O afluente ao sistema apresentou valor médio de pH de $6,9 \pm 0,14$, portanto, a comparação é feita referente à isoterma obtida para pH 6,9.

Os valores das concentrações afluentes e efluentes para P_{total} e P_{sol} estão apresentadas na Figura 4.10, juntamente com os percentuais de eficiência de remoção. A primeira amostra coletada apresentou uma eficiência de remoção de 95%. A amostra coletada no segundo e quinto dia apresentaram, respectivamente, 72% e 60%. Em 18 dias a eficiência de remoção já havia caído para 38%, enquanto que foram passados mais 65 dias para a eficiência cair de 38% até a saturação completa. Após 20 dias de operação, as eficiências de remoção de P_{sol} relatadas estavam abaixo de 25%, indicando saturação de adsorção. Após 60 dias de operação, as eficiências de remoção de P_{sol} ficaram abaixo de 10%. Essa rápida perda de eficiência inicial seguida por um decaimento gradual é explicada pelo fato de que o principal mecanismo de remoção do P_{sol} é a adsorção na superfície do lodo férrico e, conforme os sítios superficiais vão sendo preenchidos, mantém-se uma pequena remoção devido às microporosidades internas que vão saturando-se mais lentamente.

A eficiência de remoção de P_{total} também mostra uma tendência a diminuir, mas apresentou mais oscilações ao longo do período monitorado. Formas reativas não solúveis de fósforo são encontradas ligadas à matéria orgânica e seus mecanismos de remoção dependem de outros processos, como filtração, aprisionamento físico e sedimentação no leito.

Figura 4.10 - Concentração afluenta (■) e efluente (◆) e eficiência de remoção (Δ) para fósforo solúvel (a) e total (b)

(a)

(b)

Na Tabela 4.3 está apresentada a massa removida de P_{total} e de P_{sol} durante os diferentes períodos de operação. Os resultados indicam que nos primeiros cinco dias de operação, quando uma quantidade substancial de sítios de adsorção ainda estava disponível, a adsorção de fósforo solúvel foi o principal mecanismo de remoção. A diferença de remoção entre o fósforo total e o solúvel é explicada pelos diferentes mecanismos de remoção atuantes para a remoção do fósforo em suas diferentes formas, uma vez para o P_{total} predominam os processos físicos de remoção. À medida que a adsorção se tornou menos favorável, nota-se uma contribuição mais significativa de mecanismos físicos entre os dias 5 e 20. Após o vigésimo dia de operação, observa-se uma contribuição menos considerável do processo físico, que pode ser explicado pela limitação dos mecanismos de remoção física devido às características da brita utilizada no meio de suporte, que não é efetiva

para a retenção de pequenas partículas de matéria orgânica. A correlação entre a remoção de P_{sol} e P_{total} foi investigada e é apresentada na Figura. 4.11.

Tabela 4.3 – Remoção de P_{total} e P_{sol} ao longo do tempo operacional

Tempo de operação	Fósforo Total	Fósforo reativo solúvel		
	Massa removida (g)	Massa removida (g)	q (mgP.g ⁻¹)	P_{sol}/P_{total}
2 dias	2,57	2,51	0,79	0,98
5 dias	5,63	5,16	1,63	0,92
20 dias	25,52	15,13	4,77	0,59
60 dias	35,91	29,43	9,28	0,82
83 dias	31,16	30,60	9,65	0,98

Figura 4.11 – Correlação entre a remoção de fósforo solúvel e fósforo total pelo wetland em escala piloto

O tempo de vida útil teórico do adsorvente, calculado com o modelo de Freundlich para pH = 6,9, considerando a massa seca aplicada do lodo férrico de 3170g, concentração de fósforo afluyente média de 4,5 mg $PO_4\text{-P.L}^{-1}$ e uma eficiência de remoção desejada de 95%, é de 183 dias (0,5 anos). A capacidade de adsorção teórica para essa condição é de 0,526 mgP.g⁻¹.

Conforme apresentado na Tabela 4.3 e na Figura 4.10a, a eficiência de remoção de P_{sol} foi maior que 60% durante os primeiros cinco dias de operação. Para este período, a relação entre o fosfato removido e o lodo férrico aplicado foi de 1,63 mg P.g⁻¹. A capacidade de adsorção para este período foi de aproximadamente três vezes os cálculos teóricos, mas a eficiência de remoção foi inferior a 95%. Isso pode ser explicado por aspectos hidráulicos, já que se espera a ocorrência de

caminhos de fluxo preferenciais no leito da wetland, o que reduz o contato de poluentes com o adsorvente. Embora as eficiências de remoção tenham diminuído drasticamente após o quinto dia, o lodo ainda tinha capacidade de adsorção até o 80º dia de operação, quando atingiu a saturação completa. Uma capacidade de adsorção de 9,65 mg P.g⁻¹ foi determinada neste ponto.

Para estimar a vida útil do lodo férrico enquanto adsorvente, determinou-se a seguinte expressão com base em parâmetros típicos do projeto para os wetlands construídos:

$$TV = \frac{q \cdot TDH \cdot \rho_{lodo}}{(1 - \eta) \cdot C_{in}} \cdot 2.74 \quad (4.6)$$

Na qual:

TV = tempo de vida útil do adsorvente (anos)

q = capacidade de adsorção (mg P.g⁻¹)

TDH = tempo de detenção hidráulico (dias)

ρ_{lodo} = peso específico do lodo (kg.dm⁻³)

η = eficiência de remoção de fósforo solúvel

C_{in} = concentração de fósforo solúvel afluyente (mg PO₄-P.L⁻¹)

Com a expressão 4.6 é possível estimar o tempo de vida de adsorção de um wetland completamente preenchido com lodo férrico. Então, para q = 1,63 mg P.g⁻¹; TDH = 1,0 dia; ρ_{lodo} = 1,5 kg.dm⁻³; η = 0,95 e C_{in} = 4,5 mg.L⁻¹, a vida útil do adsorvente é de 1,6 anos. Se for considerado q = 9,65 mg P.g⁻¹, a vida útil do adsorvente é de 9,7 anos. Estes valores são mais baixos, mas comparáveis ao tempo de vida útil do lodo à base de alumínio determinado por Zhao et al. (2009), que concluíram que pode variar entre 4 e 17 anos.

Os limites de vida mais baixos estimados por este estudo são devidos à menor capacidade de adsorção do lodo férrico estudado. Babatunde et al. (2009) determinaram a adsorção máxima de 31,9 mg P.g⁻¹ para um lodo de tratamento de água de alumínio. Song et al. (2011) obtiveram capacidade máxima de adsorção de cerca de 9,78 mg P.g⁻¹ para um lodo férrico. A menor capacidade de adsorção encontrada no presente estudo pode ser explicada pela aplicação de polímeros para o desaguamento do lodo ou pelo tempo que o lodo permaneceu no decantador da

ETA, embora o presente estudo não possa ser conclusivo em relação a isso. Babatunde et al. (2009) e Song et al. (2011) não descrevem se houve aplicação de polímero no lodo, nem especificam a idade do lodo. Sem essas informações é difícil tentar comparar os resultados obtidos. No entanto, sabe-se que a idade do lodo do presente estudo tinha 93 dias e que ele poderia ter maior capacidade de adsorção se fosse ajustado para um menor tempo de permanência no decantador.

4.5.5. Conclusões

O lodo férrico possui capacidade de adsorção significativa. Os experimentos de adsorção mostraram que a remoção de fosfato é influenciada pela dosagem de lodo e favorecida em condições ácidas. Os modelos de Langmuir e Freundlich foram capazes de representar satisfatoriamente o equilíbrio de adsorção. A capacidade máxima de adsorção variou de 1,44 mg P.g⁻¹ a 4,76 mg P.g⁻¹.

A aplicação do lodo férrico em um leito de wetland construído promoveu significativa remoção de fósforo. Sua eficiência de remoção diminuiu rapidamente, devido à pouca quantidade de lodo aplicada, mas o lodo férrico apresentou maior capacidade de adsorção e maior tempo de vida útil do que os valores teóricos obtidos a partir do modelo de isotermas. Isso pode ser explicado pela contribuição de outros processos, como o aprisionamento físico e a incorporação para o crescimento da biomassa. Estimou-se que, se o wetland tivesse sido completamente preenchido pelo lodo férrico, a vida útil do sistema seria entre 1,6 e 9,7 anos. Os resultados indicam que a reutilização do lodo férrico como um adsorvente para a remoção de fósforo pode ser uma alternativa ecológica para o gerenciamento desses resíduos e para fornecer o desenvolvimento de sistemas de baixo custo e baixa demanda operacional projetados para remoção de fósforo, baseados em wetlands. Os resultados também sugerem que a configuração operacional da ETA pode ter que ser ajustada para produzir lodo com maior capacidade de adsorção, já que o lodo tende a perder sua forma amorfa se ficar muito tempo no decantador. Sugere-se que os estudos que avaliam a capacidade de adsorção de lodos oriundos de ETAs devam sempre apresentar a idade do lodo, afim de possibilitar melhor comparação de resultados.

Outros trabalhos recentemente publicados na literatura não apresentam essa preocupação.

4.6. Sugestões para pesquisas futuras

O lodo de ETA possui em sua composição uma diversidade de metais e metais pesados, assim como foi apresentado pelos dados da Tabela 4.1. Por essa razão, seria de grande importância que futuros estudos pudessem se dedicar a avaliar se há transferência desses poluentes para o efluente líquido que sai do sistema, uma vez que isso significaria perda da qualidade do efluente tratado e poderia apresentar riscos de saúde coletiva.

Recomenda-se também que seja avaliado o desempenho da piloto e o tempo de saturação do adsorvente para uma situação em que fosse aplicado um maior percentual de lodo como material de preenchimento. A comparação da capacidade de adsorção do lodo de diferentes ETAs é outro estudo que poderia ser aprofundado, buscando-se correlacionar a influência de fatores como tipo de coagulante utilizado, tempo de residência do lodo no decantador e uso de polímeros pré-centrifuga nas características desse adsorvente.

Capítulo 5 – O paradigma tradicional do saneamento e o saneamento ecológico

5.1. Introdução

Os capítulos precedentes apresentaram propostas de tecnologias que incorporam em seu *design* princípios como a promoção da reciclagem de nutrientes, reaproveitamento de resíduos, baixo custo, simplicidade e proteção do meio ambiente. Certamente, essas tecnologias são importantes instrumentos que podem contribuir para a construção de assentamentos humanos mais sustentáveis e para a materialização da universalização dos serviços de saneamento. Contudo, deve-se atentar para o fato que a consolidação e a disseminação dessas tecnologias dependerão de fatores para além de sua viabilidade técnica, tais como a elaboração de políticas públicas que as incorporem em seu escopo de planejamento, alterações de práticas instituídas para gestão de resíduos e água, formação de uma comunidade técnico-científica capaz de construir e aplicar os conhecimentos necessários, entre outros fatores. Exigem, portanto, a alteração de padrões historicamente instituídos na prática da engenharia e das políticas públicas de saneamento.

Por esse motivo acredita-se que, para que sejam pensadas alterações estruturais capazes de concretizar as diretrizes da PNSB e de incorporar os princípios e técnicas do saneamento ecológico, é preciso que a comunidade técnico-científica também compreenda os elementos extrínsecos à técnica que norteiam seu desenvolvimento. O desprezo da influência dos aspectos sociais no campo do desenvolvimento tecnológico tem causado uma lacuna cognitiva na prática técnico-científica que faz com que os atores envolvidos no desenvolvimento tecnológico acreditem que suas ações devem estar pautadas apenas em critérios técnicos de eficiência, o que representa um entrave ao desenvolvimento social (DAGNINO, 2012). Com isso, os engenheiros educados pelo paradigma tradicional não se sentem aptos a propor soluções que fujam do arcabouço de soluções tradicionais, como as tecnologias de saneamento ecológico.

Esse capítulo, baseado no referencial teórico do Pensamento Crítico e dos estudos sociais da tecnologia (DOSI, 1982; FEENBERG, 1992, 1999, 2003; HORKHEIMER, 1980), deseja contribuir com a construção de uma base cognitiva apropriada que possa fornecer subsídios para a prática da engenharia sanitária pautada nos princípios da PNSB e do saneamento ecológico. Para isso, é necessário, primeiramente, desnaturalizar as tecnologias e práticas tradicionais do saneamento; ou seja, é preciso romper com a visão conformista que considera a produção tecnológica como algo natural, dado, acabado, definido *a priori* e, o papel do engenheiro, reproduzi-las. A reconstituição da história do saneamento permite evidenciar a influência de alguns dos fatores extrínsecos à dimensão técnico-científica em seu processo de desenvolvimento. A categoria conceitual de “paradigma” adotada por esse trabalho propõe, justamente, integrar esses diferentes aspectos sociais e políticos que, juntamente com os conhecimentos técnico-científicos disponíveis e a influência de fatores econômicos, norteiam o desenvolvimento tecnológico e a conformação do território, e que, como resultado, instituem um certo conjunto de soluções enquanto “boas práticas de engenharia”. Compreender a produção tecnológica enquanto uma ação social, humanamente controlada, é o primeiro passo para que se possa transformá-la.

Neste capítulo, intenta-se construir um plano analítico-conceitual que permita vislumbrar uma alternativa de futuro e avaliar as potencialidade e limitações do saneamento ecológico para a construção de outro paradigma.

5.2. Objetivos

- 1) Realizar um levantamento histórico para identificar elementos empíricos que caracterizem a formação do paradigma tradicional e que corroborem com o plano analítico estipulado, segundo o qual esse processo é definido como uma ação humana socialmente condicionada.
- 2) Avaliar se os princípios estipulados pela Política Nacional de Saneamento Básico (universalização, equidade, integralidade, intersetorialidade e controle social) nortearam a trajetória do paradigma tradicional.

3) Avaliar as contribuições e limitações do saneamento ecológico para propor mudanças para a construção de outro paradigma

5.3. Metodologia

A análise proposta tem como objetivo fornecer subsídios teóricos que contribuam para o processo de construção da sustentabilidade e da materialização dos princípios da Política Nacional de Saneamento Básico - universalização, equidade, integralidade, intersectorialidade e controle social. Para tal, busca-se integrar algumas das contribuições do campo dos estudos das ciências sociais da tecnologia, como as apresentadas por Dosi (1982) e Feenberg (1992, 1999, 2003), às discussões já partilhadas por parte da comunidade técnico-científica acerca da influência dos fatores culturais, sociais e políticos no *design* de soluções sanitárias, como as representadas pelas categorias da tecnologia apropriada (TA) e do saneamento ecológico (ecosan). Em síntese, tais contribuições do campo das ciências sociais da tecnologia trazem a compreensão de que as trajetórias do desenvolvimento tecnológico não são definidas apenas por critérios técnicos, uma vez que são, na realidade, condicionadas por uma série de aspectos econômicos, políticos, institucionais e sociais, além dos conhecimentos técnico-científicos. Desse modo, inflexões nessas trajetórias que tenham como objetivo democratizar o acesso às tecnologias e a construção de uma sociedade mais sustentável, só podem ocorrer se acompanhada de reformas no plano social e político (FEENBERG, 1999). A essa mudança, denomina-se “mudança de paradigma” (Dosi, 1982).

Tendo em vista esse referencial teórico, a metodologia elaborada parte da compreensão dos princípios estabelecidos como diretrizes para o setor pela Lei Federal 11.445/2007, Política Nacional do Saneamento Básico. O conteúdo do Plano Nacional Saneamento Básico (BRASIL, 2013a) também é analisado, buscando identificar como o plano incorpora tais princípios e como ele os relaciona com as questões referentes às escolhas tecnológicas e políticas relacionadas às ações sanitárias.

Em seguida, é construído o conceito de paradigma, e, a partir de uma revisão da literatura sobre a conformação histórica das infraestruturas sanitárias, o conceito

de paradigma tradicional do saneamento é elaborado. Com isso, é possível identificar algumas das características do paradigma tradicional e analisar se os princípios atualmente estipulados pela Política Nacional de Saneamento Básico estiveram presentes ao longo de sua construção. O levantamento historiográfico realizado foi condizente com o referencial analítico utilizado, baseado nas contribuições de Dosi (1982) e Feenberg (1992, 1999, 2003), segundo o qual as tecnologias são condicionadas por fatores sociais, econômicos, políticos e técnico-científicos. Diferentes pesquisadores no campo do saneamento têm se esforçado para identificar esses fatores extrínsecos à técnica que, historicamente, sobredeterminaram o desenvolvimento das infraestruturas sanitárias, atuando como condicionantes sistêmicos (CASTRO, 2013; HELLER, 2007; MURTHA *et al.*, 2015; REZENDE e HELER, 2008). Assim, o levantamento da evolução do saneamento no Brasil, baseou-se nesses autores; quanto aos acontecimentos ocorridos no continente europeu, a perspectiva adotada focou na Inglaterra, país que protagonizou um grande crescimento dos centros urbanos pós Revolução Industrial e o subsequente desenvolvimento de infraestruturas sanitárias. Reconhece-se a limitação dessa perspectiva para descrever a história do saneamento em sua totalidade. Contudo, não é esse o objetivo dessa pesquisa. Deseja-se com o levantamento histórico identificar elementos empíricos que corroborem com o plano analítico estipulado e que permita melhor compreender algumas das características do paradigma tradicional do saneamento. Eis o primeiro passo para identificar elementos que precisam ser alterados.

Em seguida são apresentadas as ideias propostas por movimentos que pautam a necessidade do desenvolvimento de alternativas tecnológicas, tais como as do saneamento ecológico, realizando-se uma revisão bibliográfica desses conceitos e buscando identificar suas potencialidades e limitações para a construção de outro paradigma.

