



Universidade Federal da Paraíba
Centro de Tecnologia

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL
– MESTRADO –

SISTEMAS INDIVIDUAIS ALTERNATIVOS DE TRATAMENTO DE
ESGOTO SANITÁRIO

Por

Mariko de Almeida Carneiro

Dissertação de Mestrado apresentada à Universidade Federal da Paraíba
para obtenção do grau de Mestre

João Pessoa – Paraíba

Outubro de 2018



Universidade Federal da Paraíba

Centro de Tecnologia

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL
– MESTRADO –

SISTEMAS INDIVIDUAIS ALTERNATIVOS DE TRATAMENTO DE
ESGOTO SANITÁRIO

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal da Paraíba, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre.

Mariko de Almeida Carneiro

Orientador: Prof. Dr. Gilson Barbosa Athayde Junior

João Pessoa – Paraíba

Outubro de 2018

Catálogo na publicação
Seção de Catalogação e Classificação

C289s Carneiro, Mariko de Almeida.

SISTEMAS INDIVIDUAIS ALTERNATIVOS DE TRATAMENTO DE
ESGOTO SANITÁRIO / Mariko de Almeida Carneiro. - João
Pessoa, 2018.

76 f. : il.

Orientação: Gilson Barbosa Athayde Junior.
Dissertação (Mestrado) - UFPB/CT.

1. wetland construído. 2. reator aerado em bateladas
sequenciais. 3. tratamento descentralizado de esgoto.
I. Athayde Junior, Gilson Barbosa. II. Título.


UFPB/BC

“SISTEMAS INDIVIDUAIS ALTERNATIVOS DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO”

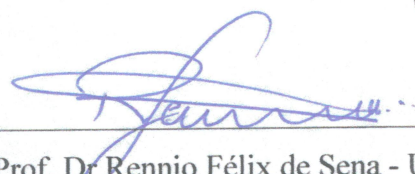
Mariko de Almeida Carneiro

Dissertação aprovada em 22 de outubro de 2018

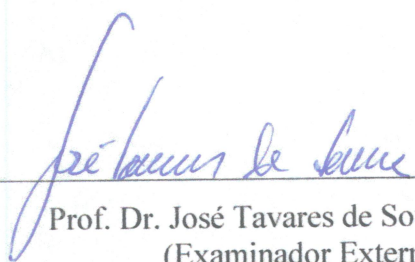
Período Letivo: 2018.2



Prof. Dr. Gilson Barbosa Athayde Junior - UFPB
(Orientador)



Prof. Dr. Rennio Félix de Sena - UFPB
(Examinador Interno)



Prof. Dr. José Tavares de Sousa - UEPB
(Examinador Externo)

João Pessoa/PB
2018

Dedico aos que, incansavelmente, atuam
para tornar o mundo um lugar melhor para se
viver.

AGRADECIMENTOS

Ao PPGECAAM pela oportunidade.

Ao Prof. Gilson B. Athayde Jr. por todos os ensinamentos e dedicação a este trabalho. Agradeço o voto de confiança, a paciência e a disponibilidade em me orientar durante esta jornada.

Aos colegas do Mestrado, especialmente, Camila de Almeida Porto, por toda ajuda e contribuição para elaborar esta pesquisa, a qual serei eternamente grata.

Aos colegas do Projeto BRAMAR que participaram em algum momento da construção deste trabalho, da UFPB: Rafaelle, Simone, Matheus, Rebecca, Maria Clara; da Universidade de Aachen: Georg, Mathias, Sanda, Rayna Eva, Vera e Anna.

Aos membros da banca examinadora, Prof^o Rennio Felix de Senna e Prof^o José Tavares de Souza, que gentilmente aceitaram participar e colaborar com essa dissertação. À Prof.a Elisângela também agradeço pelas contribuições.

À Companhia Brasileira de Trens Urbanos pela oportunidade de desenvolvimento profissional, especialmente a Leonardo Bonardi e aos meus colegas do SESMT pela compreensão nos momentos de ausência.

À CAGEPA pelo suporte e compartilhamento da estrutura que permitiu a realização deste trabalho.

Ao Projeto BRAMAR, que me permitiu contribuir para a redução da escassez hídrica no Nordeste.

À minha família pelo apoio incondicional, especialmente à minha mãe pelo esforço e dedicação durante a vida para me proporcionar conquistas como esta e à Ana Karolina, pelo amor, pelo incentivo nas horas de dificuldade e pela celebração nos momentos de conquista.

A todos que, direta e indiretamente, contribuíram para a execução deste trabalho. Muito obrigada!

“Sejamos a mudança que queremos ver no mundo” Mahatma Gandhi

RESUMO

Estima-se que mais de 4,5 bilhões de pessoas no mundo não tenha acesso a serviço seguro de esgotamento sanitário (WHO, 2017b). O contexto não é muito diferente no Brasil, onde apesar de avanços significativos no setor de saneamento apenas 51,9% da população brasileira possui atendimento por rede de esgoto e 44,9% do esgoto gerado no País sofre algum tipo de tratamento (SNIS, 2018). Para aumentar os índices de atendimento é necessária a adoção de sistemas de tratamento de esgoto, dentre eles os sistemas individuais (descentralizados): tecnologias que podem ser implantadas em locais com dificuldade de acesso à rede coletora ou situações possam encarecer a implantação ou manutenção do sistema. Neste contexto, o presente trabalho avaliou o desempenho de dois sistemas individuais alternativos de tratamento de esgoto sanitário bruto: sistema de *wetland* construídos de fluxo vertical (sistema compacto francês) e um sistema de reator aerado em bateladas sequenciais (RABS/SBR), comparando a eficiência de remoção de poluentes com sistemas individuais convencionais. Durante 12 meses de monitoramento, o sistema compacto francês apresentou remoção média de DQO de 87,8% e DBO de 74,3%, enquanto o SBR obteve remoção média de DQO de 94,5% e DBO de 86,6%. Os sistemas individuais alternativos apresentaram desempenho superior a sistemas convencionais como o conjunto tanque séptico seguido de filtro anaeróbio. Portanto, os sistemas alternativos estudados se mostraram soluções viáveis para o tratamento de esgoto sanitário de unidades habitacionais e pequenas comunidades.

PALAVRAS-CHAVE: *wetland* construído, reator aerado em bateladas sequenciais, tratamento descentralizado de esgoto.

ABSTRACT

WHO (2017b) estimates that 4.5 billion people in the world do not have access to safe sanitation services. The context is not very different in Brazil, where despite significant advances in the sanitation sector, only, 51,9% of the Brazilian population has access to sewage service and 44,9% of the sewage generated in the country suffer some type of treatment (SNIS, 2018). In order to increase sanitation service access it is necessary to provide sewage treatment systems, such as decentralised (single) systems: technologies applied in places with difficult access to the sewage network or in situation that increases the costs to implement or maintain the system. In this context, the present work evaluated the performance of two alternative systems of raw sewage treatment: a vertical flow constructed wetland (French compact system) and a sequencing batch reactor (SBR), comparing the efficiency of pollutants removal with conventional single systems. During 12 months of monitoring, the French compact system removed 87,8% of COD and 74,3% of BOD, while the SBR removed 94,5% of COD and 86,6% of BOD. The alternative decentralised systems showed superior performance to conventional systems such as septic tank followed by anaerobic filter. Therefore, the single alternative systems studied were feasible solutions for the treatment of sanitary sewage of housing unit and small communities.

KEYWORDS: constructed wetland, sequencing batch reactor, decentralized sanitation.

2. SUMÁRIO

2. SUMÁRIO.....	9
1. INTRODUÇÃO	13
2. REFERÊNCIAL TEÓRICO	16
2.1 NECESSIDADE DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO.....	16
2.2 SISTEMAS INDIVIDUAIS DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO	19
2.2.1.1 TANQUE SÉPTICO, FILTRO ANAERÓBIO, FILTRO DE AREIA	20
3.1 SISTEMAS DE <i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDOS	23
2.2.2.1 SISTEMA DE REATOR AERADO EM BATELADAS SEQUENCIAIS (RABS).....	27
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	30
3.1 LOCAL E CARACTERIZAÇÃO DO EXPERIMENTO	30
3.2 <i>WETLAND</i> CONSTRUÍDO DE FLUXO DESCENDENTE	33
3.2.1 <i>Dimensionamento</i>	34
3.3 SISTEMA DE REATOR AERADO EM BATELADAS SEQUENCIAIS	42
3.3.1 <i>Dimensionamento e Instalação</i>	43
3.3.2 <i>Descrição do tratamento e operação</i>	44
3.4 MONITORAMENTO	47
3.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS	49
4. RESULTADOS	50
4.1 pH.....	51
4.2 TEMPERATURA	51
4.3 SÓLIDOS TOTAIS.....	52
4.4 SÓLIDOS TOTAIS VOLÁTEIS	53
4.5 DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO (DBO ₅).....	54
4.6 DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO)	55
4.7 AMÔNIA.....	56
4.8 COLIFORMES TERMOTOLERANTES	57
4.9 ANÁLISE DE VARIÂNCIA PELO MÉTODO GT-2	57
4.1 COMPARATIVO ENTRE SISTEMAS INDIVIDUAIS TRADICIONAIS E ALTERNATIVOS ...	66
5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	70
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	71

FIGURAS

Figura 1 - Índice de tratamento de esgoto gerado na região Nordeste. (Fonte de dados: SNIS).....	17
Figura 2 - Funcionamento geral de um tanque séptico (ABNT, 1993).....	21
Figura 3 - Classificação e configuração de Wetlands Construídos (adaptado de ZANELLA, 2008).....	24
Figura 4 - <i>Layout</i> do sistema francês clássico (A) e do sistema francês compacto (B) de <i>wetland</i> construído (adaptado de Paing <i>et al.</i> , 2015).....	27
Figura 5 - Princípio de um ciclo no reator em batelada sequencial (adaptado de COSTA, 2005).....	28
Figura 6 - Localização dos sistemas experimentais - ETE Mangabeira (Fonte: Google®)	30
Figura 7-Vista geral do sistema experimental	31
Figura 8 - Painel de controle do sistema.....	32
Figura 9 - Esquema do sistema de <i>wetland</i> construído	34
Figura 10 – Vista superior da escavação do terreno para instalação do <i>wetland</i> construído (adaptado de Kohlgrueber, 2016)	35
Figura 11 - Manta de impermeabilização dos leitos (Kohlgrueber, 2016).....	36
Figura 12 - Rede de drenagem de cada leito da <i>wetland</i> (Kohlgrueber, 2016)	36
Figura 13 - Vista superior da rede de drenagem da <i>wetland</i> com poço central de coleta (Kohlgrueber, 2016)	37
Figura 14 - Materiais suportes triturados: pelotas fragmentadas de argila expandida (esq.), material cerâmico de RCC (centro) e material concretício de RCC (dir.) (adaptado de Brito, 2017).....	38
Figura 15 - Corte transversal do leito da <i>wetland</i> (adaptado de Kohlgrueber, 2016).....	38
Figura 16 - Leitos do <i>wetland</i> preenchidos antes (acima) e depois (abaixo) do nivelamento do solo.	39
Figura 17 – Junco como encontrado na natureza (Herrera, 2016).	40
Figura 18 – Ciclo de operação do <i>wetland</i> construído com destaque para as datas de mudança de período de alimentação/repouso.	41
Figura 19 - reator aerado em bateladas sequenciais PUROO®, antes da instalação em subsolo.....	42
Figura 20 - Vista superior e corte lateral do Reator Aerado em Bateladas Sequenciais (adaptado de ATB, 2018b)	43
Figura 21 – Unidade de Controle atbControl®1 (ATB, 2018a).....	44
Figura 22 - Monitor do sistema de controle do RABS apresentando o modo de evacuação de efluente tratado.	45
Figura 23 - reator aerado em bateladas sequenciais em operação (RABS).....	46
Figura 24 - Consumo total de energia do RABS em 08/02/2018 (125, 7 kWh)	46
Figura 25 - Locais de coleta do <i>wetland</i> construído (esq.) e do RABS (dir.).....	48
Figura 26 - Variação temporal do pH.....	51
Figura 27 - <i>Boxplot</i> do pH.....	51
Figura 28 - Variação temporal da temperatura.....	52
Figura 29 - <i>Boxplot</i> da temperatura	52
Figura 30 - Variação temporal de sólidos totais	52
Figura 31 - <i>Boxplot</i> dos sólidos totais	52
Figura 32 - Variação temporal dos sólidos totais voláteis.....	53
Figura 33 - <i>Boxplot</i> dos sólidos totais voláteis	53
Figura 34 - Variação temporal da DBO ₅	54

Figura 35 - <i>Boxplot</i> da DBO ₅	54
Figura 36 - Variação temporal da DQO	55
Figura 37 - <i>Boxplot</i> da DQO.....	55
Figura 38 - Variação temporal da amônia	56
Figura 39 - <i>Boxplot</i> da amônia	56
Figura 40 - Variação temporal de coliformes	57
Figura 41 - <i>Boxplot</i> de coliformes termotolerantes	57
Figura 42 – ANOVA dos sólidos totais entre leitos de <i>wetland</i> com diferentes materiais suporte e SBR (Método GT-2)	58
Figura 43 – ANOVA dos dados de sólidos totais voláteis entre leitos de <i>wetland</i> com diferentes materiais suporte e SBR (Método GT-2).....	58
Figura 44 – ANOVA dos dados de DBO ₅ entre leitos de <i>wetland</i> construído com diferentes materiais suporte e SBR (Método GT-2).....	59
Figura 45 – ANOVA dos dados de DQO entre leitos de <i>wetland</i> com diferentes materiais suporte e SBR (Método GT-2)	59
Figura 46 – ANOVA dos dados de amônia entre leitos de <i>wetland</i> com diferentes materiais suporte e SBR (Método GT-2)	60
Figura 47 – ANOVA dos dados de coliformes Termotolerantes entre leitos de <i>wetland</i> com diferentes materiais suporte e SBR (Método GT-2).....	60
Figura 48 – <i>Wetland</i> construído no início da operação com ciclo de alimentação 7 dias alimentação/14 dias repouso.....	61
Figura 49 - <i>Wetland</i> construído com ciclo de alimentação 3,5 dias alimentação/7 dias repouso.	62
Figura 50 - <i>Wetland</i> construído no período seco do ciclo de alimentação 7 dias alimentação/14 de repouso.	62
Figura 51 – ANOVA dos dados de sólidos totais entre ciclos de operação do <i>wetland</i> construído e do SBR (Método GT-2).	63
Figura 52 – ANOVA dos dados de sólidos totais voláteis entre ciclos de operação do <i>wetland</i> construído e SBR (Método GT-2).	63
Figura 53 – ANOVA dos dados de DBO ₅ entre ciclos de operação do <i>wetland</i> construído e SBR (Método GT-2).....	64
Figura 54 – ANOVA dos dados de DQO entre ciclos de operação do <i>wetland</i> construído e SBR (Método GT-2).....	64
Figura 55 – ANOVA dos dados de amônia entre ciclos de operação do <i>wetland</i> construído e SBR (Método GT-2).	64
Figura 56 – ANOVA dos dados de coliformes termotolerantes entre ciclos de operação do <i>wetland</i> construído e SBR.	65

QUADROS

Quadro 1 - Características do sistema francês clássico e compacto de <i>Wetland</i> Construído (adaptado de Paing <i>et al.</i> , 2015)	27
Quadro 2 - Programação de alimentação dos sistemas de tratamento experimentais	32
Quadro 3 - Parâmetros de instalação do reator	42
Quadro 4 - Etapas de cada ciclo do RABS	44
Quadro 5 – Principais atividades de manutenção do sistema de <i>wetland</i> construído e do RABS (Kohlgrueber e Knie, 2018; ATB, 2013a)	47
Quadro 6- Parâmetros analisados e métodos utilizados	48
Quadro 7 - Valores médios ^a , desvio padrão e eficiências de remoção dos sistemas para os parâmetros analisados.....	50

TABELAS

Tabela 1 – Resumo das características do sistema de <i>wetland</i> construído	41
Tabela 2 - Resumo das condições analisadas do <i>wetland</i> construído.....	57
Tabela 3 - Comparativo de estudos de <i>Wetland</i> construído de fluxo vertical	66
Tabela 4 - Comparativo de estudos de reator aerado em bateladas sequenciais	67
Tabela 5 - Comparativo de estudos de fossa séptica	67
Tabela 6 - Comparativo de estudos de sistema fossa-filtro	68
Tabela 7 - Comparativo de estudos de sistema fossa-filtro + filtro de areia	68

1. INTRODUÇÃO

Estima-se que mais de 4,5 bilhões de pessoas no mundo não tenham acesso a serviço seguro de esgotamento sanitário (WHO, 2017b). O contexto não é muito diferente no Brasil, onde apesar de avanços significativos no setor de saneamento apenas 51,9% da população brasileira possui atendimento por rede de esgoto e 44,9 % do esgoto gerado no País recebe algum tipo de tratamento (SNIS, 2018). Quando observadas as características por região do País, são encontrados índices ainda menores na região Norte e Nordeste. Em 2016, a região Nordeste coletou apenas 26,8%, do esgoto gerado e apenas 34,7% do esgoto gerado sofreu alguma forma de tratamento (SNIS, 2018).

A Organização Mundial da Saúde aponta que benefícios advindos da implementação de saneamento básico vão além da redução do risco de casos de diarreia: redução da propagação de parasitas intestinais como esquistossomose e tracoma; redução do impacto da desnutrição e promoção do rendimento escolar, particularmente em mulheres; além de aumentar o potencial de aproveitamento de água, energia e nutrientes provenientes do esgoto.