5.4. A Política Nacional de Saneamento Básico e o Plano Nacional de Saneamento Básico

A Lei Federal 11.445/2007, conhecida como Política Nacional de Saneamento Básico, instaurou as diretrizes nacionais para os serviços de saneamento. Sua aprovação é fruto de um intenso processo de discussões entre diferentes atores envolvidos, como o governo federal, os sindicatos do setor, agências regulatórias e movimentos sociais organizados em torno da questão do saneamento e foi elaborada com o intuito de contribuir para a promoção da universalização do saneamento e para a melhoria dos serviços prestados à população (HELLER, 2007).

Em síntese, a Lei 11.445/07 (BRASIL, 2007) “busca assegurar que o planejamento seja, de fato, um instrumento de gestão pública que, aliado à regulação, fiscalização e controle social, proporcione, de forma articulada a outras políticas públicas, a universalização, integralidade, transparência, sustentabilidade e eficiência dos serviços de saneamento.” (BRASIL, 2009)

Em seu Art. 2º, determina que “os serviços públicos de saneamento básico serão prestados com base nos seguintes princípios fundamentais:

“I - universalização do acesso;

II - integralidade, compreendida como o conjunto de todas as atividades e componentes de cada um dos diversos serviços de saneamento básico, propiciando à população o acesso na conformidade de suas necessidades e maximizando a eficácia das ações e resultados;

III - abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo dos resíduos sólidos realizados de formas adequadas à saúde pública e à proteção do meio ambiente;

IV - disponibilidade, em todas as áreas urbanas, de serviços de drenagem e manejo das águas pluviais, limpeza e fiscalização preventiva das respectivas redes, adequados à saúde pública e à segurança da vida e do patrimônio público e privado; (Redação dada pela Lei nº 13.308, de 2016)

V - adoção de métodos, técnicas e processos que considerem as peculiaridades locais e regionais;

VI - articulação com as políticas de desenvolvimento urbano e regional, de habitação, de combate à pobreza e de sua erradicação, de proteção ambiental, de promoção da

saúde e outras de relevante interesse social voltadas para a melhoria da qualidade de vida, para as quais o saneamento básico seja fator determinante;

VII - eficiência e sustentabilidade econômica;

VIII - utilização de tecnologias apropriadas, considerando a capacidade de pagamento dos usuários e a adoção de soluções graduais e progressivas;

IX - transparência das ações, baseada em sistemas de informações e processos decisórios institucionalizados;

X - controle social;

XI - segurança, qualidade e regularidade;

XII - integração das infra-estruturas e serviços com a gestão eficiente dos recursos hídricos.

XIII - adoção de medidas de fomento à moderação do consumo de água.”

(BRASIL, 2007)

Dentre esses princípios norteadores, destacam-se:

- universalização: remete à condição de todos brasileiros terem acesso aos serviços de saneamento, sem qualquer barreira de acessibilidade, seja legal, econômica, física ou cultural. Significa usufruto igual para todos, sem qualquer discriminação ou preconceito. Tal princípio, não foi historicamente a tônica ao longo das políticas implementadas, tendo sido consolidado apenas com a Lei nº 11.445/2007 (BRASIL, 2013a).

- equidade: este princípio prevê a superação de diferenças evitáveis, desnecessárias e injustas (BRASIL, 2013a, p. 21). Para tal, reconhece-se que grupos com distintas características socioeconômicas e culturais podem exigir tratamentos distintos para que obtenham atendimento com qualidade equivalente. Atender igualmente aos desiguais pode resultar na manutenção das desigualdades, impedindo a superação de injustiças.

- integralidade: este conceito diz respeito ao “conjunto de todas as atividades e componentes de cada um dos diversos serviços de saneamento básico, propiciando à população o acesso na conformidade de suas necessidades e maximizando a eficácia das ações e resultados” (BRASIL, 2007).

- **intersectorialidade**: a gestão fragmentada dos componentes do saneamento básico, de maneira desarticulada de outros campos de ação pública tende a dificultar a resposta aos reptos do desenvolvimento social. Assim, a intersectorialidade busca superar a fragmentação característica das ciências e políticas tradicionais, a partir de uma visão transversal dos fenômenos, considerando-os em sua complexidade e interdependência. Uma prática intersectorial suporia vincular análises, planos, programas, decisões e ações a territórios, onde todas as questões se vivificam e mostram suas interdependências (BRASIL, 2013a).
- **participação e controle social do saneamento**: este princípio tem como objetivo a democratização da gestão dos serviços de saneamento básico, que geralmente têm sua gestão relegada à dimensão técnico-administrativa e artificialmente separada dos processos socioeconômicos e políticos que condicionam a forma como serão implementados.

“Portanto, **universalidade** supõe que todos os brasileiros tenham acesso igualitário ao saneamento básico, sem barreiras de qualquer natureza. A **equidade** possibilita a concretização da justiça, com a prestação de serviços destacando um grupo ou categoria essencial alvo especial das intervenções. E a **integralidade**, ao orientar a política de saneamento básico, tende a reforçar a **intersectorialidade** e a construção de uma nova governança na gestão de políticas públicas. Ademais, os conceitos de **sustentabilidade**, da **matriz tecnológica** e de **participação e controle social** devem ser encarados como transversais aos anteriores, na medida em que podem determinar diferentes lógicas nas políticas públicas e na gestão dos serviços, mais ou menos propensas a enxergar seus impactos em uma perspectiva mais abrangente no tempo e no espaço e mais ou menos propensas incorporar a visão emancipatória e cidadã da sociedade.” (BRASIL, 2013a grifos do autor)

Como ressalta o trecho anterior, os conceitos de sustentabilidade, matriz tecnológica e controle social podem trazer implicações diretas na forma como serão planejadas a ação do setor, o que corrobora para a importância da discussão analítica-conceitual proposta nesse capítulo.

A Política Nacional de Saneamento Básico serviu de base para um extenso estudo, desenvolvido por meio de um processo participativo, que resultou no Plano Nacional de Saneamento Básico (BRASIL, 2013a), cuja elaboração era prevista pela

própria lei (BRASIL, 2007). Esse plano baseia-se no mesmo conjunto de princípios da Lei Federal 11.445/2007 e propõe macrodiretrizes e estratégias para o setor, a fim de possibilitar que os princípios propostos possam ser concretizados. Vale ressaltar que o Plano Nacional de Saneamento Básico é um extenso e importantíssimo documento e, por essa razão, não é possível retratar a totalidade de seu conteúdo nas poucas páginas aqui dedicadas a ele. Contudo, foram sintetizados pontos que destacam o papel das tecnologias e sua interdependência com as políticas que lhes dão suporte para a promoção de ações sanitárias que tenham como objetivo contribuir no processo de sua universalização.

Primeiramente, é importante destacar que o Plano Nacional de Saneamento Básico “procura deslocar o tradicional foco dos planejamentos clássicos em saneamento básico, pautados na hegemonia de investimentos em obras físicas, para um melhor balanceamento destas com medidas estruturantes, a partir do pressuposto de que o fortalecimento das ações em medidas estruturantes assegurará crescente eficiência, efetividade e sustentação aos investimentos em medidas estruturais” (BRASIL, 2013). Dentre as ações estruturantes previstas em suas macrodiretrizes, tem-se o fomento às ações de comunicação, mobilização e educação ambiental para o saneamento básico. Propõe a criação de tecnologias apropriadas para os diferentes contextos encontrados e estipula o apoio ao desenvolvimento científico e tecnológico no setor para a consolidação desse tipo de solução. No mais, reconhece a necessidade da criação de diretrizes específicas para a promoção do saneamento básico para a população rural, reservas extrativistas e comunidades indígenas e quilombolas.

O PLANSAB estabelece ainda 138 estratégias que devem ser incorporadas na execução dos programas e ações inerentes à política pública do setor. Muitas dessas estratégias dizem respeito à disseminação de tecnologias apropriadas para permitir a ampliação do acesso da população em estado de vulnerabilidade social, promovendo a universalização do acesso a esses serviços. O fortalecimento da cultura da participação e do controle social por meio da realização de conselhos, audiências públicas, reuniões comunitárias e demais ações de mobilização social também fazem parte dessas estratégias. Destacam-se ainda a elaboração de planos que reconheçam

as especificidades requeridas pelas ações de saneamento para populações rurais e povos tradicionais.

O PlanSab reconhece que o saneamento não é um desafio estritamente técnico, visto que a própria “construção do Plansab não se reduz a um processo técnico-científico descontextualizado. Está envolto em um contexto social, político e econômico, dentre outros aspectos.” (BRASIL, 2013a p.20). E reforça que é necessária uma reflexão cuidadosa no que diz respeito à matriz tecnológica que servirá de base para elaboração de políticas no setor. “[...] deve-se ter claro ainda que a matriz tecnológica predominante, ou a ser induzida pelo planejamento em saneamento básico, não é livre de valores, incorporando a noção de sustentabilidade que lhe dá suporte, a visão de participação da comunidade e da diversidade sociocultural, bem como os princípios de universalidade, equidade, integralidade e intersetorialidade, entre outros conceitos. (BRASIL, 2013, p.24)”.

Tais trechos explicitam que o PlanSab representa um marco conceitual muito importante para o saneamento, fornecendo bases para uma prática menos tecnocrática dentro do setor. Além disso, coloca a universalização como objetivo primordial, sendo a sustentabilidade e o controle social princípios transversais a ela que podem contribuir para a concretização desse objetivo por meio de políticas públicas que tenham como base os princípios de equidade, integralidade e intersetorialidade, as quais dependerão, por sua vez, da adoção de tecnologias apropriadas a esses fins. No mais, destaca a importância de que se tenha um arcabouço plural de opções tecnológicas para atender aos diferentes contextos socioculturais e socioeconômicos existentes. Como será elucidado com a transcrição de fatos históricos apresentada na seção seguinte, tais conceitos não estiveram presentes nas ações de saneamento ao longo da história do Brasil. Por essa razão, acredita-se que a Política Nacional de Saneamento Básico e o Plano Nacional de Saneamento Básico apontam para a necessidade de uma transição paradigmática. Ratifica-se com esses marcos que a mentalidade hegemônica, vinculada ao atual paradigma, que adota apenas critérios técnicos e econômicos para a seleção de tecnologias, não pode ser mais considerada apropriada para o setor do saneamento (BORJA e MORAES, 2013).

5.5. O paradigma do saneamento

5.5.1. O conceito de paradigma

O conceito de “paradigma” foi amplamente difundido a partir do célebre ensaio de Thomas Kuhn de 1962, *A estrutura das revoluções científicas*. Esse conceito impacta na forma como é vista a própria ciência, uma vez que traz a compreensão de que a ciência é condicionada por fatores extrínsecos à objetividade da prática científica, como a percepção de mundo dos cientistas e os conjuntos de valores e acordos partilhados por esses. No mais, reconhece que as descobertas da ciência podem ter profundos impactos sociais, como é bem ilustrado pelo célebre exemplo da revolução Copernicana que implicou na alteração da compreensão de mundo de toda uma sociedade que acreditava que a Terra era o centro do universo. Como conclui Ostermann (1996) em sua análise sobre a obra de Kuhn, essa epistemologia permite enraizar e legitimar questionamentos acerca da imagem que cientistas e leigos têm da atividade científica, como um processo neutro e linear baseado meramente no acúmulo contínuo de conhecimentos individuais. Trata-se, portanto, de uma crítica à concepção positivista da ciência, a qual exerceu, e até hoje exerce, grande influência na formação dos cursos de engenharia (BAZZO, 2014) .

A constituição desses paradigmas na ciência determina quais tipos de problemas serão estudados e quais metodologias, teorias e instrumentos serão aplicados para sua resolução. Uma transição paradigmática ocorre quando uma nova teoria científica, capaz de resolver problemas que as teorias em vigência não conseguem resolver, surge e atrai um grupo de partidários da comunidade científica (KUHN, 2017). Assim, a mudança de paradigma é precedida por um momento de crise, onde se tem problemas que não conseguem ser solucionados pelas teorias correntes. Foi desta maneira que o “paradigma” tornou-se um termo consagrado na epistemologia, campo da filosofia que discute o desenvolvimento do conhecimento científico, e, a partir disso, seu sentido foi ampliado para demais áreas do conhecimento (JACOBINA, 2000), como o desenvolvimento tecnológico (DOSI, 1982).

Dosi (1982), baseando-se na tese de Kuhn, argumenta que o desenvolvimento tecnológico, assim como o científico, não pode ser explicado por uma lógica autônoma

inerente a esse campo. Segundo sua teoria, na produção tecnológica, assim como ocorre na científica, existem paradigmas tecnológicos que norteiam os rumos do desenvolvimento técnico, sendo a constituição desses paradigmas dada por elementos sociais, políticos/institucionais, técnicos e econômicos que operam como dispositivos de seleção, delimitando as possibilidades tecnológicas. Soluções que não fazem parte do paradigma vigente não são sequer consideradas pela comunidade técnico-científica (DOSI, 1982). Cada paradigma tecnológico está atrelado a um conceito de progresso, a uma proposta de desenvolvimento e, portanto, sua mudança, dependerá de fatores extrínsecos à técnica.

Dessa maneira, o termo “paradigma” não se trata apenas de um sinônimo de modelo ou padrão, nem de um conjunto de artefatos tecnológicos, mas sim, de um arcabouço técnico-ideológico que norteia o desenvolvimento tecnológico. Ele é conformado pelos conhecimentos técnico-científicos, materiais disponíveis, princípios socialmente e culturalmente instituídos, e influenciado por diversos elementos econômicos-políticos-sociais. São, portanto, caracterizados por nortear o desenvolvimento tecnológico ao definir quais problemas são considerados relevantes e quais métodos, teorias e artefatos tecnológicos são considerados legítimos pela comunidade técnico-científica para resolvê-los. A transição de paradigma, por sua vez, representa uma inflexão abrupta, capaz de instituir novas formas de se pensar e projetar soluções para certa categoria de problemas, a qual dependerá de mudanças nesses elementos extrínsecos à técnica. Novos valores, novas práticas de projeto, novos materiais, conhecimentos, arranjos políticos-institucionais e acordos tácitos entre os profissionais são necessários para se criar as condições necessárias para uma mudança de paradigma.

Sob essa ótica, atualmente conhecida como sócio-construtivista, a tecnologia não é só o controle racional da natureza: tanto seu desenvolvimento quanto seu impacto são intrinsecamente sociais (FEENBERG, 1992). Andrew Feenberg é um importante filósofo que trouxe contribuições para o campo denominado estudos sociais da tecnologia, ou filosofia da tecnologia como alguns preferem chamar. Seu pensamento está inserido em uma corrente conhecida como sócio-construtivista, a qual defende que as teorias e as tecnologias não são determinadas ou fixadas a partir de critérios científicos e técnicos e que podem ser adaptadas pelas demandas sociais

(FEENBERG, 1992). Segundo o autor, “[A tecnologia] não pode ser considerada uma coleção de dispositivos e nem como a soma de meios racionais” (FEENBERG, 1992). Sua teoria é de que as tecnologias são construtos sociais, e, portanto, não são neutras, ou seja, refletem uma série de valores e princípios inerentes ao meio no qual foram produzidas, bem como são influenciadas por aspectos políticos e sociais desse contexto e, simultaneamente, influenciam e constroem a realidade na qual são aplicadas. Postula também que não são desenvolvidas seguindo uma lógica autônoma, sendo uma produção humanamente controlada (FEENBERG 1999, 2003).

Tal proposta epistemológica para a produção tecnológica tem como objetivo superar as duas perspectivas hegemônicas na comunidade técnico-científica, as quais Feenberg (1992, 1999, 2003) define como “instrumentalista” e “determinista”. Segundo o autor, o instrumentalismo compreende a tecnologia como um elemento humanamente controlado e neutro. Sob essa perspectiva, as infraestruturas, as tecnologias e o planejamento das cidades são resultado da racionalização humana e seus projetos elaborados sob a premissa de eficiência técnica. As tecnologias atuais, portanto, são vistas como fruto de um processo contínuo de acúmulo de conhecimentos e aprimoramento do racionalismo técnico promovido pela humanidade (FEENBERG, 1999). Como resultado dessa perspectiva tem-se uma postura conformista por parte dos engenheiros e demais membros da comunidade técnico-científica que consideram as tecnologias e o desenho das cidades como “o melhor que poderiam ser”, de maneira que não são capazes de problematizar a realidade e de compreender a interferência dos fatores políticos e sociais sobre o processo de seleção tecnológico, assim como os decorrentes impactos sociais das tecnologias empregadas.

Segundo Feenberg (1992) há ainda outro modo como as tecnologias são vistas, a qual define como determinismo tecnológico: “O determinismo se baseia na suposição de que as tecnologias têm uma lógica funcional autônoma que pode ser explicada sem se fazer referência à sociedade” (FEENBERG, 1992 tradução do autor). Sob essa perspectiva, as tecnologias são neutras e autônomas, de modo que as tecnologias, e não a humanidade em si, são tidas como o motor da história. Como resultado, o progresso tecnológico também é visto como um processo unilinear que evolui de configurações menos avançadas para mais avançadas. Os artefatos

tecnológicos, por sua vez, são tidos como capazes de, por si só, promover mudanças estruturais na sociedade, tanto para o bem quanto para o mal.

Já Feenberg (1999), em sua Teoria Crítica da Tecnologia, defende que as tecnologias devem ser compreendidas sob uma perspectiva crítica, segundo a qual as tecnologias não são neutras e são humanamente controladas. Essa teoria postula que há um código técnico responsável por mediar os fatores sociais e políticos e os conhecimentos tecnológicos. Tal aceção permite que a influência dos aspectos sociais e políticos sejam levados em consideração na análise da produção do conhecimento científico e dos artefatos tecnológicos. Ao desnaturalizar os artefatos tecnológicos, possibilita que sejam pensados caminhos alternativos para o desenvolvimento tecnológico e para a sociedade.