Para solucionar o problema da falta de saneamento básico, diversas medidas são necessárias, dentre elas a adoção de sistemas de tratamento individuais (ou tratamento localizado de esgoto) para locais com dificuldade de acesso à rede coletora ou situações que possam encarecer a implantação ou manutenção do sistema.

Dentre os sistemas de tratamento individuais, têm-se sistemas tradicionais como o tanque séptico e o filtro anaeróbio, amplamente utilizado em meios rurais e comunidades de pequeno porte. Além dos sistemas individuais tradicionais, soluções alternativas como reator aerado em bateladas sequenciais e *wetland* construído são alternativas viáveis aos sistemas aos sistemas tradicionais, principalmente nos países em desenvolvimento e locais de clima tropical (SILVEIRA, 2015).

Wetlands construídos são sistemas projetados para utilizar os processos naturais que ocorrem em áreas alagadas através da interação entre vegetação aquática, solo e microrganismos (VYMAZAL, 2010). Os mecanismos envolvidos no tratamento são: filtração, degradação microbiana da matéria orgânica, absorção de nutrientes pelos rizomas das macrófitas e pelos microrganismos, adsorção no solo, dentre outros (MENDONÇA, 2011).

São sistemas formados por uma camada impermeabilizante para que o efluente não contamine o solo, além de material suporte, vegetação e tubulação hidráulica. Os

componentes do material suporte de um *wetland* construído são escolhidos com base nos custos do material, na necessidade de tratamento, na configuração de fluxo e na vegetação aplicada (HAMMER, 1989 *apud* ZANELLA, 2008). Brita com diversas variações de tamanho e areia são os meios suporte mais aplicados. Porém outros materiais são encontrados: argila expandida (PAING *et al.* 2015), cascalho (MACHADO *et al.*, 2017) e ainda materiais alternativos como escória de aço, caco de telha e bambu (ZANELLA, 2001). No Brasil, existem poucos estudos que avaliem o desempenho do material suporte (MACHADO *et al.*, 2017) em *wetlands*. Nenhum registro utilizando resíduos de construção civil foi encontrado, embora tenha sido utilizado como preenchimento de filtros anaeróbios, como o de Campos *et al.* (2008).

Sistemas compactos de lodos ativados, como o reator em batelada sequencial individualizado, surgem também como alternativas a sistemas públicos de esgotamento sanitário, promovendo o tratamento de esgoto de forma eficiente e com possibilidade de variações de carga e vazão de efluente.

Os processos de purificação do reator aerado em bateladas sequenciais são idênticos aos processos convencionais de lodos ativados sendo que a massa biológica se mantém no reator durante os ciclos de operação, excluindo a necessidade de decantadores externos (COSTA, 2005). O processo cíclico de operação consiste nas seguintes etapas: enchimento do reator com o efluente, reação de mistura completa, estabilização, decantação e por fim, repouso (KRISHNA MOHAN, 2016).

Nesse contexto, foram estudados dois sistemas individuais alternativos: *wetland* construído de fluxo vertical descendente (sistema francês) e reator aerado em bateladas sequenciais (RABS). As unidades piloto foram instaladas na Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Mangabeira operada pela Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA), na cidade de João Pessoa-PB.

Os sistemas experimentais de tratamento alternativo de esgoto sanitário fazem parte do Projeto Bramar (Brazilian Managed Aquifer Recharge), convênio firmado entre a FINEP (Financiadora de Estudos e Projetos do Ministério de Ciência e Tecnologia) e o Ministério de Educação e Ciência da Alemanha.

O *wetland* construído e o reator aerado em bateladas sequenciais foram dimensionados para o tratamento de esgoto sanitário bruto de uma unidade habitacional comum com seis habitantes produzindo, cada, 150 litros de efluente por dia, totalizando 900 litros/d em cada sistema de tratamento.

Na construção do *wetland* construído, materiais suportes alternativos foram utilizados no intuito de tornar o sistema mais sustentável através da redução de custos e da reutilização de resíduos de construção civil (RCC). Em cada leito foi aplicado um material suporte distinto: pelotas fragmentadas de argila expandida como material convencional no leito 1, material cerâmico de RCC no leito 2 e material concretício de RCC no leito 3.

O sistema compacto francês de *wetland* construído tem como característica a operação de modo alternado, em que cada leito recebe efluente por 7 dias e repousa por 14 dias. Como as condições climáticas do Nordeste brasileiro são diferentes da França, onde se originou este sistema, o período de 14 dias sem alimentação poderia interferir no desenvolvimento da vegetação e do biofilme, podendo reduzir a eficiência do sistema. Portanto, foi estudado também o período de alimentação de 3,5 dias e repouso por 7 dias.

O monitoramento dos sistemas durou 12 meses e os parâmetros analisados foram: DBO₅, DQO, ST, STV, amônia, coliformes termotolerantes, pH e temperatura.

Como objetivo geral deste estudo, tem-se:

- Investigar o tratamento de esgoto sanitário em dois sistemas individuais alternativos: sistema de *wetland* construídos de fluxo vertical descendente (sistema francês) e um sistema de reator aerado em bateladas sequenciais (RABS), comparando a qualidade dos efluentes tratados com os padrões de lançamento exigidos pela Resolução CONAMA nº 430/2011.

Como objetivos específicos, tem-se:

- Investigar a eficiência de diferentes materiais para o leito suporte do sistema francês de *wetland* construído;
- Investigar dois ciclos de alimentação do sistema francês de *wetland* construído;
- Comparar a eficiência de tratamento dos sistemas individuais tradicionais (tanque séptico, filtro anaeróbio e filtro de areia) e alternativos (*wetland* construído e reator aerado em bateladas sequenciais).

2. REFERÊNCIAL TEÓRICO

2.1 Necessidade de Esgotamento Sanitário

O reconhecimento da importância do saneamento e sua relação com a saúde humana remontam às mais antigas culturas. Ruínas de uma grande civilização indiana com mais 4.000 anos de idade indicam evidências da existência de hábitos higiênicos incluindo a presença de banheiros e de sistemas de coleta de esgoto sanitários em edificações, além de drenagem nos arruamentos. Há registros sanitários também dos egípcios e dos gregos com noções de destino de dejetos e sistemas de drenagem (TEIXEIRA E GUILHERMINO, 2006). Mais recentemente, em meados do século XIX, foi comprovada cientificamente a associação entre a água contaminada por esgotos sanitários consumida pela população de Londres e a incidência de cólera (PROSAB, 2009). O tratamento sistemático de águas residuárias se deu entre o final de século XIX e o início do século XX após a descoberta da Teoria dos Germes de Koch e Pasteur na última metade do século XIX (Metcalf & Eddy, 1991).

Após aproximadamente quatro milênios de conhecimentos sobre saneamento e 150 anos de pesquisas científicas na área, em 2015, 4,5 bilhões de pessoas ainda não possuíam acesso a coleta e tratamento de esgoto, de acordo com dados coletados pela Organização Mundial da Saúde (WHO, 2017b). Ou seja, 61% da população mundial não tinha acesso a sistema seguro de esgotamento sanitário e uma parcela ainda maior, 73% não dispõe de tratamento de esgoto. Apesar de avanços significativos nos últimos anos, o Brasil apresenta índices ainda inferiores em regiões como Norte e Nordeste. Esta última região apresentou índice de coleta de esgoto de 26,8%, e apenas 34,7% do esgoto gerado sofreu alguma forma de tratamento (SNIS, 2018). Tendo, portanto, o Nordeste, índice de coleta e tratamento de esgoto inferior ao índice da população mundial atendida por serviço de esgotamento sanitário seguro.

A Figura 1 mostra que o índice de tratamento de esgoto gerado, na região Nordeste, não apresentou variações expressivas de 2009 a 2016.

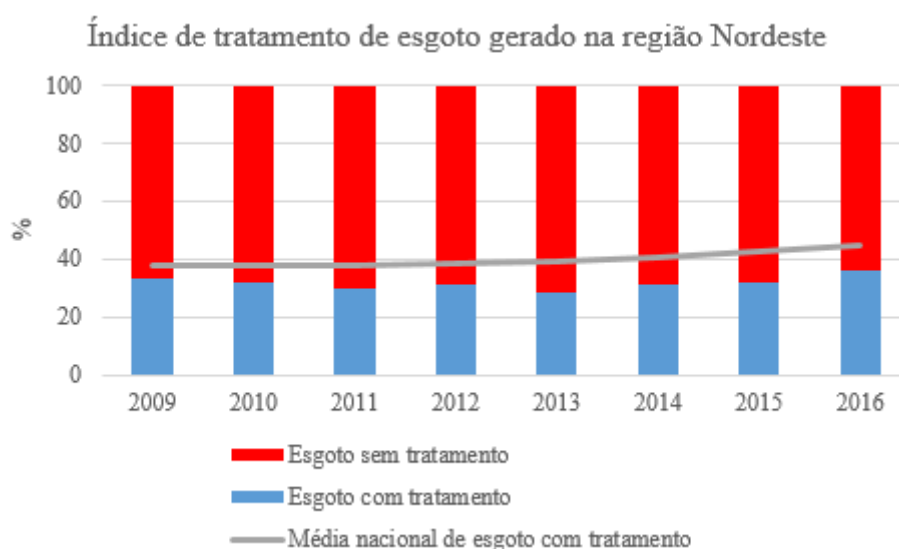


Figura 1 - Índice de tratamento de esgoto gerado na região Nordeste. (Fonte de dados: SNIS)

A falta de saneamento básico causa perdas econômicas estimadas em US\$ 260 bilhões anualmente. Estima-se que para cada US\$ 1,00 investido em saneamento, economiza-se US\$ 5,50 em despesas com saúde, com o aumento da produtividade e redução de mortes prematuras (WHO, 2012).

Estima-se que 1,7 bilhões de casos de diarreia ocorram por ano em crianças, sendo diarreia a maior causa de desnutrição de crianças menores de 5 anos (WHO, 2017a). Além de crianças a falta de saneamento afeta mulheres, a maior parte negras e jovens. No Brasil, o acesso dessas mulheres ao saneamento traria acréscimo médio de R\$ 321,03 na renda anual, representando um ganho para a economia de R\$ 12 bilhões por ano (BRK Ambiental, 2018).

Em 2010, a Organização das Nações Unidas (ONU) reconheceu o acesso à água potável e o esgotamento sanitário como um direito humano. Para combater a pobreza e garantir a proteção do planeta foi lançada pela ONU, em 2015, a Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável conhecida como *Sustainable Development Goals* (SDG) com 17 objetivos. Dentre eles, o objetivo 6: “Assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todos”.

No Brasil, a Constituição de 1988 já reconhecia o acesso ao saneamento básico como um direito de todos os cidadãos. No avanço da discussão, surgiu a Política Nacional de Saneamento Básico, Lei Federal nº de 11.445 de 5 de janeiro de 2007 que reforçou a necessidade de universalização do acesso aos serviços públicos de saneamento básico, sendo

estes: abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo dos resíduos sólidos, e drenagem e manejo de águas pluviais.

O Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB) foi lançado pelo governo federal através da Portaria Interministerial nº 517 de 2013. O documento apresenta um panorama do saneamento básico no Brasil, composto pelos estudos dos déficits, dos programas e ações federais, dos investimentos realizados pelo governo federal e pela avaliação político-institucional do setor. O PLANSAB estabelece diretrizes, metas e ações para o esgotamento sanitário do Brasil até 2033 que aproximem o País do cenário de universalização. Entretanto, de acordo com Carneiro e Athayde Jr. (2016) o investimento per capita em esgotamento sanitário no Brasil, está aquém ao necessário para o cumprimento das metas até 2033. Estima-se que este investimento per capita seja 58 vezes inferior.

1.1 Sistemas de esgotamento sanitário

A NBR 7.229 (ABNT, 1993) define esgoto sanitário como água residuárias composta de esgoto doméstico, despejo industrial compatível com o tratamento conjunto com esgoto doméstico e água de infiltração. A norma também define sistema de esgotamento sanitário como sendo um conjunto de instalações que reúne coleta, tratamento e disposição de águas residuárias.

O esgoto doméstico é proveniente de residências, estabelecimentos comerciais, instituições ou quaisquer edificações que dispõem de banheiros, cozinhas e lavanderias. Na composição essencial do efluente tem-se: água de banho, excretas, papel higiênico, restos de comida, sabão, detergentes e águas de lavagem.

Sistemas de tratamento de esgoto podem ser compostos por até três níveis de tratamento: primário, secundário e terciário. No tratamento primário são removidos sólidos sedimentáveis e em suspensão. No secundário ocorre a remoção de matéria orgânica biodegradável, sólidos suspensos e patógenos. No nível terciário ocorre a remoção de nutrientes, compostos não biodegradáveis, poluentes específicos e metais pesados.

Do ponto de vista técnico, diversas opções de tratamento de esgoto estão disponíveis. De sistemas mais sofisticados a sistemas mais simples, com diferentes características de operação, manutenção e eficiência de tratamento. A escolha do sistema adequado depende de fatores como: características do corpo d'água para despejo do efluente, clima, topografia,

preços do terreno, investimento inicial, custos de manutenção, dentre outros (NUVOLARI, 2003).

Na concepção dos sistemas de esgotamento sanitário podem ser adotadas soluções individuais ou coletivas (ou centralizadas e descentralizadas), dependendo de alguns elementos como: dificuldade de acesso à rede coletora ou situações que possam encarecer a obra como a instalação de estações elevatórias e escavações muito profundas.

As soluções coletivas, ou centralizadas, coletam esgoto de uma área e enviam a uma planta única de tratamento. Esse tipo de gestão predomina no Brasil e no mundo há mais de 100 anos (Cruz, 2013). Entretanto, sistemas coletivos dependem da água como meio de transporte e são planejados para 30 a 50 anos, necessitando assim alto custo inicial de instalação (tubulações, escavações, bombas) e maior consumo de energia. A situação ainda se agrava em cidades planas ou costeiras, devido à necessidade de mais estações de bombeamento para transporte do efluente (ANH *et al.*, 2002).

2.2 Sistemas Individuais de Tratamento de Esgoto Sanitário

Nos últimos anos, tem-se promovido melhorias nas condições sanitárias da população, como no tratamento de águas residuárias. Mesmo assim, a implementação de sistemas de tratamento adequado ainda é um desafio para todos (MOLINOS-SENANTE *et al.*, 2015).

Para suprir o déficit de instalações sanitárias adequadas, os sistemas individuais ou descentralizados surgem como opção economicamente viável na gestão sustentável de esgoto.

Os sistemas individuais para o tratamento de águas residuárias podem ser classificados como hídricos e não hídricos de acordo com Fagundes e Scherer (2009). Os sistemas não hídricos são conhecidos como banheiros secos (termofílicos). Nos sistemas hídricos são encontrados: fossas sépticas, filtros aeróbios, filtros anaeróbios, valas de infiltração e reator em batelada sequencial. Cada tecnologia pode apresentar diferentes conformações e podem também ser utilizados em série. Os sistemas individuais também podem ser classificados em tradicionais e alternativos.

2.2.1 Sistemas individuais tradicionais

2.2.1.1 Tanque séptico, filtro anaeróbio, filtro de areia

O tanque séptico tem por finalidade principal reter os sólidos inorgânicos e orgânicos por sedimentação. É utilizado por comunidades que geram vazões relativamente pequenas e desprovidas de rede pública de esgotamento sanitário. É um sistema de nível de tratamento secundário onde os sólidos são retidos por um tempo determinado em projeto. A primeira aplicação do tanque séptico no Brasil foi em 1892 no município de Campinas – SP, para tratamento de esgotos urbanos (ÁVILA, 2005). Segundo Azevedo Neto *et al.* (1999) a eficiência do sistema varia entre 40% e 70% na remoção de DQO e DBO, e entre 50% e 80% na remoção de SST.

O tanque séptico também conhecido como fossa séptica apresenta uma grande capacidade de retenção de sólidos e redução de carga orgânica dissolvida quando projetada em conjunto com um tratamento complementar. A NBR 7229/1993 fixa condições de projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos (ABNT, 1993). Os mecanismos que atuam nesse tipo de sistema são: decantação, sedimentação, flotação e digestão. O dimensionamento baseia-se no número de pessoas ou unidades de contribuição, contribuição diária de efluente, período de detenção, taxa de acumulação de lodo digerido e contribuição de lodo fresco. A Figura 2 apresenta o perfil geral de um tanque séptico.