Tal maneira de pensamento não é usual no meio da engenharia, a qual foi historicamente apoiada pelos métodos positivistas, bem como pela esfera ideológica do positivismo (BAZZO, 2014). As raízes do positivismo podem ser encontradas no empirismo desenvolvido ao longo dos séculos XVI, XVII e XVIII, com Bacon, Hobbes e Hume, respectivamente, e sua fundação pode ser atribuída a Augusto Comte, que, em 1830, publicou em 6 volumes, o Curso de filosofia positiva e, em 1844, o Discurso sobre o espírito positivo. O positivismo não aceita outra realidade que não sejam os fatos que possam ser observados, sendo a função da ciência conhecer as leis dos fenômenos, prescindindo de toda consideração prática (TRIVIÑOS, 1987). O positivismo enquanto método foi de grande importância para o desenvolvimento do conhecimento técnico-científico, uma vez que sua objetividade permitiu a realização de experimentos capazes de ampliar a compreensão acerca de diversos fenômenos naturais. Por outro lado, seus elementos ideológicos contribuíram para a construção de uma imagem da ciência como sendo uma lógica de desenvolvimento autônoma dirigida pela acumulação incessável de novos saberes, que necessariamente trazem consequências benéficas para a sociedade, positivas. Tal racionalidade faz com que a prática da engenharia e o desenvolvimento do conhecimento técnico-científico ocorram de forma acrítica e desconectada da realidade social (DAGNINO, BRANDÃO, NOVAES, 2004; FRAGA, 2007).

A tese de Thomas Kuhn (2017, [1962]), ao explicar a evolução da ciência por meio das mudanças de paradigma contribuiu em grande medida para questionar essa

forma de pensamento. Já o pensamento crítico, corrente filosófica que ficou conhecida como Escola de Frankfurt, surgiu a partir da crítica aos métodos e concepções positivistas acerca da prática científica e propõe o questionamento da ciência enquanto uma atividade neutra e com desenvolvimento autônomo. Esse pensamento foi de grande importância para o desenvolvimento das ciências sociais.

Sob a perspectiva crítica, a ciência não é uma atividade exterior à sociedade, e seu objetivo último é a transformação da realidade, e não a sua “mera” contemplação. Como argumenta Horkheimer (1975 [1937]) em seu célebre ensaio “Teoria Tradicional e Teoria Crítica”, toda ação humana é condicionada pelo contexto na qual está inserida, sendo essa consciência necessária para que seja possível transformar a realidade. Este trabalho partilha dessa epistemologia crítica que reconhece a ciência enquanto uma atividade humana socialmente enraizada, buscando-se com ele contribuir para transformar a realidade que o cerca.

As contribuições filosóficas de Feenberg (1992, 1992, 2003) estão inseridas no bojo do pensamento crítico, ao trazer um referencial analítico que permite compreender a tecnologia enquanto um construto social. Tal compreensão é fundamental para que se possam atingir objetivos normativos como a construção de uma sociedade mais sustentável e a universalização do saneamento, uma vez que esses dependerão de reformas políticas para serem logrados e de ações humanamente dirigidas influenciadas por uma série de princípios, valores e interesses socialmente instituídos, assim como, por conhecimentos técnicos que servirão de base para esse novo processo de construção de tecnologias.

Apesar de Feenberg não utilizar o termo “paradigma” nota-se uma grande convergência entre sua teoria e a tese de Dosi (1982). O conceito de “código técnico” adotado por Feenberg (1992) possui profundas semelhanças o de “paradigma”, utilizado por Dosi (1982), o qual permite integrar uma série de fatores referentes ao contexto sócio histórico em que as tecnologias foram criadas e que condicionaram seu desenvolvimento e que resultaram em uma prática de design tecnológico socialmente institucionalizada.

Dessa maneira, ao definir o “paradigma tradicional do saneamento” não se faz alusão apenas ao conjunto de artefatos tecnológicos e sistemas técnicos

hegemônicos empregados para a solução dos problemas sanitários. O paradigma tradicional representa todo o conjunto de elementos sociais-políticos-econômicos e técnicos que nortearam a pesquisa e desenvolvimento do setor e que resultaram na institucionalização de um certo grupo de tecnologias enquanto “soluções eficientes”. Tais soluções são amplamente – e quase que indiscutivelmente – aceitas pela comunidade técnico-científica e são repassadas para as gerações futuras através dos livros e manuais técnicos e dos cursos ministrados nas escolas de engenharia. Enquanto isso, soluções que não fazem parte desse grupo não fazem parte do arcabouço padrão dos profissionais da área. Tal fato é um empecilho já que a promoção assentamentos humanos mais sustentáveis deve requerer outros tipos de soluções (BELL, 2015).

5.5.2. A conformação histórica do paradigma sanitário tradicional

O paradigma tradicional do saneamento, no que diz respeito ao esgotamento sanitário, conduziu à institucionalização de sistemas centralizados compostos por rede coletora, interceptores, emissários e estações elevatórias, os quais tem como objetivo juntar as águas residuárias oriundas dos diferentes pontos de contribuição e transportá-las até as grandes estações de tratamento de esgoto (TSUTIYA e ALÉM SOBRINHO, 2011). Esse modelo de gestão e tratamento centralizado de esgoto foi crucial para atender às demandas dos grandes centros urbanos que começaram a surgir no século XIX e XX, sobretudo na Europa e nos Estados Unidos, e que posteriormente se formaram também nas capitais dos países denominados como “de Terceiro Mundo”, “subdesenvolvidos”, “em desenvolvimento”, ou ainda, “países periféricos do capitalismo”.

Segundo Tsutyia e Além Sobrinho (2011), as referências relativas a esgotamento sanitário consideram a Cloaca Máxima de Roma, construída no século 6 antes de Cristo, como o primeiro sistema de esgoto planejado e implantado no mundo. Durante a idade média existiam estruturas similares aos drenos romanos, mas o lançamento de excretas humanas nesses condutos era terminantemente proibido (TSUTIYA e ALÉM SOBRINHO, 2011). As infraestruturas sanitárias na Europa medieval eram praticamente nulas, sendo usual despejar as fezes e dejetos humanos

nas ruas e nos córregos que cortavam as cidades. Foi com o aumento da densidade demográfica das cidades, ocasionado pela Revolução Industrial que se passou a evoluir rumo às práticas modernas de saneamento (REZENDE & HELLER, 2008).

A partir da segunda metade do século XVIII, os países ocidentais passaram por um processo de explosão demográfica e de crescimento das concentrações urbanas, consolidando o capitalismo enquanto sistema político-econômico e exigindo o desenvolvimento do conhecimento científico tecnológico nos campos do saneamento e da saúde para contornar os surtos epidêmicos que atingiram estas sociedades desde os tempos das cidades medievais. Como descreve Rosen: “Os anos entre 1750 e 1830 são decisivos na evolução da saúde pública; então se lançaram as fundações do movimento sanitário do século XIX, pleno de consequências para o nosso tempo.” (ROSEN, 1994, p. 13 *apud* REZENDE e HELLER, 2008). Tecnologias desenvolvidas neste período, como por exemplo, o ferro fundido, foram fundamentais para a implementação de sistemas de abastecimento de água e de esgotamento sanitário de países como Inglaterra, França, Alemanha e Estados Unidos (REZENDE e HELLER, 2008).

A produção industrial de tubulações de ferro favoreceu a disseminação dos banheiros com descarga hidráulica, que começaram a se tornar usuais por volta de 1810 na Grã-Bretanha. Antes disso, e durante quase todo século XIX, em muitas das cidades europeias eram utilizadas latrinas. Nelas, os dejetos humanos eram acondicionados em baldes que posteriormente eram recolhidos por catadores, trabalhadores que passavam a noite nos domicílios e carregavam esses detritos até as fazendas localizadas em torno dos centros urbanos para que fossem acondicionados como adubo (HAMLIN, 1980). Em algumas cidades norte-americanas como Baltimore esse tipo de prática era comum até por volta do ano de 1912 (HAMLIN, 1980). No Brasil, essa prática também predominou durante todo século XIX e passou a ser substituída após a abolição da escravidão, uma vez que o trabalho de recolhimento das fezes era tipicamente realizado por pessoas escravizadas denominadas “tigres” (REZENDE & HELLER, 2008).

Assim, as tecnologias modernas de saneamento começaram a ser desenvolvidas visando atender às demandas dos grandes centros urbanos que começaram a surgir na Europa com a Revolução Industrial, sobretudo na Inglaterra,

país pioneiro no processo de mecanização dos meios de produção e no processo de expansão global do capitalismo enquanto modelo de sistema político-econômico. Nesse país encontravam-se as condições necessárias para isso, como a concentração de riquezas, materiais e meios de produção disponíveis, além das demandas sociais que surgiam com o aumento da concentração populacional e a disseminação de doenças. Há diversos registros de epidemias de cólera no continente Europeu, como as que ocorreram nos anos de 1832, 1848-49 e 1853 (HAMLIN, 1980; REZENDE & HELLER, 2008).

Nessa época, porém, não havia uma compreensão adequada da relação entre a água contaminada e a propagação de doenças como a cólera. A principal corrente teórica que explicava a veiculação de doenças era a teoria miasmática segundo a qual as doenças seriam veiculadas pelos odores fétidos da matéria orgânica em depuração (HALLIDAY, 2001; REZENDE & HELLER, 2008). Em 1857 John Snow publica um artigo no British Medical Journal apresentando um estudo comparando o número de mortes por cólera entre pessoas abastecidas por água captada em dois pontos distintos: uma à montante de Teddington Lock, onde não havia contribuição de esgotos e outro à jusante. O estudo conclui que o número de mortes por cólera era seis vezes maior entre a população que bebia água captada à jusante. Porém, mesmo com esses indícios empíricos, a hipótese de Dr. John Snow de que a água contaminada era a principal causa de cólera não havia sido até então aceita pela opinião pública nem pela comunidade técnica (HALLIDAY, 2001).

Apesar de os processos microbiológicos de transmissão de doenças não serem ainda bem compreendidos, o episódio ocorrido no ano de 1858, conhecido como “The Great Stink” (O Grande Fedor), impulsionou a implantação de um sistema de coleta e afastamento de esgotos para a cidade de Londres. É relatado que nesse ano o intenso calor do verão, associado com a crescente carga que poluição a que o rio estava submetido, resultou num mau cheiro tamanho que uma sessão do parlamento inglês foi interrompida (HALLIDAY, 2001). A partir disso, o governo inglês define ser necessário o investimento na implantação de uma rede subterrânea de coleta de esgotos, projeto que foi encabeçado pelo engenheiro Joseph Bazalgette (HALLIDAY, 2001; HAMLIN, 1980).

No que se diz respeito ao tratamento de esgoto, nessa época ainda não havia soluções consagradas. Eram duas as principais correntes que disputavam o meio técnico até então: a disposição direta no solo e a precipitação química dos nutrientes. Ambas visavam substituir a emissão de esgotos brutos nos corpos hídricos por processos que permitissem o reaproveitamento dos nutrientes pertencentes ao esgoto (HAMLIN, 1980). A importância dos nutrientes para o desenvolvimento das plantas, como fósforo, compostos nitrogenados e potássio, já era conhecido nessa época. Os trabalhos publicados por Justus von Liebig foram fundamentais para a compreensão de que as plantas necessitavam de uma série de minerais para seu desenvolvimento, tais como o potássio e o fósforo que poderiam ser encontrados no esgoto. Por essa razão, Liebig defendia que os nutrientes encontrados no esgoto deveriam retornar para o solo e não serem desperdiçados lançando-os diretamente na água. Sua publicação no ano de 1840, *Chemistry in Its Applications to Agriculture and Physiology*, intentou fornecer bases teóricas para tal (HAMLIN, 1980). Desse modo, muitas cidades na Europa, como Paris, Berlin, Milão, Edinburgh e outras adotaram a disposição no solo com produção de alimentos como solução. Quando bem operadas, essas “fazendas de esgoto” eram muito seguras. Contudo, a falta de compreensão dos processos microbiológicos atuantes no solo e a falta de tecnologias adequadas de tratamento prévio fez com que muitas das áreas destinadas a esse fim se transformassem em alagados mal cheirosos devido à sobrecarga do potencial de tratamento dos solos. Além disso, esse tipo de solução exigia grandes extensões de terra e que ficavam longe dos centros urbanos, acarretando em altos custos de transporte. Eram necessários aproximadamente 25m²/pessoa, de modo que era inviável encontrar terras disponíveis para tratar o esgoto de um centro urbano em expansão como Londres (HAMLIN, 1980).

A outra corrente era a da separação dos nutrientes por meio da precipitação química. Entre os anos de 1850 e 1890 encontram-se 480 patentes registradas na Inglaterra relacionadas a esse tipo de tratamento com reaproveitamento agrícola. Apesar desse grande número de patentes, tais processos eram similares entre si, baseados no uso de cal, carvões, argila e sais de ferro e alumínio para a precipitação da matéria orgânica e nutrientes. O material precipitado podia ser facilmente comercializado como fertilizante, contudo, os custos com a aquisição desses

compostos químicos eram muito altos e a eficiência de remoção de matéria orgânica desses sistemas era limitada, visto que grande parte da matéria orgânica particulada era simplesmente dissolvida e não de fato removida (HAMLIN, 1980).

A decomposição do esgoto, fosse nos corpos hídricos ou no solo, não era compreendido como um processo microbiológico até o início dos anos 1880. O trabalho de Schloesing e Muntz (1877, *apud* HAMLIN, 1980) foi de grande notabilidade para que o entendimento em torno dessa questão pudesse avançar. Os pesquisadores pegaram esgoto bruto e o aplicaram a uma pequena coluna de areia por vários dias, sempre medindo as concentrações de nitrogênio amoniacal e nitrato na entrada e na saída. Com o passar dos dias, a quantidade de nitrogênio amoniacal convertida a nitrato foi aumentando até atingir completa nitrificação. Nesse ponto os autores despejaram clorofórmio na coluna de areia e, como resultado, todo efluente voltou a sair na forma de nitrogênio amoniacal. Com isso puderam concluir que alguma forma de vida microscópica, morta quando em contato com o clorofórmio, era responsável pela nitrificação (HAMLIN, 1980).

Paralelamente a isso, no final do século XIX, vários pesquisadores na Inglaterra e nos Estados Unidos vinham desenvolvendo experimentos onde aplicavam ar comprimido em sistemas mal cheirosos, obtendo significativos sinais de melhora (SAWYER, 1965). Tais pesquisas, somadas ao importante marco da teoria de Louis Pasteur (1822 - 1895), que conseguiu demonstrar à comunidade científica o papel fundamental dos microrganismos enquanto agentes fundamentais dos processos de degradação da matéria orgânica, forneceram as bases científicas para os princípios do tratamento moderno de esgotos (BOTELHO, 2014).

Em 1893, estudos conduzidos por Mather e Platt mostraram que os sólidos precipitados no fundo dos tanques de aeração eram capazes de melhorar a qualidade do processo de tratamento de esgotos (ALLEMAN e PRAKASAM, 1983). Diversos estudos foram sendo realizados nessa linha, tanto na Inglaterra quanto nos Estados Unidos a fim de investigar a importância da aeração e da acumulação de sólidos no reator para otimizar o processo de tratamento. Essa série de estudos em escala de laboratório culminou na primeira estação de tratamento de esgotos utilizando o princípio de lodos ativados, a qual é datada de 1914 em Salford, Inglaterra (ALLEMAN e PRAKASAM, 1983). Contudo, nessa época ainda não era consenso que o princípio

desse processo era microbiológico: muitos pesquisadores o compreendiam como um fenômeno físico, no qual a matéria orgânica seria removida fisicamente pelo contato com os sólidos do lodo. O processo de lodos ativados passou a ser inquestionavelmente entendido como um processo microbiológico apenas no ano de 1930 após a publicação do trabalho de Buswell e Long (1929, *apud* SAWYER, 1965). A partir do desenvolvimento do processo de lodos ativados, as soluções baseadas no reaproveitamento de nutrientes passaram a ser substituídas e o esgoto, por muito tempo, foi esquecido enquanto fonte de recursos (HAMLIN, 1980).

Já a primeira estação de lodos ativados do Brasil foi projetada pelo engenheiro João Pedro de Jesus Netto no ano de 1933, na cidade de São Paulo, sendo um importante marco para engenharia sanitária nacional (SAMPAIO, 2014). Infelizmente, essa estação foi demolida poucos anos depois devido a pressões de influentes engenheiros da época, como Saturnino de Brito, que não aceitavam a teoria microbiana de Pasteur e a eficácia do processo de lodos ativados (BOTELHO, 2014; SAMPAIO, 2014). Enquanto a ETE era demolida, a cidade de São Paulo passava por um rápido aumento populacional na década de 1930, o que acarretou um aumento considerável das taxas de morbimortalidade relacionadas a doenças de veiculação hídrica (SAMPAIO, 2014).

A história do saneamento no Brasil, pós-colonização, sempre foi caracterizada pela insuficiência de infraestruturas sanitárias. Entre os séculos XVI e o início do século XIX não haviam políticas específicas visando melhorias nas condições de vida do brasileiro, o que pode ser explicado devido às baixas densidades demográficas das vilas brasileiras e à política econômica controlada pela metrópole portuguesa, a qual era totalmente baseada no comércio exterior (REZENDE e HELLER, 2008). Mesmo após a independência em 1822, não havia se instituído uma forte identidade nacional e as ações voltadas para o saneamento se concentravam na capital do Império do Brasil, o Rio de Janeiro. Essas ações estavam estritamente vinculadas ao interesse das elites, resultando em ações focadas em áreas de interesse econômico e na exclusão das massas populares. No ano de 1849 foram criadas a Comissão Central de Saúde Pública e a Comissão Central de Engenharia. Em 1850, criou-se a Junta de Higiene Pública. Porém, a ação dessas comissões restringia-se à capital carioca, que foi a terceira cidade do mundo – atrás apenas de Londres e Hamburgo -

a construir rede de coleta de esgoto. Esse projeto foi implementado no ano de 1864 pela empresa de capital Inglês The Rio de Janeiro City Improvements Limited. Porém, tal sistema não era do tipo separador absoluto, uma vez que foi concebido de acordo com as práticas que vinham sendo utilizadas na Inglaterra, sendo demolido algumas décadas mais tarde (REZENDE e HELLER, 2008).