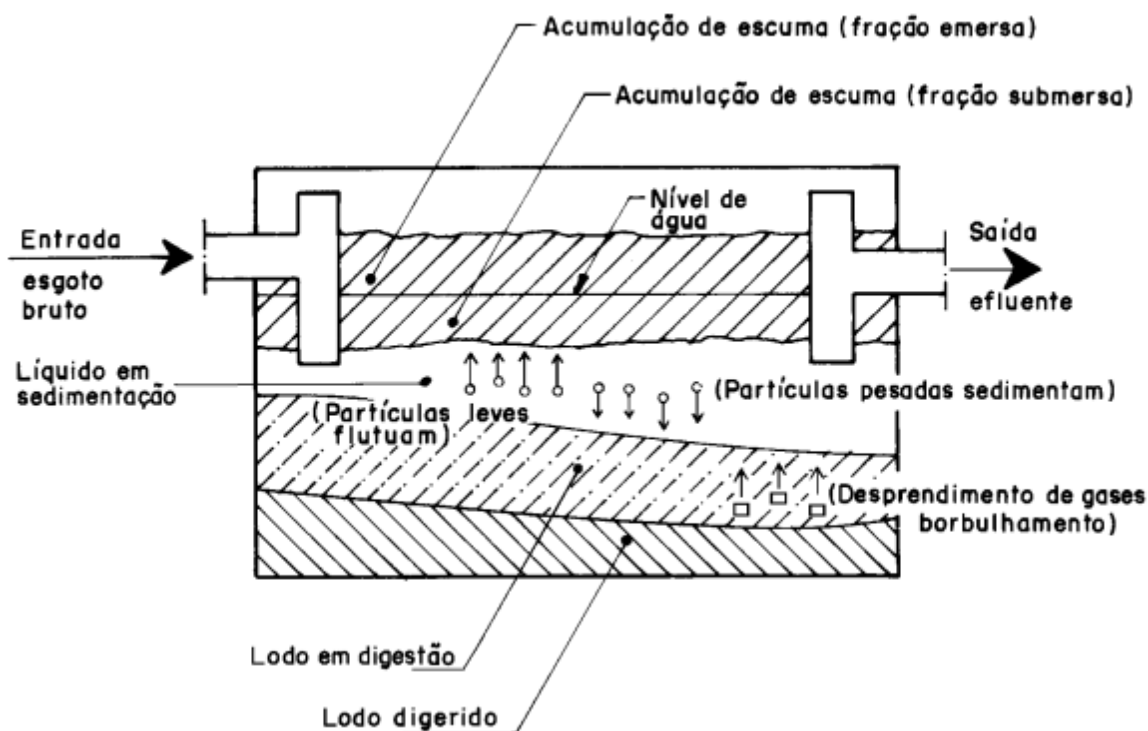


Figura 2 - Funcionamento geral de um tanque séptico (ABNT, 1993)

Como complemento à NBR 7229:1993, foi lançada a NBR 13969/1997 apresentando procedimentos técnicos para a construção e operação de unidades de tratamento complementares aos tanques sépticos (ABNT, 1997). No Brasil, o reator mais usado com essa finalidade é o filtro anaeróbio, que são unidades de tratamento responsáveis pela remoção da matéria orgânica particulada ou dissolvida em ambiente livre de oxigênio (ÁVILA, 2005). A digestão anaeróbia é promovida por microrganismos que decompõem compostos orgânicos complexos em moléculas mais simples como metano e gás carbônico.

A NBR 13969/1997 apresenta como eficiência obtida pelo sistema fossa séptica em conjunto com filtro anaeróbio (FS + FA) em função da temperatura: DBO entre 40% e 75%, DQO de 40% a 70% e SS de 60 a 90%. Porém pesquisas em diversos sistemas no Brasil apresentaram variação de DBO e DQO de 85% e 76%, respectivamente e 92% para SS (Ávila, 2005).

Em um estudo realizado por Von Sperling e Oliveira (2005) com 166 ETEs brasileiras, o sistema fossa séptica + filtro anaeróbio representou 11% das ETEs analisadas. Foi constatado que as concentrações de efluente média de DBO, DQO e SST no sistema foram maiores que as outras modalidades de tratamento como lagoas e UASB. Os autores atribuíram possíveis justificativas a este baixo desempenho: contribuição industrial no

sistema, tipo de amostragem praticado, baixo consumo per capita de água ou ainda a existência de menor coeficiente de retorno.

Visando melhorar a qualidade do efluente produzido pelo sistema fossa-filtro, os filtros intermitentes de areia, ou apenas filtro de areia (FA), são reatores que adicionados ao sistema promovem um tratamento secundário avançado ou terciário do efluente. O filtro de areia é uma tecnologia convencional de tratamento de esgoto, adaptável a pequenas comunidades que pode possibilitar o reuso seguro da água para irrigação (SILVA, 2006).

O sistema fossa-filtro com filtro de área é viável para o tratamento de esgoto doméstico de uma pequena comunidade, não requerendo mão-de-obra especializada na construção e operação (GOMES, 2016).

A operação do filtro de areia deve ser realizada de modo a manter a condição aeróbia no reator, de acordo com a NBR 13969/1997. A norma recomenda que a aplicação do efluente seja feita de forma intermitente, através de um sistema de bombeamento ou dispositivo dosador. O tratamento no FA ocorre em duas etapas: retenção através de mecanismos físicos e depuração através de mecanismos biológicos (SILVA, 2006).

Para um funcionamento adequado do filtro de areia, dois aspectos devem ser atendidos: a) o aspecto hidráulico: em que o efluente possa percolar e ter um tempo de contato suficiente para garantir a remoção de matéria orgânica; b) o aspecto aeração: no qual o oxigênio deve dispersar no reator de forma a atender as necessidades dos microrganismos aeróbios (MÉNORET, 2002)

A NBR 13969/1997 apresenta o filtro de areia com um dos mecanismos de tratamentos que tem remoção de coliformes termotolerantes. Gomes (2016) descreveu remoção de 1 a 2 log no sistema FS + FA + filtro de areia estudado. Nos demais parâmetros a autora relatou eficiência média de remoção no sistema de 80% para DQO e 87% para DBO₅. Santos (2012) descreveu remoção de 75 e 89% de remoção de SS no sistema FS + FA + Filtro de areia.

2.2.2 Sistemas individuais alternativos

Sistemas alternativos, ou simplificados, de tratamento surgem como possibilidade de universalizar o acesso ao esgotamento sanitário no mundo. Características importantes a considerar na escolha desse tipo de sistemas são: baixo custo de implantação e operação; pouca dependência de energia, peças e equipamentos de reposição; simplicidade de operação, manutenção e controle; pouco ou nenhum problema com a disposição do lodo

gerado, flexibilidade em relação a expansões futuras e ao aumento de eficiência, dentre outros (PROSAB, 2001).

Sistemas compactos de lodos ativados, como o reator em batelada sequencial individualizado, surgem também como alternativas a sistemas públicos de esgotamento sanitário, promovendo o tratamento de esgoto de forma eficiente e com possibilidade de variações de carga e vazão de efluente.

Dentre os sistemas alternativos hídricos, os *wetlands* construídos são alternativas viáveis aos sistemas de tratamento convencionais, principalmente nos países em desenvolvimento e locais de clima tropical (SILVEIRA, 2015).

Mashauri *et al.*, (2000) apontam os principais benefícios do uso de *wetlands* construídos:

1. Em países em desenvolvimento com acesso limitado a tecnologias, o tratamento pode ser realizado sem consumo energético;
2. Operação e manutenção são de baixo custo e podem ser realizadas por mão-de-obra local;
3. Pode-se fazer o reuso tanto do efluente quanto do lodo produzidos. O efluente pode ser utilizado para irrigação e o lodo como fertilizante para agricultura;
4. Adaptação a variações de vazão, visto que o desenvolvimento das macrófitas e o crescimento bacteriano variam com a temperatura;
5. As macrófitas podem servir de insumo para produção de biogás, matéria-prima para artesanato e compostos orgânicos, dentre outros;
6. Tem potencial para recarga de aquíferos, através da reposição de água limpa no ecossistema.

3.1 Sistemas de *Wetlands* Construídos

Wetlands construídos (WC) são sistemas para tratamento de águas residuárias e podem ser encontrados com diferentes termos como: sistemas alagados construídos, terras úmidas construídas, solos encharcados, leitos cultivados, etc (MENDONÇA, 2011). São sistemas projetados para utilizar os processos naturais que ocorrem em áreas alagadas através da interação entre vegetação aquática, solo e microrganismos (VYMAZAL, 2010). Os mecanismos envolvidos no tratamento são: filtração, degradação macrobiana da matéria orgânica, absorção de nutrientes pelos rizomas das macrófitas e pelos microrganismos, adsorção no solo, dentre outros (MENDONÇA, 2011). WC podem ser utilizadas para tratamento de esgotos domésticos, dentre outros despejos (Metcalf & Eddy, 1991).

WC podem ser classificados de acordo com o tipo de fluxo hidráulico e com as características da macrófita predominante (VYZAMAL, 2010). O autor apresenta a classificação, de acordo com o regime hidráulico: *wetlands* construídos de fluxo superficial, subsuperficial horizontal e subsuperficial vertical. Sendo este último conhecido como sistema francês de *wetlands* construídos (PAING *et al.*, 2015). Como características da macrófita têm-se as formas de crescimento emergente, submergente, flutuante ou com folhas flutuantes. Também são encontrados sistemas híbridos em que diferentes tipos de sistemas são combinados para utilizar vantagens específicas de cada WC. A Figura 3 apresenta a classificação e configuração das WC para tratamento de efluentes.

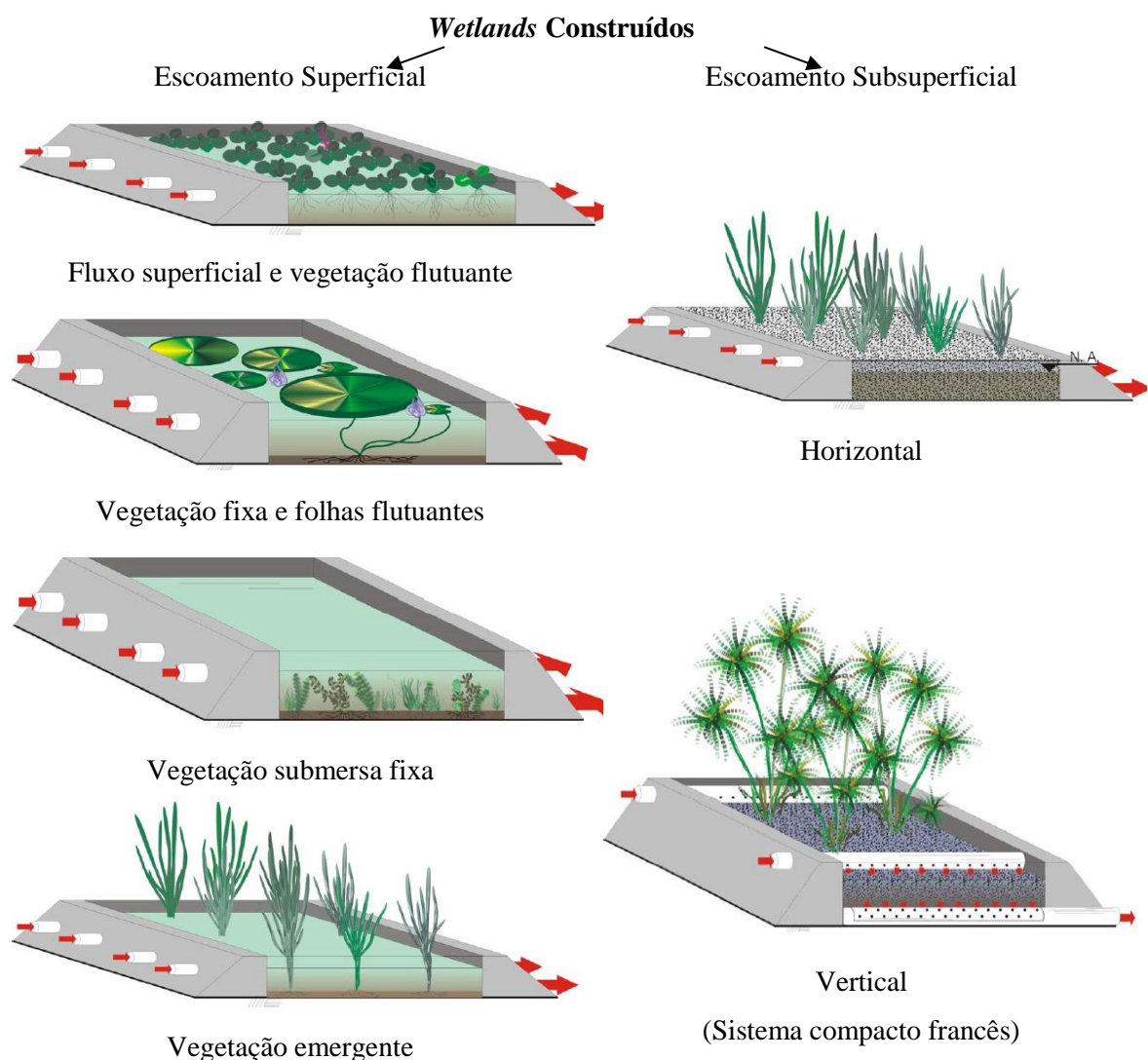


Figura 3 - Classificação e configuração de Wetlands Construídos (adaptado de ZANELLA, 2008)

WC são formados por uma camada impermeabilizante para que o efluente não contamine o solo, material suporte, vegetação e tubulação hidráulica. Os componentes do

material suporte de uma WC são escolhidos com base nos custos do material, na necessidade de tratamento, na configuração de fluxo e na vegetação aplicada (HAMMER, 1989 *apud* ZANELLA, 2008). As primeiras experiências com *wetlands* utilizavam o solo do local como próprio meio suporte, entretanto para melhorar a permeabilidade do sistema e consequentemente a eficiência de tratamento, passou-se a utilizar meios-suporte mais porosos (adaptado de ZANELLA, 2008). Brita com diversas variações de tamanho e areia são os meios suporte mais aplicados. Porém outros materiais são encontrados em WC: argila expandida (PAING *et al.* 2015), cascalho (MACHADO *et al.*, 2017) e ainda materiais alternativos como escória de aço, caco de telha (VICZNEVKI, 2003) e bambu (ZANELLA, 2001). No Brasil, existem poucos estudos que avaliem o desempenho do material suporte (MACHADO *et al.*, 2017).

A vegetação, além do caráter estético, é o elemento que potencializará a remoção de nutrientes do esgoto. A escolha deve levar em consideração que a espécie tolere áreas saturadas ou submersas, o fluxo constante de poluentes com variações de tipo e concentração, e também que seja nativa da região (ZANELLA, 2001). As plantas cultivadas em sistemas de WC recebem diversas denominações, sendo o termo macrófitas o mais utilizado (POCAS, 2015). Brix (1997) atribuiu às macrófitas as seguintes ações: estabilização da superfície filtrante, promoção de boas condições para a filtração, aeração da rizosfera, promoção de área disponível para aderência de microrganismos nas raízes, remoção de nutrientes e embelezamento paisagístico.

As macrófitas mais utilizadas em WC são: *Phragmites australis* (caniço), *Typha spp.* (taboa), e *Juncus spp.* (junco) (POCAS, 2015). SOUSA *et al.* (2000) obtiveram resultados satisfatório na remoção de nitrogênio e fósforo em *wetland* construído com *Juncus spp.* Machado *et al.* (2017) apresenta que em sistemas estudados no Brasil, o gênero mais utilizado foi o *Cynodon spp* (tifton 85), seguido do *Typha spp.*

Dentre as diversas configurações de WC, o sistema de fluxo subsuperficial vertical (WCFSV), ou sistema francês, foi originalmente utilizado para introduzir oxigênio em efluentes de tanque séptico, mas seu mecanismo não foi tão popular como os sistemas de fluxo horizontal provavelmente devido a maior necessidade de manutenção causada pelo bombeamento intermitente de águas residuárias no sistema (VYZAMAL, 2010). Entretanto, a configuração do sistema francês apresenta potencial interesse para países em desenvolvimento devido ao tratamento simultâneo do efluente e de lodo, sem requerer tratamento primário (SILVEIRA, 2015).

O mecanismo de funcionamento do WCFSV se dá através da introdução do efluente por bateladas de forma que o percolado percorra verticalmente o meio filtrante e não se acumule na superfície (VYZAMAL, 2010). Com isto a difusão de oxigênio é maior que nos outros tipos de WC, obtendo condições favoráveis a nitrificação (VYZAMAL, 2010). Por outro lado, não ocorre processo de desnitrificação, que é característico do sistema de fluxo horizontal (MACHADO *et al.*, 2017). O sistema de fluxo vertical se assemelha a um filtro de vazão vertical, preenchido com material filtrante, operado em batelada e com nível de água abaixo da altura da camada filtrante (LIMA, 2011).

WCFSV são bastante efetivos na remoção de sólidos orgânicos suspensos. Vyzamal (2010) apresentou eficiência de remoção de DBO₅ de 90% e SST de 89%. Na França, obteve-se, eficiência de remoção de DQO de 86%, DBO₅ 80% e SST 85% (PAING *et al.*, 2015). Já no Brasil, Machado *et al.*, (2017) encontraram eficiência de remoção média de 67,6% de DBO₅ e 61% de DQO para 16 WCFSV.

Os WCFSV podem ser compostos por diferentes estágios que operem intercalados em rotação (VYZAMAL, 2010), formando os estágios do processo de tratamento no sistema. O sistema francês convencionalmente utiliza dois estágios de tratamento, o primeiro dividido em três filtros e o segundo em dois filtros (MOLLE *et al.*, 2005). Os mesmos autores descrevem que no primeiro estágio os filtros recebem carga orgânica por um período de 3 a 4 dias na fase de alimentação, e, posteriormente, descansam durante o dobro do tempo.

Para otimizar o uso de espaço, foi desenvolvido na França um sistema de único estágio, conhecido como sistema compacto (SILVEIRA, 2015). O dimensionamento de um sistema WCFSV pode ser dado pela carga orgânica aplicada, pela carga hidráulica ou a partir da taxa *per capita* de área. Paing *et al.* (2015) apresenta o *layout* do sistema francês clássico e compacto (Figura 4), assim como as dimensões características como a taxa *per capita* de área e dimensões das camadas de material filtrante (Quadro 1).