Na segunda metade do século XIX era comum o abastecimento de água urbano ser fornecido por redes de chafarizes, bicas e fontes públicas, que promoviam o acesso gratuito de água à população. Como estes muitas vezes estavam distantes dos centros, os senhores se valiam de seus escravos para buscarem água. Havia também um imenso comércio de água, que estava a cargo dos “aguadeiros”, índios ou escravos de aluguel, que abasteciam as residências daqueles que não dispunham de escravos para o serviço. Com relação aos dejetos e aos resíduos, estes eram retirados por escravos, conhecidos como “tigres”, e jogado nas valas, córregos, lagoas ou locais mais afastados (REZENDE e HELLER, 2008; TEIXEIRA e PEIXOTO-FARIA, 2011).

Os sistemas de abastecimento de águas por meio de chafarizes passaram a ser gradativamente substituídos pelo abastecimento domiciliar com a chegada de empresas privadas e do capital inglês, incentivadas pelo imperador Pedro II. No ano de 1873 a Recife Drainage Company Limited instalou-se na capital de Pernambuco. Belém foi atendida pela Companhia das Águas do Grão-Pará a partir de 1881, assim como Fortaleza, que em 1867 passou a ser atendida por chafarizes da Ceará Water Works Company Limited, todas organizadas com capital inglês (MURTHA, CASTRO e HELLER, 2015; REZENDE e HELLER, 2008). Na cidade de São Paulo o serviço de abastecimento de água também era realizado por meio de bicas e chafarizes até que o sistema de abastecimento domiciliar começou a ser implantado entre os anos 1875 e 1878, quando engenheiros, administradores e capitais ingleses são mobilizados para criar a Companhia Cantareira Águas e Esgotos. (MURTHA, CASTRO e HELLER, 2015).

A presença do capital inglês, apesar de prometer a promoção da modernização urbana, representou um movimento de integração ao círculo internacional do imperialismo financeiro. Ademais, condicionou que o atendimento fosse estruturado apenas nas regiões ocupadas por consumidores com adequada capacidade de

pagamento, a fim de remunerar os capitais aplicados. Nota-se que enquanto nos países desenvolvidos as tecnologias sanitárias foram desenvolvidas para a ampliação das políticas sociais, nos países periféricos a implantação dessas tecnologias sempre foi guiada pelo predomínio do interesse econômico externo (e das elites locais em grande medida), assim como influenciadas por fatores demográficos, de modo que nunca foram capazes de atender a população mais pobre, largada em segundo plano (MURTHA, CASTRO e HELLER, 2015; REZENDE e HELLER, 2008).

Desde o início da atuação das empresas privadas de capital inglês é possível se notar uma conduta que privilegiava interesses próprios. O conflito entre os interesses da população e os do capital estrangeiro pode ser bem ilustrado pelo caso da atuação da companhia *The Campus Syndicate* na província de Campos dos Goytacazes no Rio de Janeiro. A empresa começou a atuar no primeiro trimestre de 1886 e nesses poucos meses já havia instalado 8484 metros de encanamentos para o esgoto e 9397 metros de encanamento para o abastecimento de água (TEIXEIRA e PEIXOTO-FARIA, 2011). Tão logo esses primeiros avanços haviam sido alcançados e a Companhia solicita à Câmara Municipal e à Administração da Província que se empenhem na regularização dos números das vivendas da cidade. Contudo, como permite concluir a análise histórica apresentada por Teixeira e Peixoto-Faria (2011), a principal preocupação da empresa era de garantir a cobrança pelos serviços apesar de sua crescente impopularidade. Atrasos nas obras de abastecimento, condições de trabalho precária na empresa e dois graves acidentes que envolveram a morte de ao menos três trabalhadores entre 1886 e 1887 foram motivos para incitar algumas manifestações populares na província durante esse período. No ano de 1888 eram 2551 residências com esgoto, 240 residências com serviço de água potável e 30 fontes e chafarizes distribuídos em vários pontos da cidade, de um total de residências que ficava entre 4000 e 5000 residências. A ineficiência dos serviços oferecidos e os preços abusivos praticados pela empresa foram alvo de duras críticas de Saturnino de Brito, quem questionava os altos valores cobrados e as facilidades oferecidas pelo Governo do Estado. Para Brito, os interesses relativos à saúde pública eram contrários à gestão privadas destes serviços (TEIXEIRA e PEIXOTO-FARIA, 2011).

Outro notório conflito que ilustra o embate entre interesses privados e públicos, ocorreu no município de São Paulo. A Comissão de Melhoramentos do Rio Tietê,

comandada pelo engenheiro Saturnino de Brito, havia concebido um projeto para reaproveitamento hídrico do rio Tietê que levava em consideração aspectos como controle de inundações, promoção da saúde pública, abastecimento de água e navegação, mas que conflitava com a estratégia de negócios da São Paulo Tramway Light (empresa multinacional de fornecimento de energia elétrica). Os interesses empresariais, que visavam à produção de energia elétrica e a incorporação imobiliária prevaleceram, de modo que as águas da cabeceira do Tietê foram apropriadas para a produção energética na usina de Cubatão e a urbanização em torno do Pinheiros foi conduzida, graças à sua retificação que favorecendo o ramo imobiliário, através da promoção de loteamentos e venda dos terrenos (MURTHA, CASTRO e HELLER, 2015). Como mostra a pesquisa de Kayo (2013), foram desapropriados 20 milhões de metros quadrados para essas obras, sendo que apenas 20% foram utilizados pelas obras e o restante foi reloteado posteriormente, surgindo com isso, uma nova área de especulação imobiliária. A autora mostra ainda que o traçado do rio, originalmente cheio de meandros, mudou drasticamente com a retificação, chegando a perder 20 km de extensão. A autora conclui que muitos problemas de enchentes atuais da cidade estão relacionados com esse processo que culminou em uma urbanização não planejada em um área de várzea natural. Enquanto isso, as infraestruturas da capital paulista para coletar e tratar o esgoto permaneciam aquém das demandas. Em meados da década de 1920 a vazão do rio Tietê era de apenas 10 a 17 vezes a dos esgotos afluentes, já havendo relatos de mau cheiro já nesta época (SILVA, 2014).

Uma das primeiras ações orientadas a criar um órgão nacional de saúde pública, foi a criação da Diretoria-Geral de Saúde Pública (DGSP) em 1897. Durante a presidência de Rodrigues Alves, o médico Oswaldo Cruz foi nomeado diretor geral da DGSP e a partir disso planejou intervenções em locais estratégicos para a economia nacional, tais como regiões portuárias e cidades de intensa atividade econômica nos estados de São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro (REZENDE e HELLER, 2008). Nessa época os centros brasileiros sofriam com epidemias de febre amarela, varíola e peste bubônica. Como apresentado na pesquisa de Costa (1994), o combate à essas doenças era pautado no extermínio dos agentes etiológicos, o que resultou em uma perseguição às camadas populares que viviam mais próximas dos focos dessas doenças, motivo pelo qual os cortiços recebiam constantes visitas da

“polícia sanitária”. Foi durante essa época que o então prefeito da capital carioca, Pereira Passos, comandou a desapropriação e demolição de diversas dessas habitações populares sob a alegação de que eram focos de proliferação de ratos e mosquitos (REZENDE e HELLER, 2008). Já para combater a varíola, a única maneira possível era com a vacinação da população, motivo pela qual a vacina foi tornada obrigatória. O povo carioca, que já havia em grande parte sido desapropriado de suas casas, não compreendia o motivo da obrigatoriedade da vacina e, frente a esse contexto de ações coercitivas e autoritárias por parte do governo, se revoltou contra a obrigatoriedade da vacina, em episódio que ficou conhecido como a Revolta da Vacina, ocorrida em 1904 (CARVALHO, 1987; REZENDE e HELLER, 2008).

A situação da zona rural brasileira também era marcada por um cenário de doenças, dentre as quais se destacavam a ancilostomíase, a doença de Chagas e a malária. Historicamente, a população rural havia ficado sempre à margem de qualquer tipo de política pública. Em 1918 surge a Liga Pró-Saneamento do Brasil, com o intuito de restaurar as condições do sertão brasileiro em defesa da “vocação agrícola” do país. A partir daí surgem as primeiras políticas públicas voltadas para a população rural como a implantação dos postos de profilaxia rural (REZENDE e HELLER, 2008).

No fim da década de 1920, com a quebra da bolsa de Nova Iorque e o subsequente período conhecido como a Grande Depressão, ficaram evidentes as fragilidades do modelo agrário-exportador brasileiro e as lacunas regulatórias do setor de serviços públicos que era muito desnacionalizado. Com a ascensão de Getúlio Vargas e a formação do Estado Novo, inicia-se um projeto político que preconiza a industrialização induzida pelo Estado e são feitas as reformas estruturais necessárias para garantir o controle estatal dos recursos naturais. O Código das Águas de 1934 foi o primeiro grande marco legislativo da gestão das águas no país, e manteve-se como marco central por mais de 60 anos. Tinha como objetivo a centralização do poder e promoção do nacionalismo (MURTHA, CASTRO, HELLER, 2015). As bases para a realização do Primeiro Plano Nacional de Financiamento para Abastecimento de Água foram lançadas no segundo governo de Getúlio Vargas, em 1952. Nessa época mais de 1500 municípios brasileiros, de um total de 1900, ainda não dispunham de serviços de abastecimento de água (REZENDE e HELLER, 2008).

Durante a ditadura militar, no ano de 1970, houve a implementação de um novo plano nacional, conhecido como Plano Nacional de Saneamento (PLANASA). Tal plano trouxe importantes avanços: entre 1970 e 1985 aumentou de 26,7 milhões para 82,8 milhões de brasileiros abastecidos com água potável (COSTA e RIBEIRO, 2013). Contudo, as ações foram realizadas em áreas nas quais se esperava retorno garantido dos investimentos. Assim, privilegiou regiões mais ricas do Sul e Sudeste, concentrando a maior parte dos investimentos nas cidades mais populosas e, nestas, nos segmentos de maior renda. Além disso, os investimentos realizados no PLANASA priorizaram os serviços de abastecimento de água em detrimento do esgotamento sanitário, devido ao maior lucro e amortização dos investimentos gerados por esses (COSTA e RIBEIRO, 2013; HELLER, 2007). Como consequência dessa lógica, essa política foi limitada para atender às demandas de esgotamento sanitário das cidades com menos de 20.000 habitantes (HELLER, 2007) e para fornecer acesso aos serviços de saneamento de grande parte da população mais carente (REZENDE e HELLER, 2008)

Em suma, a pesquisa bibliográfica realizada com o intuito de identificar a conformação do paradigma tradicional do saneamento, mostra que elementos sociais, políticos e econômicos atuaram como condicionantes de seu desenvolvimento. O contexto social estabelecido na Inglaterra após a Revolução Industrial levou ao inchaço dos centros urbanos, os quais devidos à carência de infraestruturas sanitárias viraram núcleos de propagação de doenças como cólera e febre tifo. Tal contexto, associado à produção e disseminação de tecnologias como as tubulações de ferro dúctil e a descarga hidráulica, configuraram o início do desenvolvimento das tecnologias sanitárias modernas. Nota-se que nesse país - assim como em outros países Europeus em menor medida, como França e Alemanha - encontrava-se o casamento das demandas da sociedade capitalista moderna que começava a se consolidar com as bases materiais necessárias para atendê-las (meios de produção, recursos materiais, capital, trabalhadores, etc.).

Na Europa, e especialmente na Inglaterra, tinha-se também as bases intelectuais necessárias, de modo que a produção de conhecimento científico também foi um importante elemento responsável pelo seu pioneirismo no desenvolvimento de

infraestruturas sanitárias. Contudo, a ciência da época ainda não compreendia os fenômenos de degradação da matéria orgânica e transmissão de doenças. A teoria miasmática, mais aceita na época pela comunidade científica, não permitia que uma clara relação entre o consumo de água contaminada e a propagação de doenças fosse estipulada, as primeiras soluções sanitárias foram baseadas apenas no afastamento dos esgotos utilizando-se os rios como veículo. Nessa época, apesar de não se entender a necessidade de tratamento de esgotos, a possibilidade de reaproveitamento dos nutrientes presentes no esgoto era conhecida e praticada. Apesar de o conhecimento científico ser uma importante base para o projeto tecnologias e infraestruturas sanitárias, é interessante notar o alto grau de conhecimento empírico para seu desenvolvimento. Isso é bem ilustrado pelo seguinte episódio relatado: a primeira estação de lodos ativados foi implantada em 1914 na Inglaterra, enquanto a ampla compreensão e aceitação da comunidade científica desse sistema enquanto um processo de tratamento biológico ocorreu por volta de 1930. Os primeiros trabalhos a medir quantitativamente a quantidade de oxigênio utilizada pelo processo foram publicados apenas nesse ano. Assim, as tecnologias favoreceram o estabelecimento de novos conhecimentos científicos⁸. Infelizmente, após o esgoto ter passado a ser considerado algo que precisava “ser tratado” ele parou de ser visto como uma fonte de recursos pela comunidade técnico-acadêmica.

Já o contexto social do Brasil era muito diferente do inglês. O Brasil, apesar de sua independência política em relação a coroa portuguesa desde 1822, ainda carecia de uma identidade nacional e as ações do império permaneceram basicamente centradas apenas na capital carioca. Além disso, era um país agrário voltado para a exportação e predominantemente constituído por latifúndios. Muitos dos senhores se utilizavam de pessoas escravizadas ou ex-escravizados para buscar a água que era fornecida nos chafarizes públicos e para esvaziar os dejetos acumulados em suas latrinas. Tais características contribuíram para a ausência de ações sanitárias de caráter coletivo até o final do século XIX. Com o ciclo do café, a proclamação da república e o crescimento dos centros urbanos, começam a serem tomadas ações

⁸ Como é discutido pela epistemologia, a tecnologia não se trata da aplicação direta dos conhecimentos científicos, mas sim de outro campo de conhecimento que possui fortes relações com a ciência. “A tecnologia desempenhou muitas vezes um papel vital no surgimento de novas ciências, já que os ofícios são uma fonte facilmente acessível de fatos que não poderiam ter sido descobertos casualmente” (KUH, 2006, p. 36)

coletivas, mas nota-se que essas sempre tiveram um enfoque economicista. As regiões de maior interesse econômico, como as regiões portuárias e cidades do Sudeste foram as que receberam maior atenção. No final do século XIX, a maioria dos serviços sanitários eram oferecidos por empresas de capital inglês as quais atendiam apenas regiões ocupadas por consumidores com condições de pagar pelos serviços. A presença das empresas inglesas foram reflexo de uma série de acordos políticos-econômicos estabelecidos entre D. Pedro II e a Inglaterra, e que já vinham sendo estabelecidos desde o primeiro império. Havia certamente uma preocupação de saúde pública atrelada ao saneamento, contudo observou-se que o principal intuito das ações era de garantir a saúde da população para que pudessem exercer sua atividade econômica. O caso das ações da Liga no início do século XX é ilustrativo disso: desejava-se melhorar as condições de saúde do trabalhador rural, pois acreditavam que isso estava prejudicando a “vocação agrícola” do país. No mais, O saneamento evoluiu a passos lentos no Brasil, de maneira que em 1950 aproximadamente 1500 municípios, de um total de 1900, ainda não contavam com sistema de abastecimento de água. Foi com o PLANASA implantado a partir da década de 70 que o país avançou consideravelmente, muitas das ações desse período foram caracterizadas por medidas autoritárias e ações coercitivas do Estado, que resultaram em remoções forçadas da população mais empobrecida e culminou no episódio da Revolta da Vacina. sobretudo no abastecimento de água. Contudo, o enfoque economicista do PLANASA fez com que apenas serviços com maior garantia de retorno dos investimentos fossem promovidos, de maneira os avanços nos serviços de esgotamento sanitários e na promoção dos serviços para cidade com menos de 20.000 habitantes foram limitados.

Em síntese, a análise realizada leva a concluir que o princípio da universalidade não esteve presente no desenvolvimento do saneamento brasileiro, sendo o atendimento priorizado às regiões de interesse econômico e aos extratos da população capazes de pagar pelos serviços. Tanto no Brasil, quanto na Inglaterra, nota-se que o saneamento não se desenvolveu de maneira integral, de maneira que primeiro surgiram as infraestruturas de abastecimento de água, seguidas pelas redes de coleta, as estações de tratamento de água e as estações de tratamento de água. Cada uma das soluções geravam um novo problema, pois não eram capazes de

propor soluções com as diferentes faces do saneamento integradas. Algum grau de intersectorialidade com políticas que buscavam promover a saúde pública pode ser identificado, contudo a ausência da integralidade não permitiu uma abordagem integrada entre os problemas de água, resíduos sólidos, esgoto, drenagem urbana e de propagação de vetores. O controle social também não esteve historicamente presente no desenvolvimento das ações sanitárias, as quais muitas foram caracterizadas por medidas autoritárias impostas pelo Estado de maneira coercitiva.