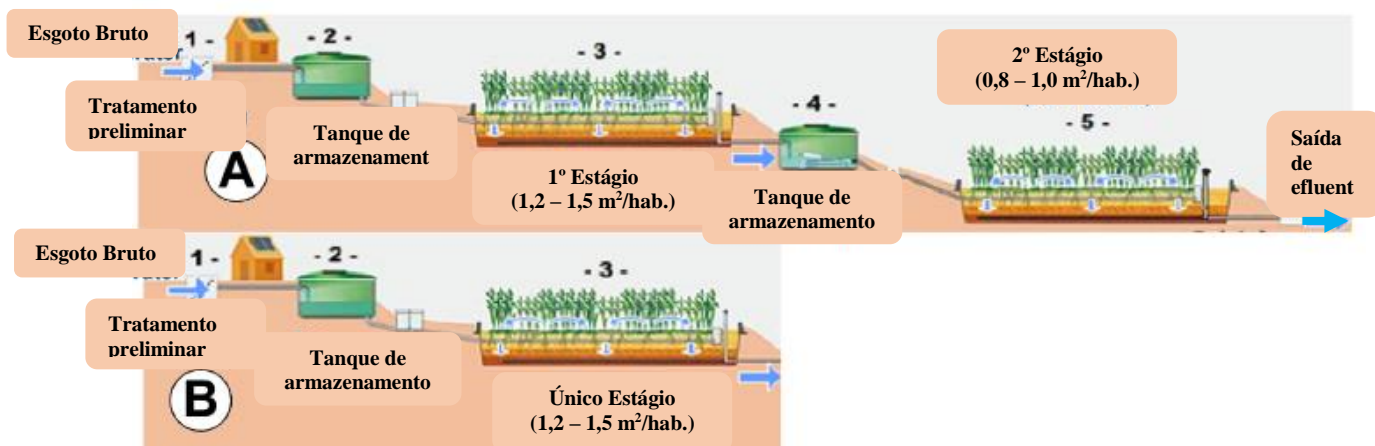


Figura 4 - *Layout* do sistema francês clássico (A) e do sistema francês compacto (B) de *wetland* construído (adaptado de Paing *et al.*, 2015)

No layout apresentado na Figura 4, o tanque de armazenamento é utilizado para que as descargas no sistema sejam aplicadas em bateladas, garantindo condições aeróbias. Porém, quando instalado em unidades habitacionais, a instalação do tanque de armazenamento é opcional visto que a produção de águas residuárias numa residência ocorre de forma intermitente.

Quadro 1 - Características do sistema francês clássico e compacto de *Wetland* Construído (adaptado de Paing *et al.*, 2015)

Taxa <i>per capita</i>	Sistema Francês Clássico		Sistema Francês Compacto
	1º estágio 1,2-1,5 m²/hab.	2º estágio 0,8-1 m²/hab.	Estágio único (compacto) 1,2-1,5 m²/hab.
Material filtrante	40-50 cm cascalho (2/8mm) 15-20 cascalho 10/20 mm 20 cm cascalho 20/40 mm	40 cm areia 0/4 mm 15-20 cm cascalho 4/10 ou 4/20mm 20 cm cascalho 10/20 ou 20/40 mm	30 cm argila expandida 2/4 mm 20 cm cascalho 4/10 mm 20 cm argila expandida 0,5/4 mm 10 cm cascalho 4/10 mm 20 m cascalho 10/20 mm

2.2.2.1 Sistema de Reator Aerado em Bateladas Sequenciais (RABS)

A técnica de operar reatores em batelada se difundia na década de 80 com a aplicação da técnica para diversos tipos de efluentes (COSTA, 2005). A necessidade de automação que no início era considerada um limitante para o desenvolvimento da técnica, tem se caracterizado com uma grande vantagem para sistemas de tratamento por garantir operação estável e a possibilidade de remoção de nutrientes sem custos elevados e sem a presença do operador (WILDERER *et al.*, 1997). Costa (2005) afirma, entretanto, que o descarte do

efluente de forma pontual, ao fim de cada ciclo, pode ser considerado uma desvantagem por acarretar choque de carga para o corpo receptor.

Os processos de purificação do reator aerado em bateladas sequenciais são idênticos aos processos convencionais de lodos ativados sendo que a massa biológica se mantém no reator durante os ciclos de operação, excluindo a necessidade de decantadores externos (COSTA, 2005). O processo cíclico de operação consiste nas seguintes etapas: enchimento do reator com o efluente, reação de mistura completa, estabilização, decantação e por fim, repouso (KRISHNA MOHAN, 2016). A Figura 5 apresenta os ciclos descritos anteriormente.

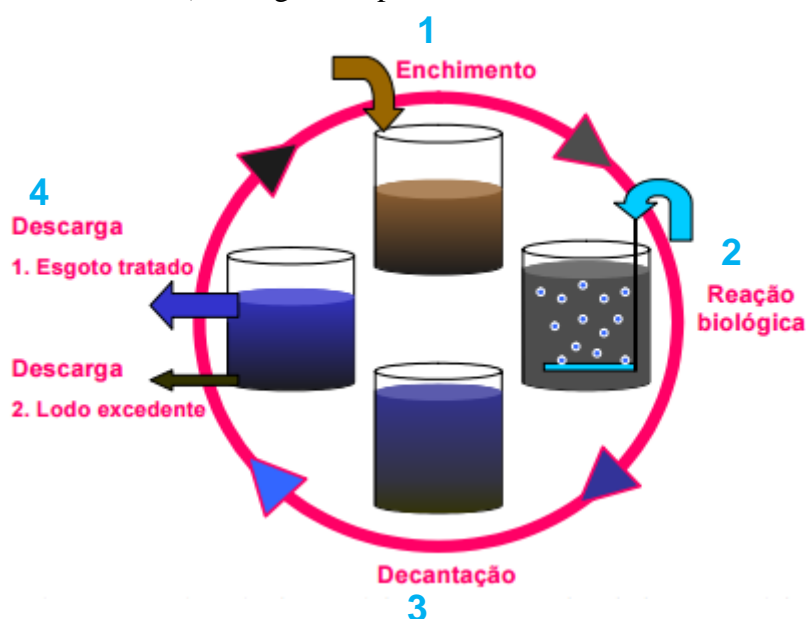


Figura 5 - Princípio de um ciclo no reator em batelada sequencial (adaptado de COSTA, 2005).

Na fase de enchimento o reator recebe o efluente. Quando o enchimento ocorre com aeração, nesta fase é iniciado o processo aeróbio do sistema. A etapa de reação biológica em si, é realizada em mistura completa onde é inserido o oxigênio de forma uniforme no reator. Na decantação ocorre a separação da fase sólido-líquido em que os sólidos são depositados na parte inferior do reator para recompor o lodo, de forma a clarificar o efluente. Na etapa de descarga, a parte clarificada ou tratada é removida do reator para seu destino final. Quando necessário também é feita a retirada do lodo excedente para melhorar a eficiência do sistema.

Mata *et al.* (2015) destacam como característica do RABS a facilidade na mudança de condições operacionais como o tempo de cada processo conduzido no sistema, além de apresentar alto grau de flexibilidade a variações de quantitativas e qualitativas do afluente.

Dessa forma, RABS tem sido utilizado amplamente no tratamento de esgoto sanitário e industrial, apresentando elevado custo-benefício e alta eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes. Henrique *et al.* (2010) obtiveram bons resultados de remoção de fósforo no tratamento de esgoto doméstico para um RABS em escala piloto.

Bakare *et al.* (2017) relataram eficiência de remoção de 80% de DBO_5 para um sistema RABS em escala real operado em ciclos de 9 horas por dia. Cybis (2004) obteve eficiência de remoção de DQO e Nitrogênio amoniacal de 90% e 90%, respectivamente num RABS em escala piloto com ciclos de 8 horas, cada.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Local e caracterização do experimento

Os sistemas individuais alternativos de *wetland* construído de fluxo descendente e reator aerado em bateladas sequenciais (RABS) foram instalados na Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Mangabeira operada pela Companhia Paraibana de Água e Esgotos (CAGEPA), tendo como coordenadas geográficas: latitude 7°11'18.45"S, longitude 34°50'11.37"O e altitude média de 40m. A ETE Mangabeira, localizada no bairro de mesmo nome, na cidade de João Pessoa é composta por um conjunto de três módulos constituídos por duas lagoas anaeróbias e uma facultativa, em série. A Figura 6 apresenta a localização dos sistemas experimentais na ETE Mangabeira em relação ao sistema de lagoas.