5.5.3. Alternativas tecnológicas, saneamento ecológico e participação social

Frente ao exposto, concluímos que o paradigma tecnológico do saneamento foi sendo conformado a partir das demandas e necessidades dos centros urbanos que surgiam na Inglaterra ao longo do século XIX com o advento da Revolução Industrial. Apesar das contribuições que as tecnologias desenvolvidas na Inglaterra foram capazes de trazer para o desenvolvimento sanitário do Brasil, a importação de tecnologias também representa um grau de dependência tecnológica e em certos casos a perda de autonomia (MURTHA et al, 2015). As dinâmicas identificadas na análise histórica parecem fornecer evidências empíricas para referencial teórico adotado, segundo o qual as tecnologias e a sociedade são construídos mutuamente e reciprocamente, em um processo que se retroalimenta e constrói a realidade sociotécnica em que estamos inseridos. As tecnologias e infraestruturas sanitárias modernas foram sendo concebidas a partir de valores sociais instituídos pelo capitalismo em expansão, e, ao mesmo passo, tais concepções tecnológicas contribuíram para a consolidação desses valores e desse modelo de sociedade. Os episódios do início do século XX como a retificação do rio Pinheiros e Tietê e as políticas higienistas são ilustrativos de como a modernização das estruturas sanitárias estiveram associadas a um processo de consolidação de um conceito de cidade que utiliza os rios contidos em seu território como veículo para afastar as águas residuárias nela geradas e que segrega espacialmente os mais ricos e os mais pobres.

Os debates e questionamentos acerca dos impactos sociais das tecnologias têm sido aprofundados desde os anos 70, os quais deram origem a uma série de conceitos, cada um com suas peculiaridades, mas todos partindo da constatação que

não há um único modelo de desenvolvimento tecnológico possível; entre esses termos tem-se: tecnologia apropriada, tecnologia ecológica, tecnologia alternativa, tecnologia utópica, tecnologia intermediária, tecnologia adequada, tecnologia socialmente apropriada, tecnologia adaptada ao meio ambiente, tecnologia correta, tecnologia humana, tecnologia popular, tecnologia de baixo custo, tecnologia poupadora de capital, entre outros (DAGNINO, BRANDÃO e NOVAES, 2004).

Evidencia-se com isso a necessidade percebida por certa parte da comunidade técnico-científica em se desenvolver tecnologias adequadas às diferentes realidades existentes, de modo que, nenhuma tecnologia pode ser considerada “a melhor”. Cada tecnologia deve ser analisada à luz de seu contexto de aplicação, de modo que se deve avaliar qual “a melhor tecnologia para dada situação”.

Frente a necessidade de se pensar um modelo de desenvolvimento tecnológico alternativo, muitos desses movimentos ganharam força na comunidade técnico-científica. Antes de adentrarmos às proposições do saneamento ecológico, apresenta-se de forma sucinta o movimento que ficou conhecido como da “tecnologia apropriada” e, mais recentemente, o das “tecnologias sociais” (DAGNINO, BRANDÃO e NOVAES, 2004). A publicação *Low cost technology options for sanitation: a state-of-art review and annotated bibliography* (RYBCZYNSKI; POLPRASERT e MCGARRY, 1978) consistiu em um importante marco para a consolidação do conceito de “tecnologia apropriada” no debate internacional do saneamento, sistematizando um vasto leque de técnicas e tecnologias alternativas.

O conceito de tecnologia apropriada (TA) não significa buscar conceber uma tecnologia que seja apropriada a todas as situações, nem sequer que exista uma tecnologia que seja intrinsecamente apropriada. A TA propõem, justamente, que a melhor solução para dada situação dependerá das características desse contexto, de modo que uma tecnologia mais barata e simples pode ser melhor que outra mais *high-tech* a depender do que se objetiva. Tal conceito deu origem a um movimento que ganhou muita força no Brasil e que pautava a importância da adoção de tecnologias capazes de, além de atingir seus objetivos técnicos efetivamente, atender a peculiaridades referentes ao contexto sociocultural no qual a população atendida está inserida. Segundo Ennes (1989), a TA:

“[...] é aquela que permite atender às comunidades com serviços de saneamento em condições sanitárias seguras e eficientes, que seja aceita pelas comunidades e que contemple aspectos construtivos, operacionais e de custos compatíveis com as características socioeconômicas, ambientais e culturais das respectivas comunidades (ENNES, 1989, p.14 *apud* BORJA e MORAES, 2013)”.

Dentre alguns exemplos de TA pioneiras e bem disseminadas no Brasil tem-se o Sistema Condominial de Esgotos (SCE) proposto por Melo (1985) e o Sistema não convencional de esgoto sanitário a custo reduzido, para pequenas coletividades e áreas periféricas (CYNAMON, 1986). Juntamente com a concepção técnica proposta, Melo (1985) também propôs uma inovação na forma da implantação e gestão dos serviços com a introdução da comunidade envolvida no processo. Sua participação é de fundamental necessidade para o sucesso dessas ações, uma vez que a manutenção adequada desse tipo de rede depende da total integração dos usuários dos condomínios. (CHENAUD e MORAIS, 2004).

A importância da participação comunitária é corroborada pelas diretrizes da PNSB que definem o controle social como um de seus princípios. Além disso, o sucesso das ações sanitárias depende da forma como se inserem em dado contexto e da percepção que a população tem delas, uma vez que o alcance de seus benefícios está intimamente vinculado às características socioculturais das comunidades que se pretende beneficiar. O sucesso de muitas das ações sanitárias, como os sistemas descentralizados de esgoto e os programas de coleta seletiva, dependem da participação ativa da população, uma vez que requer mudanças e a incorporação de novas práticas, como por exemplo, colocar o lixo na porta no horário da coleta, segrega-lo corretamente, manter os ramais de esgotos sanitários, entre outros (BORJA e MORAES, 2013).

Além da importância do envolvimento da comunidade para que se compreenda suas demandas e anseios, sua participação ativa é muito importante já que o uso das TAs está inserido numa proposta mais ampla que tem como objetivo promover menor dependência tecnológica e a autodeterminação das populações, diminuir desigualdades sociais e criar mecanismos que permitam democratizar o acesso às benesses oriundas do desenvolvimento tecnológico (CHENAUD e MORAES, 2005).

Atualmente, estudos teóricos no campo que investiga as relações entre Ciência, Tecnologia e Sociedade, vêm apontando que o desenvolvimento social e a independência tecnológica requerem desenvolvimento de novas capacidades, tanto dos engenheiros e demais membros da comunidade técnico-acadêmica, quanto da população em geral (DAGNINO, 2012). Tais capacidades requerem novas metodologias de produção e disseminação do conhecimento, as quais devem romper com a tradicional dicotomia existentes entre “concepção” e “execução”, “projetistas” e “beneficiários”, “técnico” e “social”. Com isso, a ideia de transferência do conhecimento por parte da comunidade técnico-científica sensibilizada da lugar à construção coletiva do conhecimento (DAGNINO, BRANDÃO e NOVAES, 2004). A essas tecnologias construídas em diálogo com a população, denomina-se Tecnologias Sociais. Tal perspectiva parece apropriada para a construção das bases cognitivas necessárias para a construção do controle social no saneamento.

Contudo, é comum que as tecnologias apropriadas e as tecnologias sociais sejam vistas pela comunidade técnico-acadêmica apenas como adaptações técnicas dos artefatos tecnológicos, enquanto que a população é muitas vezes vista como uma mão de obra barata (DIAS, 2011) ou como um entrave para os apertados cronogramas propostos (CHENAUD e MORAES, 2004).

Foi inserido nesse escopo de busca por alternativas tecnológicas que emergiu o conceito do saneamento ecológico. O primeiro trabalho a sistematizar técnicas e práticas referentes ao saneamento ecológico foi publicado pela Agência Sueca de Cooperação Internacional para o Desenvolvimento com o título *Ecological Sanitation* (ESREY *et al.*, 1998). Essa publicação tinha como intuito disseminar práticas e tecnologias que permitissem países em desenvolvimento a promover soluções descentralizadas de saneamento capazes de manter um meio ambiente salubre e contribuir para a superação de situações de escassez hídrica, além de garantir a segurança alimentar dessas populações graças ao reaproveitamento agrícola dos nutrientes contidos nos resíduos. Dentre as práticas propostas por Esrey *et al.* (1998) tinha-se separação da urina, os banheiros secos para as fezes e a compostagem, processos capazes de fornecer insumos agrícolas seguros e eficazes. Soluções que utilizam descarga hídrica ou tratamento de efluentes líquidos não são apresentadas por essa publicação.

O termo saneamento ecológico é polissêmico, ou seja, são encontrados na literatura diferentes significados atribuídos a ele. Há trabalhos que o associam apenas a soluções com uso de banheiros secos e a separação da urina. Já outros apresentam, além dessas soluções, a digestão anaeróbica, compostagem, disposição controlada no solo, alagados construídos, tanques de evapotranspiração, biofiltro aerado, entre outros, como possíveis soluções de saneamento ecológico (HU *et al.*, 2016a; WERNER, 2009).

Há também autores que o associam a uma proposta maior e não apenas a um certo conjunto de soluções pré-definidas. Como Langergraber e Muellegger (2005) concluem em sua análise baseada em uma revisão de experiências, o saneamento ecológico representa uma mudança de atitude baseada em uma abordagem sistêmica. Trata-se, portanto, de uma nova racionalidade, de uma forma de *design* baseada em princípios e valores de cuidado com o meio-ambiente, sustentabilidade e reciclagem de nutriente, água e matéria orgânica. Nenhuma tecnologia, portanto, pode ser considerada intrinsecamente ecológica, uma vez que isso dependerá de seu contexto de aplicação. O saneamento ecológico considera a água, os nutrientes e a matéria orgânica presentes nos resíduos sólidos e no esgoto como preciosos recursos pertencentes a um ciclo natural. A partir dessa visão, propõem a promoção de práticas agrícolas sustentáveis a partir da reciclagem desses recursos. Dessa forma, o ser humano, a água, os nutrientes e a matéria orgânica são vistos como partes de um ecossistema, constituindo um ciclo fechado e harmônico (ESREY *et al.*, 1998; HAQ e CAMBRIDGE, 2012; HU *et al.*, 2016a; LANGERGRABER e MUELLEGGGER, 2005).

O aproveitamento dos nutrientes é de grande importância para que um paradigma mais sustentável seja construído, tanto no saneamento, quanto na agricultura. Atualmente, enquanto muitos desses nutrientes vão parar nos corpos hídricos, causando sua eutrofização e consequente degradação, o modelo tecnológico do agronegócio tem explorado exaustivamente as rochas fosfatadas para produção de adubos sintéticos, de maneira que esse tipo de rocha pode se esgotar completamente até 2100 (Cordell *et al.*, 2009). Além disso a grande quantidade de nitrogênio produzida industrialmente pelo processo de Haber-Bosch para a produção de fertilizantes, vêm gerando grandes níveis de poluição atmosférica e acumulação de nitrogênio reativo nos corpos hídricos, o que também causa eutrofização

(GALLOWAY *et al.*, 2003). Por essa razão a reconexão dos ciclos dos nutrientes, matéria orgânica e água, proposta pelo saneamento ecológico, é de grande relevância para conter esse ritmo de exploração e promover práticas de agricultura mais sustentáveis.

Usualmente, os sistemas de saneamento ecológico possuem caráter descentralizado, seja a nível individual/familiar ou comunitário, devido aos menores custos de operação e implantação e do maior potencial de reaproveitamento dos nutrientes dos sistemas descentralizados (ZHOU *et al.*, 2010). Contudo, deve-se ressaltar que uma simples mudança de escala (de sistema centralizado para descentralizado) não garante que uma solução será efetivamente ecológica, tampouco que irá, por si só, gerar mudanças sociais ou políticas significativas (BELL, 2015). Assim como não há uma tecnologia que seja apropriada *à priori*, as soluções ecológicas também devem ser analisadas à luz de seu contexto. Não obstante, é importante que seja ressaltado que, atualmente, diferentes pesquisadores têm apontado que as soluções descentralizadas e que incorporam os princípios do saneamento ecológico podem ser mais apropriada para os problemas sanitários enfrentados não só nas zonas rurais como nos centros urbanos (LARSEN, 2016; POORTVLIET, 2018).

A importância dos processos participativos é pautada dentro do escopo do saneamento ecológico desde Esrey *et al.* (1998) que propunham o desenvolvimento de metodologias que permitissem o equilíbrio entre conhecimento local/comunitário e técnico para o desenvolvimento dessas soluções. As conclusões de Rosequist (2005) e de Seleman e Bhat (2016) corroboram para a importância desses processos, esses autores concluem que o planejamento e implantação dos sistemas ecológicos devem ser pedagógicos. Tal fato consiste em mais uma convergência entre as propostas do saneamento ecológico e as tecnologias apropriadas: ambos estão associados à transformação de hábitos e ao envolvimento da população no processo de seleção e planejamento de soluções.

Seleman e Bhat (2016) realizaram um levantamento em 500 domicílios de um distrito rural da Tanzânia, onde habitavam famílias de pequenos agricultores que viviam do plantio de milho, arroz e frutas. Questionários com perguntas abertas e fechadas foram aplicados com o intuito de identificar diferenças entre as tecnologias

consideradas mais apropriadas pelos especialistas e pelas comunidades. Apesar de serem comunidades agrícolas, as soluções de saneamento ecológico, baseadas na separação da urina, na compostagem e na reciclagem de nutrientes, foram as menos preferidas pelas comunidades. As famílias tinham medo de que no futuro os consumidores não iriam querer comprar seus alimentos se descobrissem que utilizavam excretas como adubo. Os autores concluem que os programas de saneamento rural devem ter uma abordagem educacional para que a população possa melhor compreender como utilizar as tecnologias de maneira segura. Tais ações também devem ser de caráter intersetorial, trabalhando conjuntamente questões referentes à água, esgoto, higiene e saúde em um processo pedagógico que pode ser potencializado com o envolvimento e líderes locais, líderes religiosos, professores, educadores populares e profissionais do setor privado e terceiro setor que atuem nessa área.

Poortvliet *et al.* (2018) realizaram questionários com uma amostra da população holandesa (n = 338) e concluíram que a aceitação de “novas” soluções sanitárias, como os sistemas descentralizados de tratamento de esgoto, o reuso de água, a segregação de efluentes e a reciclagem de nutrientes, está fortemente relacionada com os valores da população, de maneira que uma população mais sensibilizada com as questões ambientais tende a aceitar melhor esse tipo de solução. O resultado dessa pesquisa corrobora para a importância das ações de educação ambiental em conjunto com a concepção das soluções tecnológicas.

Como se pode notar, a busca por alternativas tecnológicas aponta para a importância da participação das comunidades nos processos de seleção de soluções sanitárias e para a importância dos processos pedagógicos por meio dos quais as comunidades possam se apropriar das tecnologias e reconstruir seus hábitos. Seja no escopo das tecnologias apropriadas, do saneamento ecológico, ou ainda de outras terminologias encontradas como Community Led Total Sanitation, na literatura são encontradas experiências bem-sucedidas, tanto no meio rural quanto urbano, nas quais a participação das comunidades no processo de implantação e planejamento foi fundamental para seu êxito (BARDOSH, 2015; MCGRANAHAM, 2015). Assim, a construção do controle social, da universalização e da equidade podem se retroalimentar reciprocamente na medida em que esse outro paradigma tecnológico

seja construído, com a participação não apenas da comunidade técnico-científica engajada, mas também, de toda sociedade.

Mcgranahan (2015) analisa os principais desafios para o sucesso de ações sanitárias com protagonismo popular em comunidades periféricas urbanas. O autor elenca 4 principais barreiras: a necessidade de ações coletivas; a busca por sinergias entre poder público e comunidade; a necessidade de se garantir soluções “aceitáveis” para famílias que possuem uma renda “inaceitável”; e questões relativas à posse legal da propriedade. Mcgranahan e Mitlin (2016) analisam como iniciativas com o envolvimento das comunidades podem contribuir para superar esses obstáculos, pegando como exemplo dois casos ocorridos em cidades indianas, sendo eles o Orangi Pilot Project e a Alliance of Indian Partners, nos quais redes de coleta foram instaladas por meio de mutirões e tomadas de decisão coletivas protagonizadas pela comunidade. Como mostram os autores, tais dificuldades foram superadas graças à organização comunitária que foi capaz de conduzir à resolução do problema por meio do trabalho coletivo, o que barateou os custos de implantação e permitiu que fossem implementadas tecnologias que atendessem adequadamente às suas demandas. Além disso, as parcerias com o poder público, ONGs e agências de microcrédito comunitário foram essenciais para o sucesso dos projetos.

No Brasil é encontrada uma interessante experiência de gestão comunitária na gestão e tratamento de resíduos sólidos urbanos orgânicos, que ficou conhecido como a Revolução dos Baldinhos (RDB). Essa iniciativa iniciou-se em 2009 na comunidade Chico Mendes, localizada no bairro Monte Cristo, em Florianópolis, a partir de uma reunião convocada por moradores e instituições da região - escolas, creches e o CEPAGRO – por conta de uma epidemia de ratos e leptospirose que sondava a comunidade, resultado da grande quantidade de lixos nas ruas (ABREU, 2013). Moradoras do bairro atuaram como agentes comunitárias e foram as responsáveis por iniciar os trabalhos de sensibilização, passando de família em família explicando sobre a importância da separação e destinação adequada dos resíduos orgânicos domésticos para a produção do composto orgânico, para a prevenção de doenças e para frear a reprodução de ratos (ABREU, 2013). Assim, baldes foram sendo distribuídos para as famílias interessadas em participar do programa para que pudessem acondicionar seus resíduos orgânicos de maneira higiênica e sem a

necessidade do uso de sacolinhas plásticas. Em pontos estratégicos do bairro foram localizados os pontos de entrega voluntária (PEVs), os quais consistem em bombonas de 50L a 100L, onde são depositados os resíduos, esvaziando os baldinhos (ABREU, 2013). Essas bombonas são retiradas duas vezes por semana e encaminhadas para o pátio de compostagem, localizado em uma escola das redondezas, onde a compostagem é realizada com uso das leiras estáticas de aeração passiva. Paralelo a isso, e ao longo de todo o projeto, foram realizadas, contando com o apoio técnico do CEPAGRO, palestras e oficinas sobre compostagem e agricultura urbana na comunidade. Visitas guiadas ao pátio de compostagem também são realizadas periodicamente. Evidencia-se que essas atividades de educação ambiental foram cruciais para o sucesso da RDB (ABREU, 2013). Após 44 meses de projeto, a gestão comunitária dos resíduos já era capaz de atender aproximadamente 200 famílias e 9 instituições locais que possuem refeitórios, sendo 1 escola estadual, 3 creches municipais, 2 centros de educação complementar e 3 ONGs, atingindo-se mais de 14 toneladas de resíduos compostados por mês (ABREU, 2013).

Já a experiência de implantação do sistema condominial de esgotos numa área periurbana na região norte de Salvador analisada por Chenaud e Moraes (2004), levou os autores a concluir serem necessárias mais ações prévias e posteriores de educação ambiental, além de uma maior participação mais efetiva da comunidade, disponibilizando o tempo necessário para que a população possa de fato ser ouvida e ter suas dúvidas sanadas. Antes do início das obras foi realizada apenas uma reunião condominial, com duração aproximada de 90 minutos, na qual foram apresentados à população desenhos ilustrativos para que conhecessem o sistema e alguns conceitos básicos de educação sanitária e dos cuidados cotidianos necessários. No caso estudado houve relatos de “pressão por parte das empreiteiras para dar início às obras, pois tem prazos a cumprir definidos em contrato”. Percebe-se que não houve o devido planejamento nos prazos contratuais para que houvesse tempo para as ações de educação ambiental e mobilização. Os autores pontuam ainda a importância da seleção de técnicos comprometidos com a proposta alternativa e de se estabelecer canais de diálogo com o Poder Público.

Esses breves exemplos nos fornecem indícios de como a participação social, acompanhada do devido apoio técnico por parte do Estado ou concessionárias pode

ser de grande valia para superação de alguns problemas que seriam difíceis de serem resolvidos de outra maneira. Contudo, como mostrou estudo de Chenaud e Moraes (2004) é necessário que seja realizado um planejamento adequado e que as metodologias apropriadas sejam aplicadas nesse processo.

Apesar de seu grande potencial, a participação social e o controle social ainda são muito pouco aplicados nas políticas públicas do setor. A pesquisa qualitativa de Rubinger, Rezende e Heller (2016) levou os autores a concluir que o diálogo entre poder público, comunidade técnico-científica e população em geral é fundamental para que se possam promover ações de saneamento que possibilitem a consolidação do controle social e a promoção da universalização. Os resultados obtidos mostram que a população ainda não vê o controle social como um princípio do setor, e que, independentemente do nível de escolaridade e do local de residência, a forma como a população entende o saneamento é diferente da forma como é abordada pelo poder público e pelos meios técnico e acadêmico no Brasil. Além disso, constatou-se que a população atribui, em geral, as responsabilidades dos serviços de saneamento às prefeituras, mas que também se consideram corresponsáveis para que essas ações sejam bem sucedidas, apesar de não saberem como pressionar o governo para solucionar seus problemas. Os autores concluem que tal fato está relacionado à ausência da participação e do controle social ao longo da história do saneamento brasileiro.

Frente a necessidade de que as metodologias adequadas seja incorporadas no escopo do planejamento das políticas sanitárias, o Ministério das Cidades, Ministério do Meio Ambiente, Ministério da Educação, Ministério da Educação, Ministério da Integração Nacional, FUNASA e a Fiocruz elaboraram o Caderno Metodológico para Ações de Educação Ambiental e Mobilização Social em Saneamento (BRASIL, 2009), o qual foi concebido de forma participativa, contando com contribuições surgidas ao longo de oficinas ocorridas entre os anos de 2006 e 2008 em diferentes regiões do país. Esse caderno traz um material orientador que representa um importante instrumento para a elaboração de ações participativas, a partir de um processo democrático de cooperação e de caráter pedagógico. As metodologias de diagnóstico participativo e mobilização social extrapolam os limites da sensibilização na busca pela construção de sociedades mais sustentáveis e

servem como um convite à participação popular no setor do saneamento.

“A ideia é que a comunidade seja mais do que a beneficiária passiva dos serviços públicos, seja atuante, defensora e proponente dos serviços que deseja em sua localidade, por meio de canais de comunicação e de diálogo entre a sociedade civil e o poder público.” (BRASIL, 2009)

Apesar dessa crescente preocupação em se criar as capacidades necessárias para a população exercer o controle social sobre o saneamento, sua importância ainda é negligenciada pela maior parte da comunidade técnico-acadêmica. Como pontua Dias (2011), a despeito de o reconhecimento da importância da participação ativa das comunidades ter ganhado força, a opinião *mainstream* ainda preserva a noção de que a produção de tecnologias, mesmo quando orientada para a promoção da inclusão e do desenvolvimento social, compete exclusivamente a cientistas e engenheiros. Às comunidades é delegado muitas vezes o papel de mão-obra barata. Como mostram algumas das experiências encontradas na literatura, nada mais falso, uma vez que sua participação no processo de tomada de decisões e planejamento é fundamental para seu sucesso (BARDOSH, 2015; DIAS, 2011; MCGRANAHAN, 2015; MCGRANAHAN e MULENGA, 2016).

Assim, a participação da população, o que não ocorreu historicamente devido às características coercitivas e autoritárias das ações do Estado no paradigma tradicional, aparece como um importante fator chave para o sucesso das políticas sanitárias e para a superação das desigualdades e déficits existentes. Como apontam Mcgranahan e Mulenga (2016), quanto maior a organização das comunidades, maior a força para cobrar o poder público e maior as sinergias geradas entre Estado e sociedade, e assim, maiores as transformações alcançadas. Porém, a instituição da participação social não significa transferir as responsabilidades do Estado para a comunidade nem necessariamente substituir os serviços de água e esgoto fornecidos pelo mercado e governo; mas sim melhorar a provisão desses serviços com a organização comunitária, buscando-se sinergias entre o poder público e as capacidades da população (MCGRANAHAN e MULENGA, 2016).

Como elucidado, o paradigma tradicional do saneamento foi em grande parte construído com o intuito de atender interesses econômicos, o que excluiu grande parte da população do usufruto das benesses geradas. Por essa razão, e tomando-se como

base o referencial teórico estipulado, conclui-se que a participação social é um elemento fundamental para que as condicionantes sistêmicas atuantes sejam superadas e que a construção de um paradigma sanitário capaz de materializar a universalização e a equidade seja possível. Para que a população adquira as bases cognitivas necessárias para exercer o controle social substantivo, acredita-se ser necessário romper-se com o modelo tradicional de inovação baseado na ideia de “oferta e demanda”, segundo o qual tem-se populações que demandam tecnologias alternativas em uma ponta e, na outra, a comunidade técnico-acadêmica capaz de ofertar seus conhecimentos. Segundo o referencial teórico proposto, a inovação não ocorre devido às relações de oferta e demanda, mas sim à interação entre diferentes atores sociais. Dessa maneira, propõem que a transferência de conhecimento por parte da comunidade acadêmica sensibilizada seja substituído pela construção coletiva do conhecimento. Tal acepção parece ser crucial para que as tecnologias apropriadas, tecnologias sociais e o saneamento ecológico não se limitem a representar uma expansão do leque de opções tecnológicas, mas sim ferramentas para a construção desse outro paradigma (DAGNINO, BRANDÃO e NOVAES, 2004).

5.6. Conclusão

Conforme a análise apresentada nesse capítulo pôde mostrar, a Política Nacional de Saneamento Básico (BRASIL, 2007) e o Plano Nacional de Saneamento Básico (BRASIL, 2013a) representam importantes marcos para o setor do saneamento, estabelecendo, pela primeira vez da história brasileira, a universalidade, equidade, integralidade, intersetorialidade, controle social e a sustentabilidade enquanto diretrizes norteadoras para o setor.

Quase 50 anos depois do PLANASA e apenas 39% do esgoto brasileiro são tratados, constatando-se severas desigualdades entre as zonas rurais e urbanas, cidades com menos de 50.00 habitantes e grandes cidades, regiões do Sul e regiões do Norte do país (BRASIL, 2013). A construção do conceito de paradigma tradicional do saneamento permitiu constatar a raiz dessas desigualdades, uma vez que, ao longo da história, as regiões de maior interesse e poder econômico sempre foram priorizadas nas ações sanitárias brasileiras. A história da formação do paradigma

tradicional também mostrou que com o advento das teorias microbianas modernas e o desenvolvimento do processo de lodos ativados, o esgoto passou a ser visto como algo que deve ser tratado ao invés de uma fonte de nutrientes, como já havia ocorrido em meados do século XIX.

O saneamento ecológico tem com alguns de seus objetivos o restabelecimento dos ciclos metabólicos locais e a promoção da universalização de infraestruturas sanitárias adequadas para toda a população. Importante salientar que o saneamento ecológico não se trata de uma mudança de escala – do centralizado para o descentralizado – mas sim de uma outra forma de abordar os problemas e propor soluções, uma proposta de *design* baseada em princípios e valores de cuidado com o meio-ambiente, sustentabilidade e reciclagem de nutrientes, água e matéria orgânica. Apesar disso, os sistemas descentralizados possuem um importante papel, pois, em muitos casos, são capazes de propiciar soluções a curto prazo devido ao seu menor custo e simplicidade. O saneamento ecológico reconhece que as soluções sanitárias desenvolvidas para atender às demandas dos grandes centros urbanos não são necessariamente eficazes para atender às cidades de menor porte, populações rurais, indígenas e demais comunidades tradicionais. Além disso, as tecnologias empregadas em nossa sociedade atualmente insustentável, provavelmente não o serão da mesma maneira em um paradigma sustentável.

Contudo, o saneamento ecológico não é, em si mesmo, o outro paradigma proposto. Trata-se de uma ferramenta fundamental que pode contribuir para democratizar e melhorar a qualidade dos serviços de saneamento, materializando os princípios da PNSB e consolidando assentamentos humanos mais sustentáveis tanto nas cidades como na zona rural, e quando aplicada, poderá contribuir para a construção de novos valores na sociedade (cuidado com a água, esgoto como fonte de recursos, entre outros). Porém, a construção de um novo paradigma depende de transformações sociais mais profundas. Como a análise histórica permitiu, o paradigma é construído por uma série de elementos técnicos e sociais que norteiam as trajetórias do desenvolvimento das tecnologias e políticas públicas do saneamento, definindo um conjunto de práticas e soluções enquanto legítimas. Devido a esses diversos elementos extrínsecos à dimensão técnica o compõem, para que um novo paradigma seja construído, serão necessárias também reformas políticas e

institucionais, assim como transformações na forma de pensar da comunidade técnico-científica, o que por sua vez, pode requisitar em mudanças na formação desses profissionais que necessitarão de disciplinas que os permitam problematizar a realidade que os cerca e de atividades de extensão universitária que os permitam ter contato direto com a realidade (DAGNINO, 2012).

Além do importante papel da comunidade técnico-científica, a participação social é um elemento fundamental para construção de outro paradigma. A transferência de conhecimento por parte da comunidade acadêmica sensibilizada deve ser substituída pela construção coletiva do conhecimento. Tal acepção parece ser crucial para que as tecnologias de saneamento ecológico não se limitem a representar uma expansão do leque de opções tecnológicas, mas sim ferramentas para a construção desse outro paradigma. Essa proposta dialógica de construção do conhecimento permite que o processo de concepção de alternativas tecnológicas esteja atrelado à um processo capaz de construir as bases cognitivas necessárias para que a população possa exercer o controle social de maneira substantiva. Assim, a construção do controle social, da universalização e da equidade podem se retroalimentar reciprocamente na medida em que esse novo paradigma tecnológico seja construído, com a participação não apenas da comunidade técnico-científica engajada, mas também, com a participação de toda sociedade.

Salienta-se que o processo de construção desse paradigma já vem, na realidade, sendo desenvolvido, como mostram os movimentos do saneamento ecológico, da tecnologia apropriada e, mais recentemente, das tecnologias sociais. A própria elaboração da Política Nacional de Saneamento Básico e o Plano Nacional de Saneamento Básico podem ser interpretados como conquistas atingidas ao longo desse processo de construção de outro paradigma. Na Tabela 5.1 são sistematizadas algumas das características propostas em comparação ao paradigma tradicional.

Tabela 5.1. – Proposição para a transição paradigmática

Paradigma Tradicional	Outro Paradigma
Priorização de atendimento a regiões de interesse econômico	Universalização e equidade
Infraestruturas sanitárias são instaladas em etapas: abastecimento de água; coleta de	Integralidade

esgoto e, posteriormente, tratamento de esgoto	
Políticas verticais com enfoque em grandes obras: soluções planejadas por uma classe de técnicos e políticos alheios à realidade para a qual se projeta	Políticas intersetoriais e horizontais: soluções planejadas de maneira dialógica e que objetiva a criação de bases cognitivas e de capacidades territoriais que potencializem o desenvolvimento local e a redução da dependência tecnológica
Ações impostas pelo Estado, muitas vezes de forma coercitiva e autoritária	Construção do controle social e realização de ações que promovam a construção coletiva do conhecimento
Atuação do engenheiro pautada somente pela busca de tecnologias cada vez mais eficientes	Atuação do engenheiro pautada em uma abordagem sistêmica capaz de refletir criticamente acerca dos aspectos técnicos, econômicos, ambientais e socioculturais intervenientes no processo de concepção e seleção tecnológica
<i>High tech</i>	Apropriada
<i>End-of-pipe</i>	Segregação dos diferentes tipos de resíduos/efluentes a fim de tratá-los da maneira mais eco-eficiente e próximo do ponto de geração
Pensamento linear com enfoque no tratamento dos poluentes	Lógica circular: esgotos e resíduos como fontes de recursos
Sistemas Centralizados	Diferentes escalas, com incentivo aos sistemas descentralizados sempre que forem mais apropriados ao contexto
População é vista apenas como potenciais clientes, ou quando envolvidas no processo, como mão-de-obra barata	Instauração de canais de diálogo entre poder público, técnicos e população a fim de se maximizar as benesses oriundas das ações sanitárias

Capítulo 6 – Considerações Finais

As tecnologias propostas, baseadas no uso de alagados contruídos, na reciclagem de nutrientes e no reaproveitamento de resíduos, incorporaram em sua concepção princípios e valores condizentes com a construção de uma sociedade mais sustentável e com a materialização da PNSB. O sistema proposto para o tratamento de esgoto tem como intuito atender às demandas de famílias rurais, historicamente marginalizadas pelo paradigma tradicional do saneamento. Já a proposta de utilização de lodo férrico como material adsorvente chama a atenção para a necessidade de melhorar a qualidade do tratamento de esgotos no Brasil que ainda é responsável por despejar grandes quantidades de fósforo nos corpos hídricos o que vem causando sérios problemas de eutrofização. Ao mesmo tempo, o lodo de ETA é um resíduo de difícil tratamento, mas que poderia ser reaproveitado de maneira benéfica se compreendido enquanto um recurso.

Além dessas contribuições de caráter técnico, foram trazidas outras de caráter epistemológico. Em outras palavras, buscou trazer, além das clássicas contribuições da engenharia para melhor compreender características inerentes ao desempenho dessas tecnologias, aportes que resultem em impactos no próprio desenvolvimento do conhecimento técnico-científico. A engenharia é um campo tradicionalmente influenciado e conformado a partir dos ideais do positivismo que traz uma visão objetificada da ciência. Como resultado, os engenheiros herdaram uma postura contemplativa em relação às tecnologias, de modo que consideram que as tecnologias que são postas não podem ser alteradas, ou seja, não compreendem que são fruto de complexos processos sociais. As contribuições trazidas no capítulo 5 visam romper com essa visão reificada e estabelecer um referencial analítico que permita fornecer bases para se criticar essa forma de pensar/agir.

A PNSB aponta para a necessidade de um novo paradigma, capaz de materializar seus princípios, uma vez que historicamente tais princípios não foram parte do paradigma tradicional no Brasil. Além disso, os problemas ambientais relacionados à acumulação de nutrientes nos corpos hídricos e o esgotamento de recursos naturais apontam para a urgência de que práticas de *design* mais sustentáveis sejam pensadas para restaurar esses ambientes e prevenir futuros

problemas. O saneamento ecológico traz uma importante base de princípios e técnicas para a promoção de práticas agrícolas e sanitárias mais sustentáveis, baseadas na reciclagem de nutrientes, água e matéria-orgânica. Contudo deve-se atentar para não se adotar uma perspectiva determinista, esperando que o saneamento ecológico poderá por si só estabelecer um novo paradigma.

O ecosan traz consigo um arcabouço de técnicas, práticas de projeto e princípios que podem ser adotados pela comunidade técnica-acadêmica, de modo a contribuir para que a construção desse novo paradigma. Contudo, mais do que isso, serão necessárias reformas políticas e institucionais, uma vez os fatores sociais e políticos são verificados ao longo da história como condicionantes das ações sanitárias.

Nota-se, portanto, que por mais que a comunidade técnico-científica tenha um importante papel nesse processo, a reconstrução desse paradigma não ocorrerá apenas no meio técnico, a qual dependerá de um processo mais amplo de mobilização social. Ao possuir forte intersectorialidade com a agricultura, a construção de um paradigma sanitário baseado no saneamento ecológico poderá exigir inflexões paradigmáticas no campo da agricultura, como as propostas pela agricultura orgânica e pela agroecologia (BRASIL, 2013b). Reforça-se com isso a necessidade de um processo de mobilização social com um propostas programáticas em torno dessas pautas, uma vez que o Brasil ainda hoje é um país fortemente marcado pelos latifúndios, uso de agrotóxicos e fertilizantes químicos. A reconstrução do paradigma do saneamento necessita que um novo paradigma seja construído para toda nossa sociedade.

REFERÊNCIAS

- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 7229 -Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos**. Rio de Janeiro, 1993
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 13969 – Tanques sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – Projeto, construção e operação**. Rio de Janeiro, 1997
- ACHON, C. L.; CORDEIRO, J. S. Destinação e disposição final de lodo gerado em ETA-Lei 12.305/2010. **45ª Assembleia Nacional do ASSEMAE-Saneamento Ambiental: políticas integradas com participação social**, Poços de Caldas-MG, 2015.
- AHMAD, T.; AHMAD, K.; AHAD, A.; ALAM, M. Characterization of water treatment sludge and its reuse as coagulant. **J. Env. Manag.**, 182, 606 – 611. 2016a. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.08.010>
- AHMAD, T.; AHMAD, K.; ALAM, M.. Sustainable management of water treatment sludge through 3 'R' concept. **J. of Clean. Prod.**, 124, 1 – 13. 2016b <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.02.073>
- ALBUQUERQUE, J. A.; CASSOL, E. A.; REINERT, D. J. Relação entre a erodibilidade em entressulcos e estabilidade dos agregados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, vol. 24, núm. 1, 2000, pp. 141-151 Sociedade Brasileira de Ciência do Solo Viçosa, Brasil. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-06832000000100016&script=sci_abstract&lng=pt>. Acesso em: 09 abril 2017.
- ALLEMAN, J. E.; PRAKASAM, T. B. S. Reflections on seven decades of activated sludge history. **Water Pollution Control Federation**. vol 55, n 5, p. 436 – 443.
- AMATO, F. Temer anuncia nesta terça-feira pacote de concessões e privatizações. **Portal G1**. Brasília, 13 de setembro de 2016. Disponível on-line: <<http://g1.globo.com/economia/noticia/2016/09/temer-anuncia-nesta-terca-pacote-de-concessoes-e-privatizacao.html>>. Acesso em: 1 de agosto de 2017.
- ANDERSSON, J. C. M.; ZEHNDER, A. J. B.; ROCKSTRÖM, J.; YANG, H. Potencial impacts of water harvesting and ecological sanitation on crop yield, evaporation and river flow regimes in the Thukela River basin, South Africa. **Agricultural Water Management**. n. 98, p. 1113 – 1124, 2011.
- ANDRADE NETO, C. O., **Filtro anaeróbio aplicado ao tratamento de esgoto sanitário**. 2004. 188 f. Dissertação (Doutorado em Recursos Naturais). Universidade Federal de Campina Grande, Paraíba, Brasil.
- APHA, AWWA e IWA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23 ed. Centennial Edition 2017

ARIAS, C. A.; BRIX, H. Phosphorus removal in constructed wetlands: can suitable alternative media be identified?. **Water Science and Technology**, v. 51, n. 9, p. 267-273, 2005.

AUSTIN, D.; LOHAN., E.; VERNON, E. Nitrification and denitrification in a tidal vertical flow wetland pilot. **Proceedings of the Water Environment Federation**, v. 2003, n. 9, p. 333-357, 2003.

ÁVILA, R. O. **Avaliação do desempenho de sistemas tanque séptico-filtro anaeróbio com diferentes tipos de meio de suporte**. 2005. 166p. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, 2005.

BABATUNDE, A. O.; ZHAO, Y. Q. Equilibrium and kinetic analysis of phosphorus adsorption from aqueous solution using waste alum sludge. **J. Hazard. Mater.** 184, p. 746 – 752, 2010.

BABATUNDE, A. O.; ZHAO, Y. Q.; BURKE, A. M.; MORRIS, M. A.; HANRAHAN, J. P. Characterization of aluminium-based water treatment residual for potential phosphorus removal in engineered wetlands. **Environmental Pollution**, v. 157, p. 2830 – 2836, 2009.

BARBOSA, R. M. **Avaliação do Impacto de Lodos de Estações de Tratamento de Água à Biota Aquática Através de Estudos Ecotoxicológicos**. São Carlos, 2000. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

BAZZO, W. A. **Ciência, tecnologia e sociedade: eo contexto da educação tecnológica**. Editora da UFSC, 2014.

BAYLEY, M. L.; DAVISON, L; HEADLEY, T. R. Nitrogen removal from domestic effluent using subsurface flow constructed wetlands: influence of depth, hydraulic residence time and pre-nitrification. **Water science and technology**, v. 48, n. 5, p. 175-182, 2003.

BECERRA, C. Saneamiento Ecológico, una nueva opción de saneamiento. *Revista Reusso – Saneamiento Sostenible, Soluciones Ecológicas*. Ano 1. n 2. La Paz, Bolívia.

BLUMENTHAL, U.J. et al. Guidelines for the microbiological quality of treated wastewater used in agriculture: recommendations for revising WHO guidelines. **Bulletin of the World Health Organization**, v. 78, n. 9, p.1104 – 1116, 2000.

BOND, T.; TEMPLETON, M. R. History and future of domestic biogas plants in the developing world. **Energy for Sustainable development**, v. 15, n. 4, p. 347-354, 2011.

BORJA, P. C.; MORAES, L. R. S.; Paradigmas tecnológicos do saneamento básico. In: 27o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2013, Goiânia, GO. **Anais do 27o Congresso da ABES**. Rio de Janeiro, RJ: ABES, 2013. p 1-9.

BOTELHO, M. H. C. Saturnino de Brito e o saneamento urbano. **Revista DAE**. v. 62, n. 196, p. 57 – 72, 2014.

BRASIL. Lei No 11.445, de 05 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico, disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm>

_____, Ministério das Cidades, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. *Plano Nacional de Saneamento Básico – PLANSAB*. Brasília. 2013a.

_____, Ministério do Desenvolvimento Agrário, *Plano Nacional de Agroecologia e Produção Orgânica – PLANAPO*. 96 p. Brasília, 2013b

BRITO, A. L. Controle Social e participação no saneamento: experiências internacionais e os impasses da realidade brasileira. In: HELLER, L.; AGUIAR, M. M.; REZENDE, S. C. (Orgs) **Participação e controle social em saneamento básico – Conceitos, potencialidades e limites**, Belo Horizonte: Editora UFMG, p.320, 2016.

BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?. **Water science and technology**, v. 35, n. 5, p. 11-17, 1997.

BRIX, H.; ARIAS, C. A. Danish guidelines for small-scale constructed wetland systems for onsite treatment of domestic sewage. **Water science and Technology**, v. 51, n. 9, p. 1-9, 2005.

BUSWELL, A. M; LONG, H. L. Microbiology and Theory of Activated Sludge. **Jour. Amer. Water Works Assn.**, v 10, 1929

CAMPBELL, C. S.; OGDEN, M. H, **Constructed wetlands in the sustainable landscape**. John Wiley & Sons, Ne York, 1999.

CARBALLEIRA, T.; RUIZ, I.; SOTO, M. Effect of plants and surface loading rate on the treatment efficiency of shallow subsurface constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 90, p. 203-214, 2016.

CARMONA, J. C. L. Recuperação de Nitrogênio e Fósforo na forma de estruvita a partir de lodo gerado em processo biológico de tratamento de esgoto. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária). 2017

CARNEIRO, J. D. Enquanto Rio privatiza, por que Paris, Berlim e outras 265 reestatizaram o saneamento? **BBC Brasil**. Rio de Janeiro, 23 de Julho de 2017. Disponível em: <<http://www.bbc.com/portuguese/brasil-40379053>> Acesso em 1 agost. 2017.

CARVALHO, J. M. **Os bestializados: o Rio de Janeiro e a República que não foi**. São Paulo: Companhia das Letras, 1987

CASTRO, J. E. A dimensão teórica da participação e do controle social. In: HELLER, AGUIAR e REZENDE (Org.). **Participação e controle social em saneamento básico** – conceitos, potencialidades e limites. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2016, p. 29 – 40

CASTRO, J. E. Políticas públicas de saneamento e condicionantes sistêmicos. In:

HELLER e CASTRO (Org.). **Política pública e gestão de serviços de saneamento**. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2013, p. 53 – 75.

CETESB. **Relatório de qualidade das águas superficiais do estado de São Paulo**. 2016. Disponível em: <http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/publicacoes-e-relatorios/>
Data de Acesso: 10.maio.2018

CHANG, N. B.; XUAN, Z.; DARANPOB, A.; WANIELISTA, M. A Subsurface upflow wetland system for removal of nutrients and pathogens in on-site sewage treatment and disposal systems. **Environmental Engineering Science**. v.28, n. 1, p. 11 – 24, 2011. <https://doi.org/10.1089/ees.2010.0087>

CHAO, I. R. S. **Remoção de fósforo de efluentes de estações de tratamento biológico de esgotos utilizando lodo de estação de tratamento de água** [Dissertação de mestrado apresentada à Escola Politécnica da USP]. p.157, 2006

CHENAUD S. de O., M. T. e MORAES, L. R. S. Olhar da população sobre a tecnologia das redes coletoras condominiais de esgotos sanitários na cidade do Salvador, Bahia, Brasil. In: **Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental**, 29. AIDIS, 2004. p. 1-10.

CHENAUD S. de O., M. T. e MORAES, L. R. S. A tecnologia apropriada e o sistema condominial de esgoto sanitário: uma revisão conceitual. In: **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 23. ABES, 2005. p. 1-19.

CHERNICHARO, C. A. L. et al. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. PROSAB, 2001.

CHERNICHARO, C. A. **Reactores anaeróbios**. Editora UFMG, Belo Horizonte, 1997.

CHERNICHARO, C.A. L.; MACHADO, R. M. G. Feasibility of the UASB/AF system for domestic sewage treatment in developing countries. **Water Science and Technology**, v. 38, n. 8-9, p. 325-332, 1998.

COBAN, O. et al. Nitrogen transforming community in a horizontal subsurface-flow constructed wetland. **Water Research** v. 74, p. 203 – 212, 2015.

COSTA, A. M. **Análise histórica de saneamento no Brasil**. Tese de Doutorado. Escola Nacional de Saúde Pública. 1994.

COSTA, S. S.; RIBEIRO, W. A. Dos porões à luz do dia. Um itinerário dos aspectos jurídico-institucionais do saneamento básico no Brasil. **HELLER, L.; CASTRO, JE Política pública e gestão de serviços de saneamento**. Belo Horizonte: Ed. UFMG, p. 467-482, 2013.

CORDELL, D.; DRANGERT, J.O; WHITE, S. The story of phosphorus: global food security and food for thought. **Global environmental change**, v. 19, n. 2, p. 292-305, 2009.

CYNAMON, S. E.; **Tecnologia apropriada em saneamento**. Rio de Janeiro. 1986.

DAGNINO, R. Why science and technology capacity building for social development?. **Science and Public Policy**, v. 39, n. 5, p. 548-556, 2012.

DESMIDT, E. et al. Global phosphorus scarcity and full-scale P-recovery techniques: a review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 45, n. 4, p. 336-384, 2015.

DIAS, R. B. Tecnologias Sociais e políticas públicas: lições de experiências internacionais ligadas à água. **Inc. Soc.**, v. 4, n. 2, p.56-66, 2011

DOSI, G. Technological paradigms and technological trajectories: a suggested interpretation of the determinants and directions of technical change. **Research policy**, v. 11, n. 3, p. 147-162, 1982.

ENNES, Y. M. O saneamento no Brasil, repassado à luz da tecnologia apropriada. **Revista Mineira de Engenharia**, v. 3, n. 6, p. 13-16, 1989.

EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Technical Resource Document: Batch-type procedures for estimating soil adsorption of chemicals**. Office of Solid Waste and Emergency Response, US Environmental Protection Agency, 1992.

EPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Why are wetlands important?* Disponível em: <<http://www.epa.gov/wetlands/why-are-wetlands-important>>. Acesso em: 12 de jan. 2016.

FARAHBAKHSHAZAD, N; MORRISON, G. M. Ammonia removal processes for urine in an upflow macrophyte system. **Environmental science & technology**, v. 31, n. 11, p. 3314-3317, 1997.

FARAHBAKHSHAZAD, N.; MORRISON, G. M. Phosphorus removal in a vertical upflow constructed wetland system. **Water Science and Technology**, v. 48, n. 5, p. 43-50, 2003.

FRANCO, A. A; CAMPELLO, E, F.; SILVA, E. M. R.; FARIA, S. M. **Revegetação de solos degradados**. Comunicado Técnico nº9, p. 1-9. 1992 EMBRAPA. Disponível em: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CNPAB-2010/27134/1/cot009.pdf>>. Acesso em: 09 abril 2017.

FUCHS, Valerie J.; **Nitrogen removal and sustainability of vertical flow constructed wetlands for small scale wastewater treatment**. 2009. 210 f. Dissertação (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Michigan Technological University, 2009.

GALARNEAU, E.; GEHR, R. Phosphorus removal from wastewaters: experimental and theoretical support for alternative mechanisms. **Water Research**, v. 31, n. 2, 1997.

GALLOWAY, J. N; ERISMAN, J. W.; SEITINGER, S. P.; HOWARTH, R. W.; COWLING, E. B; COSBY, J. The nitrogen cascade. **BioScience**. Vol. 53, n. 4, p. 341 – 356, 2003

- GARFÍ, M. *et al.* Household anaerobic digesters for biogas production in Latin America: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 60, p. 599-614, 2016.
- HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. *Anaerobic sewage treatment – A practical guide for regions with hot climate*. Chichester: John Wiley & Sons, 1994.
- HAANDEL, A. C. *et al.* Anaerobic reactor design concepts for treatment of domestic wastewater. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* v. 5, p.21 – 38. 2006.
- HALLIDAY, S. Death and miasma in Victorian London: an obstinate belief. **BMJ: British Medical Journal**, v. 323, n. 7327, p. 1469, 2001.
- HAQ, G.; CAMBRIDGE, H. Exploiting the co-benefits of ecological sanitation. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 4, p. 431-435, 2012.
- HAMERSLEY, M. R; HOWES, B. H. Control of denitrification in a septage-treating artificial wetland: the dual role of particulate organic carbon. *Water Research* 36. p. 4415-4427. 2002.
- HAMERSLEY, M. R. *et al.* Nitrogen balance and cycling in an ecologically engineered septage treatment system. *Ecological Engineering* 18. p. 61-75. 2001
- HEADLEY, T. *et al.* Escherichia coli removal and internal dynamics in subsurface flow ecotechnologies: Effects of design and plants. **Ecological engineering**, v. 61, p. 564-574, 2013.
- HELLER, L. Basic sanitation in Brazil: lessons from the past, opportunities from the present, challenges for the future. **Journal of Comparative Social Welfare**, v. 23, n. 2, p. 141-153, 2007.
- HELLER, L.; MORAES, L. R. S. M.; BRITTO, A. L.; BORJA, P. C; REZENDE, S. C. Panorama do saneamento básico no Brasil. **Brasília: Ministério das Cidades**, 2011.
- HELLER, L.; NASCIMENTO, N. O. Pesquisa e Desenvolvimento na Área de Saneamento no Brasil: Necessidades e Tendências. *Engenharia Sanitária Ambiental*. v. 10, n.1, p.24-35, 2005.
- HORKHEIMER, M. Teoria Tradicional e Teoria Crítica. In: *Os Pensadores*. São Paulo: Abril Cultural, 1980.
- HU, M. *et al.* Constructing the ecological sanitation: A review on technology methods. **Journal of Cleaner Production**, 2016a. In press. Disponível em: <[HTTP://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.012](http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.012)>
- HU, Y.; HE, F.; MA, L.; ZHANG. I; WU Z. Microbial nitrogen removal pathways in integrated vertical-flow constructed wetland systems. **Bioresource Technology** 207, p. 339 – 345, 2016b.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Atlas do Saneamento Básico**. Rio de Janeiro, 2011.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Estimativas populacionais para os municípios e para as Unidades da Federação brasileiros em 01.07.2016**. Brasil, 2016.

INÁCIO, C. T.; MILLER, P. R. M. *Compostagem, ciência e prática para a gestão de resíduos orgânicos*. Embrapa Solos. Rio de Janeiro, 2009.

INSTITUTO AGRONÔMICO. **Microbiota do solo e qualidade ambiental**. Campinas. 2007. Disponível em: <<http://www.cisguanabara.unicamp.br/Agroecologia%20site/redeagroecologia/arquivos/bibliagroecologia/microbiotadosolo.pdf>>. Acesso em: 09 abril 2017

JACOBINA, R. R. The paradigm of historical epistemology: Thomas Kuhn's contribution. **História, Ciências, Saúde-Manguinhos**, v. 6, n. 3, p. 609-630, 2000.

JETTEN, M. S. M. *et al.* Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation ("anammox") process. **Current Opinion in Biotechnology** v. 12, p.283 – 288, 2001.

JUNG, Kyung-Won; HWANG, Min-Jin; PARK, Dae-Seon; AHN, Kyu-Hong. Comprehensive reuse of drinking water treatment residuals in coagulation and adsorption processes. **J. Env. Manag.**, 181, 425 – 434. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.06.041>

KADLEC, R. The inadequacy of first-order treatment wetland models. **Ecological Engineering**. V. 15, p. 105 – 119, 2000. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(99\)00039-7](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(99)00039-7)

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

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment Wetlands**. 2. ed. Florida: Taylor & Francis, 2009.

KANGAS, Patrick C. **Ecological Engineering: Principles and Practice**. Florida: Lewis Publishers, 2004.

KANSIIME, F.; van BRUGGEN, J. Distribution and retention of faecal coliforms in the Nakivubo wetland in Kampala, Uganda. **Water Science Technology**. v. 44, p. 199 – 206, 2001.

KORKUSUZ, E. A.; BEKLIOĞLU, M.; DEMIRER, G. N. Comparison of the treatment performances of blast furnace slag-based and gravel-based vertical flow wetlands operated identically for domestic wastewater treatment in Turkey. **Ecological Engineering**, v. 24, n. 3, p. 185-198, 2005.

KUHN, T. S. **A estrutura das revoluções científicas**. Tradução Beatriz Vianna Boreira e Nelson Boeira. 13 ed. São Paulo: Perspectiva, 2017. 260 p.

LANGERGRABER, G.; MUELLEGGGER, E. Ecological sanitation – A way to solve

global sanitation problems?. *Environment International* 31, p. 433 – 444. 2005.

LARSEN, T. A.; HOFFMANN, S.; LUTHI, C.; TRUFFER, B.; MAURER, M. Emerging solutions to the water challenge of na urbanizing world. **Science**, v. 352, n. 6288, p. 928 – 933, 2016.

LEDESMA, L. M. S. Produção de estruvita a partir de esgoto doméstico. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). 2014.

LESJEAN, B. et al. Enhanced biological phosphorus removal process implemented in membrane bioreactors to improve phosphorous recovery and recycling. **Water Science and Technology**, v. 48, n. 1, p. 87-94, 2003.

LETTINGA, G. A. F. M. et al. Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment. **Biotechnology and bioengineering**, v. 22, n. 4, p. 699-734, 1980.

LI, X.; CUI, J.; PEI, Y.. Granulation of drinking water treatment residuals as applicable media for phosphorus removal. **Journal of environmental management**, v. 213, p. 36-46, 2018.

LIM, S. J.; KIM, T.; Applicability and trends of anaerobic granular sludge treatment process. *Biomass and Bioenergy* v. 60, p. 189 – 202, 2014.

MADIGAN, M. T. et al. **Brock biology of microorganisms**. Upper Saddle River, NJ: Prentice hall, 2010.

MAKRIS, K. C.; HARRUS, W. G.; O'CONNOR, G. A.; OBREZA, T. A.; ELLIOT, H. A. Physicochemical properties related to long-term phosphorous retention by drinking water treatment residuals. **Env. Sci. Technol.** 39, 4280 – 4289. 2005

[https://doi.org/ 10.1021/es0480769](https://doi.org/10.1021/es0480769)

MARGUTI, A. L., FERREIRA FILHO, S. S., PIVELI, R. P. Full-scale effects of addition of sludge from water treatment stations into processes of sewage treatment by conventional activated sludge. **J. Env. Man.** 215, 283 – 293, 2018.

<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.03.072>

MASI, F.; RIZZO, A.; REGELSBERGER, M. The role of constructed wetlands in a new circular economy, resource oriented, and ecosystem services paradigm. **Journal of Environmental Management**, p. 1 – 10, 2017

<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.11.086>

MCCARTY, P. L. Anaerobic waste treatment fundamentals. **Public works**, v. 95, n. 9, 1964.

MCKAY, G., ALLEN S.J., MCCONVEY I.F., OTTOBURN, M.S. Transport processes in sorption of coloured ions by peat particles, **J. Colloidal Interface Sci.** (80), 323–329. 1981. [https://doi.org/10.1016/0021-9797\(81\)90192-2](https://doi.org/10.1016/0021-9797(81)90192-2)

MELO, J. C. R. Sistemas condominiais de esgotos. **Engenharia sanitária**, v. 24, n. 2, p. 237-8, 1985.

METCALF, E. EDDY; EDDY, H. Wastewater engineer treatment disposal, reuse. **New York: McGraw**, 2004.

MITSCH, W. J.; GOSSELINK, J. G. Wetlands. Hoboken. ed: John Wiley & Sons, Inc, 4a ed, 582 p., 2007.

MINISTÉRIO PÚBLICO DO ESTADO DE MINAS GERAIS. (2009) Parecer Técnico - Ref.: Ofício 1139/2008 (CAO-MA) - Informações técnicas referentes aos danos ambientais decorrentes do lançamento de lodo in natura, pelas Estações de Tratamento de Água, no ambiente. Belo Horizonte: Procuradoria-Geral de Justiça, 32 p.

MONTEIRO, R. C. M. **Viabilidade técnica do emprego de sistemas tipo “wetlands” para tratamento de águas cinzas visando o reúso não potável**. 2009. 84 f. (Dissertação: Mestre em Engenharia Civil). Escola Politécnica, Universidade de São Paulo.

MORAETIS, D.; STAMATI, F. E.; NIKOLAIDIS, N. P.; KALOGERAKIS, N. Olive mill wastewater irrigation of maize: Impacts on soil and groundwater. **Agricultural Water Management**. n. 98, p. 1125 – 1132, 2011.

MORAES, L.R.S. Propondo um saneamento orientado para a promoção da saúde e a sustentabilidade ambiental. In: **Saneamento como Promoção da Saúde**. FREITAS, C.M; SOUZA, C.M.N.; COSTA, A.M.; MORAES, L.R.S. Rio de Janeiro: Ed. Fiocruz, 2013

MORENO, C.; et al. Ammonia removal from oil refinery effluent in vertical upflow macrophyte column systems. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 135, p. 237-247. 2002

NIVALA, J. et al. Comparative analysis of constructed wetlands: the design and construction of the ecotechnology research facility in Langenreichenbach, Germany. **Ecological engineering**, v. 61, p. 527-543, 2013a

NIVALA, J. et al. Oxygen transfer and consumption in subsurface flow treatment wetlands. **Ecological Engineering**, v. 61, p. 544-554, 2013b.

O'KELLY, B.C. Geotechnics of municipal sludges and residues for landfilling. **Geotechnical Research** (3), 148-179. 2016. <https://doi.org/10.1680/jgere.16.00013>

OLIJNYK, Débora Parcias. **Avaliação da nitrificação e desnitrificação de esgoto doméstico empregando filtros plantados com macrófitas (wetlands) de fluxos vertical e horizontal – sistemas híbridos**. 2008. 133 f. Dissertação (Mestrado em

Engenharia Ambiental) – Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

OLIVEIRA JÚNIOR, J.L. Tratamento descentralizado de águas residuárias domésticas: uma estratégia de inclusão social. In: LIRA, W.S.; CÂNDIDO, G.A. (Orgs.) **Gestão sustentável dos recursos naturais**: uma abordagem participativa [online]. Campina Grande: EDUEPB, pp. 213-232, 2013.

OLIVEIRA, S. M. A. C.; VON SPERLING, Marcos. Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 1: análise de desempenho. **Engenharia sanitária e ambiental**, v. 10, n. 4, p. 347-357, 2005.

OSTERMANN, Fernanda. A epistemologia de Kuhn. **Caderno catarinense de ensino de física**. Florianópolis. Vol. 13, n. 3 (dez. 1996), p. 184-196, 1996.

PARK, W.H. 2009. Integrated constructed wetland systems employing alum sludge and oyster shells as a filter media for P removal. **Ecological Engineering**, 35, 1275 – 1282. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.05.015>

PARKINSON, J.; TAYLER, K. Decentralized wastewater management in peri-urban areas in low-income countries. **Environment & Urbanization**. Vol 15, nº 1, abr. 2003.

PLATZER, C. Enhanced nitrogen elimination in subsurface flow artificial wetlands—a multi stage concept. In: **Proceedings of the Fifth International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Vienna, Austria, September**. p. 15-19, 1996

PLATZER, C. Design recommendation for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. **Water Science Technology**, v.40, n. 3, p. 257-263, 1999.

POORTVLIET, P. M; SANDERS, L.; WEIJMA, J.; VRIES, J. R. Acceptance of new sanitation: The role of end-users' pro-environmental personal norms and risk and benefit perceptions. **Water Research**, v. 131, p. 90 – 99, 2018

PORTO, M. F. A. Recursos Hídricos e Saneamento na Região Metropolitana de São Paulo. Editora Brasília: Banco Mundial, v. 1, 73 p. 2003.

PRIMAVESI, A. **Manejo ecológico do solo**: A agricultura em regiões tropicais. Nobel. São Paulo, 2010. 549p

REZENDE, S. C.; HELLER, L. **O saneamento no Brasil**: Políticas e interfaces. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2008, 387p.

RICHARDSON, D. *Bacterial respiration: A flexible process for a changing environment*. **Microbiology**. v. 146. P. 551- 571, 2000.

RICHTER, C. A. **Tratamento de Lodos de Estações de Tratamento de Água**. São Paulo: Ed. Edgar Blücher Ltda, 2001.

ROSENQUIST, L. E. D. A psychosocial analysis of human-sanitation nexus. **Journal of Environmental Psychology**. v 25, p. 335-346, 2005.

RUBINGER, S. D. **Desvendando o conceito de saneamento no Brasil**: Uma análise da percepção da população e do discurso técnico contemporâneo. 2008. 197 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.

RYBCZYNSKI, W.; POLPRASERT, C.; MCGARRY, M. **Low-cost technology options for sanitation: a state-of-the-art review and annotated bibliography**. Ottawa, Canada, 1978.

SABRY, T.; SUNG, S. **Decentralized treatment of sewage employing upflow septic tank/baffled reactor (USBR) in developing countries**. Nova Science Publishers, Inc. 2011.

SAMPAIO, A. O. Engenheiro João Pedro de Jesus Netto, o patrono do tratamento de esgotos sanitários de São Paulo. **Revista DAE**. v. 62, n. 196, p. 42 – 55, 2014.

SANTOS, A. P. Memória do saneamento e do planejamento urbano e regional: Theodoro Sampaio e as Águas de São Paulo. **Revista DAE**. v. 62, n. 196, p. 18 – 41, 2014.

SAWYER, C. N. Milestones in the Development of the Activated Sludge Process. **Journal Water Pollution Control Federation**, v. 37, n. 2, p. 151 – 162, 1965

SCHLOESING, T.; MUNTZ, A. Sur la nitrification par les ferments organizes. **Compts Rendus de l'Academie des Sciences**, 84, p. 301-303, 1877

SCHUMACHER, E.F. **Small is Beautiful: Economics as if People Mattered**, (1973 – 1aed.) London : Blond & Briggs Plubisher, 1999

SELEMAN, A.; BHAT, M. G. Multi-criteria assessment of sanitation technologies in rural Tanzania: Implications for program implementation, health and socio-economics improvements. **Technology in Society**, 46, p. 70 - 79, 2016.

SEZERINO, P. H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (*constructed wetlands*) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima tropical**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federall de Santa Catarina. Florianópolis. 2006.

SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; DECEZARO, S. T.; MAGRI, M. E.; PHILIPPI, L. S. Experiências brasileiras com *wetlands* construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 20, n.11, p. 151-158, 2015.

SHU, L. et al. An economic evaluation of phosphorus recovery as struvite from digester supernatant. **Bioresource Technology**, v. 97, n. 17, p. 2211-2216, 2006.

SILVA, C. A.; MACHADO, P. L. O. A. Sequestro e emissão de carbono em ecossistemas agrícolas – Estratégias para o aumento dos estoques de matéria orgânica em solos tropicais. **Embrapa Solos**. Nº 19. p23. 2000. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/336828/sequestro-e-emissao-de-carbono-em-ecossistemas-agricolas-estrategias-para-o-aumento-dos-estoques-de-materia-organica-em-solos-tropicais>>. Acesso em: 09 abril 2017.

SILVA, T. S. Água e saneamento da metrópole: a atualidade dos desafios atuais. **Revista DAE**. v. 62, n. 196, p. 5 – p.17. 2014

SIMS, J. T.; ELLIS, B. G. Changes in Phosphorus Adsorption Associated with Aging of Aluminum Hydroxide Suspensions 1. **Soil Science Society of America Journal**, v. 47, n. 5, p. 912-916, 1983.

SMITH, J.; Carliell-Marquet, C. M. A novel laboratory method to determine the biogas potential of iron-dosed activated sludge. 2009. **Biores. Tech.** (100), 5, 1767 – 1774. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.10.004>

SOLANO, M.; SORIANO, P.; CIRIA, M. Constructed wetlands as a sustainable solution for wastewater treatment in small villages. **Biosystem Engineering**. B 87, n.1, p. 109 – 118; 2004

SONG, X.; PAN, Y.; WU, Q. CHENG, Z., MA, W. Phosphate removal from aqueous solutions by adsorption using ferric sludge. *Desalination*, 280, p. 384 – 390. 2011. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.07.028>

SOUSA, José Tavares et al. Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas “wetlands” construídos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 4, n.1, p. 87-91, Campina Grande, Paraíba: 2000.

STUMM, W. *et al.* **Chemistry of the solid-water interface: processes at the mineral-water and particle-water interface in natural systems**. John Wiley & Son Inc., 1992.

TARAYRE, C. et al. New perspectives for the design of sustainable bioprocesses for phosphorus recovery from waste. **Bioresource technology**, v. 206, p. 264-274, 2016.

TEIXEIRA, S.; PEIXOTO-FARIA, T. J. Saber científico e poder instituído como campo de disputas no processo de instalação e gestão da água em Campos dos Goytacazes: o legado da Companhia The Campus Syndicate Limited. **Água y Território**, n.1, p. 65 – 76, 2013.

THISTLETON, J. et al. Mechanisms of chemical phosphorus removal II: iron (III) salts. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 80, n. 5, p. 265-269, 2002.

TOMAZ, F. A.; CHAVES, V. T.; CONTRETA, R. C. Avaliação da eficiência do tratamento de esgoto por tecnologia de saneamento ecológico e de seu potencial para reúso agrícola. **26º SIICUSP**, Simpósio Internacional de Iniciação Científica da Universidade de São Paulo, 2018.

TONETTI, A. L. *et al.* Avaliação da partida e operação de filtros anaeróbios tendo bambu como material de recheio. **Eng. Sanit. Ambient.** v.16, n.1, p. 11 – 16, 2011.

TREIN, C. M.; PELISSARI, C.; HOFFMANN, H.; PLATZER C. J.; SEZERINO, P. H. Tratamento descentralizado de esgotos de empreendimentos comerciais e residenciais empregando a ecotecnologia dos wetlands construídos. **Ambiente Construído**, Porto Alegre, v. 25, n. 4, p. 351-367, out/dez 2015.

TREIN, C. M.; ZUMALACARREGUI, J. A. G.; von SPERLING, M. Comportamento diário ao longo do período de alimentação do primeiro estágio do sistema francês de wetland vertical, em termos de remoção de matéria orgânica e amônia. **Tecnológica**. v. 22, n. 1, p. 06 – 11, Santa Cruz do Sul, 2018.

TRIVIÑOS, A. N. S. **Introdução à pesquisa em ciências sociais**: A pesquisa qualitativa em educação. São Paulo: Atla, 1987. 175 p.

UN – United Nations. **General Assembly Declares Access to Clean Water and Sanitation is a Human Right. Washington** DC: UN, 2010. Disponível: <<http://www.un.org/apps/news/story.asp?NewsID=35456>>

Van HAANDEL, A.C.; MARAIS, G. O comportamento do Sistema de lodo ativado: teoria e aplicações para projetos e operação. Campina Grande, 1999

VOHLA, C. et al. Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands—A review. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 1, p. 70-89, 2011.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: A review. **Ecological Engineering**, 73, p. 724 – 751, 2014.

VYMAZAL, J.; Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. **Ecological Engineering**. n 25. p. 478-490. July 2005.

VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVÁ, L. Multistage hybrid constructed wetland for enhanced removal of nitrogen. **Ecological Engineering**. n. 84, p. 202-208, 2015.

WALLACE S.; AUSTIN, D. Emerging models for nitrogen removal in treatment wetlands. **Journal of environmental health**, v. 71, n. 4, p. 10, 2008.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater**. World Health Organization, 2006.

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

WU, S.; CARVALHO, N. C.; MÜLLER, J. A.; MANOJ, V. R.; DONG, R. Sanitation in constructed wetlands: a review on the removal of human pathogens and fecal indicators. **Science of the Total Environment**. v. 541, p. 8 -22, 2016.

XU, Defu et al. Studies on the phosphorus sorption capacity of substrates used in constructed wetland systems. **Chemosphere**, v. 63, n. 2, p. 344-352, 2006.

- YADAV, A.; CHAZARENC, F.; MUTNURI, S. Development of the “French System” vertical flow constructed wetland to treat raw domestic wastewater in India. **Ecological Engineering**. v. 13, p. 88 – 93, 2018
- YEOMAN, S. et al. The removal of phosphorus during wastewater treatment: a review. **Environmental Pollution**, v. 49, n. 3, p. 183-233, 1988
- YOUNG, J. C., MCCARTY, P. L. The anaerobic filter for waste treatment. *Journal WPCF* v. 41. R160-R169. 1969
- ZHAO, Y. Q.; BABATUNDE, A. O.; HU, Y.S.; KUMAR, J. L. G., ZHAO, X. H. Pilot field-scale demonstration of a novel alum sludge-based constructed wetland system for enhanced wastewater treatment. **Process Biochemistry**, v. 46, p. 278 – 283, 2011.
- ZHAO, Y.Q.; ZHAO, X. H.; BABATUNDE, A. O. Use of dewatered alum sludge as main substrate in treatment reed bed receiving agricultural wastewater: long-term trial. **Bioresource Technology** v.100, p. 644-648. 2009
- ZHOU, C. *et al.* Ecological-economic assessment of ecological sanitation development in the cities of Chinese Loess Plateau. **Ecological Complexity**, v. 7, n. 2, p. 162-169, 2010.