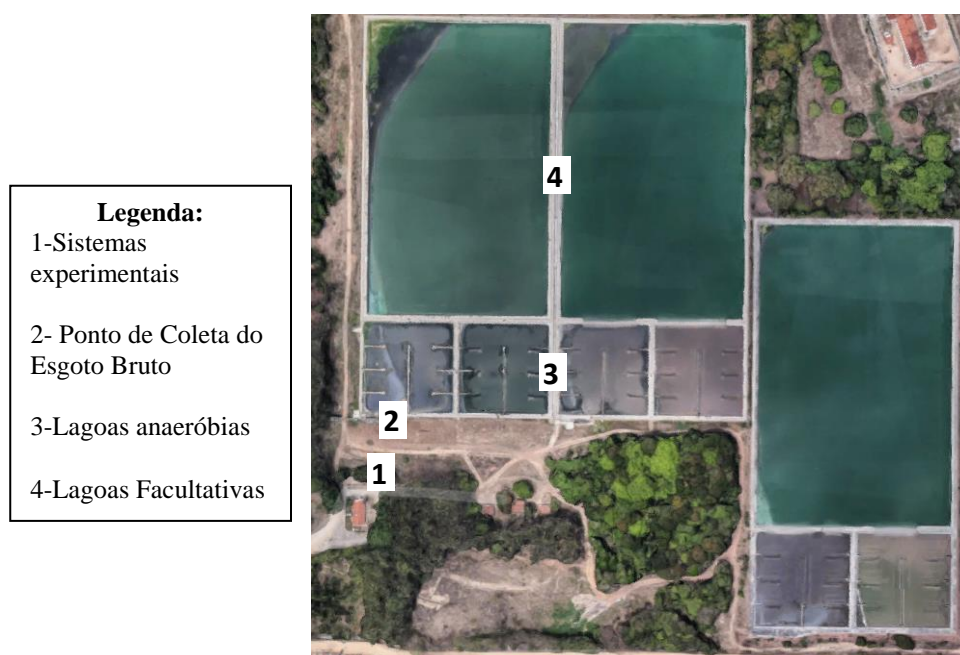


Figura 6 - Localização dos sistemas experimentais - ETE Mangabeira (Fonte: Google®)

O esgoto afluente ao sistema experimental é coletado após o tratamento preliminar por gradeamento, desarenador e medição de vazão por Calha Parshall. O ponto de coleta está localizado na entrada do primeiro módulo do sistema de lagoas da ETE Mangabeira. Nesse ponto, o esgoto é bombeado para distribuição num tanque de 250 litros em polietileno, suspenso por uma estrutura de madeira. A partir do tanque de distribuição o efluente é distribuído por gravidade através de quatro válvulas pneumáticas de saída reguladas por um compressor. Cada válvula está conectada a uma unidade experimental: leito 1 da *wetland*,

leito 2 da *wetland*, leito 3 da *wetland* e o RABS. O controle de abertura das válvulas é realizado pelo *software* LOGO! da Siemens, instalado no painel de controle do sistema (Figura 8). O LOGO! gerencia a descarga do efluente em cada unidade experimental. A Figura 7 ilustra o sistema experimental descrito.

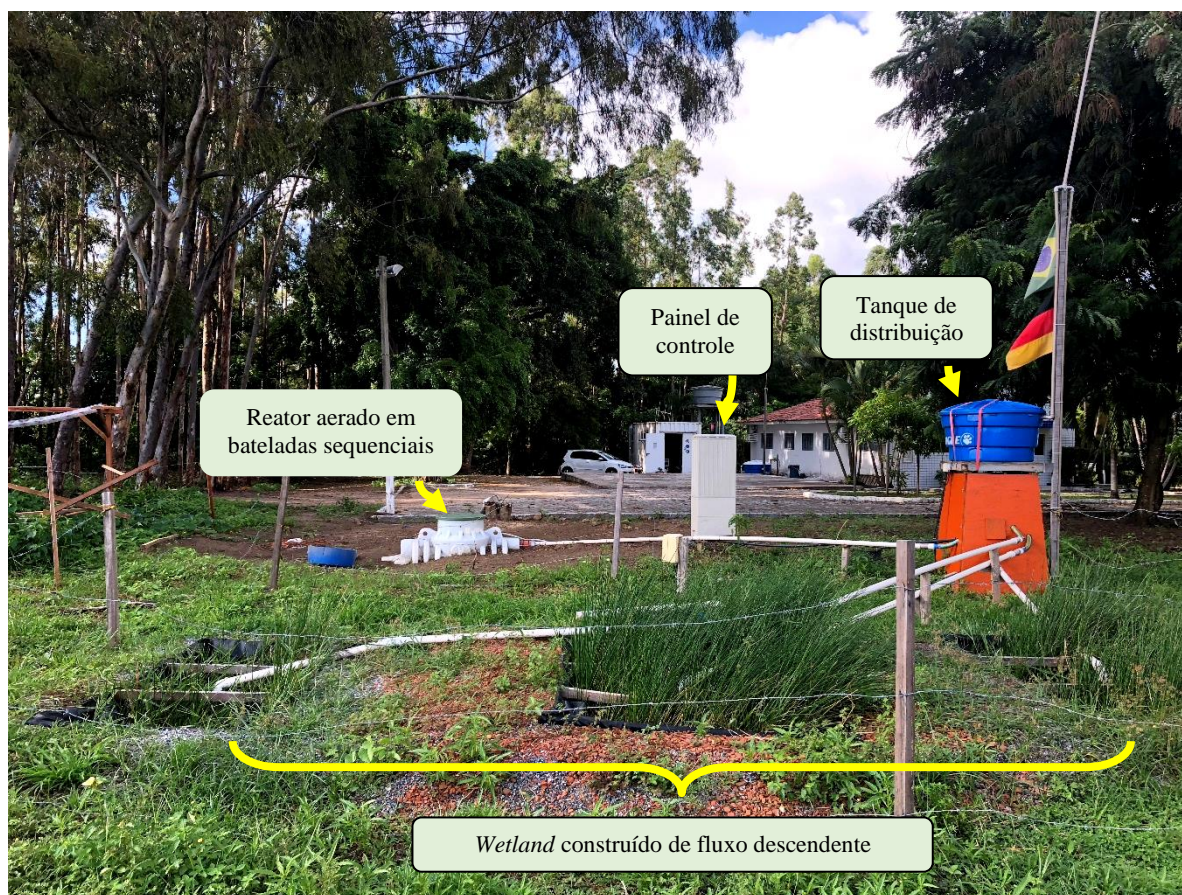


Figura 7–Vista geral do sistema experimental



Figura 8 - Painel de controle do sistema

O *wetland* construído e o reator aerado em bateladas sequenciais foram dimensionados para o tratamento de esgoto sanitário de uma unidade habitacional comum com seis habitantes produzindo, cada, 150 litros de efluente por dia. Como não havia nenhuma unidade habitacional disponível no local, o tanque de distribuição simula uma habitação. A vazão diária total de 900 litros por dia é distribuída em cinco descargas de 180 litros cada. Os horários diários de distribuição de esgoto sanitário definidos para cada sistema de tratamento encontram-se no Quadro 2. Considerou-se que a maior produção de esgoto sanitário de uma habitação comum ocorre durante o dia.

Quadro 2 - Programação de alimentação dos sistemas de tratamento experimentais

Sistema de tratamento	Horário diário de descarga				
<i>Wetland</i> construído	6:00	9:00	12:00	15:00	18:00
RABS	7:00	10:00	13:00	16:00	19:00

Em cada horário apresentado no Quadro 2, a bomba que recalca o esgoto é acionada bombeando efluente para o tanque de distribuição. Quando o volume de efluente no tanque de distribuição atinge 180 litros a bóia automática é acionada e o bombeamento é

interrompido. Após a desativação do bombeamento, a válvula pneumática é aberta até o esvaziamento do tanque de distribuição. O tanque de distribuição não opera como decantador na retenção de sólidos porque o mesmo é esvaziado imediatamente após o enchimento com esgoto bruto.

O acionamento da bomba de esgoto e a abertura da válvula pneumática são controlados pelo Programa LOGO!, no qual foram programados os horários que será iniciado o bombeamento (Quadro 2) e qual válvula pneumática será aberta para abastecer uma das unidades experimentais: leito 1, leito 2, leito 3 e RABS.

Os sistemas experimentais de tratamento alternativo de esgoto sanitário fazem parte do Projeto Bramar (*Brazilian Managed Aquifer Recharge*), convênio firmado entre a FINEP (Financiadora de Estudos e Projetos do Ministério de Ciência e Tecnologia) e o Ministério de Educação e Ciência da Alemanha. Dentre outras atividades, o projeto prevê a promoção do reuso de água e recarga de aquífero no Nordeste brasileiro. O projeto foi subdividido em pacotes de trabalho, sendo um deles desenvolvido em João Pessoa pela Universidade Federal da Paraíba em parceria com a Universidade de Aachen (Alemanha).

Além do *wetland* construído e do RABS, um sistema de ultrafiltração com membranas (não é objeto de estudo deste trabalho) também é operado no mesmo local como parte do Projeto BRAMAR.

3.2 *Wetland* construído de fluxo descendente

O sistema de *wetland* construído escolhido foi o de fluxo vertical descendente conhecido como “sistema compacto francês”. Esse sistema permite o tratamento de esgoto bruto (neste caso, submetido apenas ao tratamento preliminar), sendo dispensável o tratamento primário e a instalação de tanque séptico anterior ao sistema. O sistema compacto francês consiste num único estágio de tratamento e é composto por três leitos paralelos que operam alternadamente. A Figura 9 apresenta o esquema resumido do sistema.

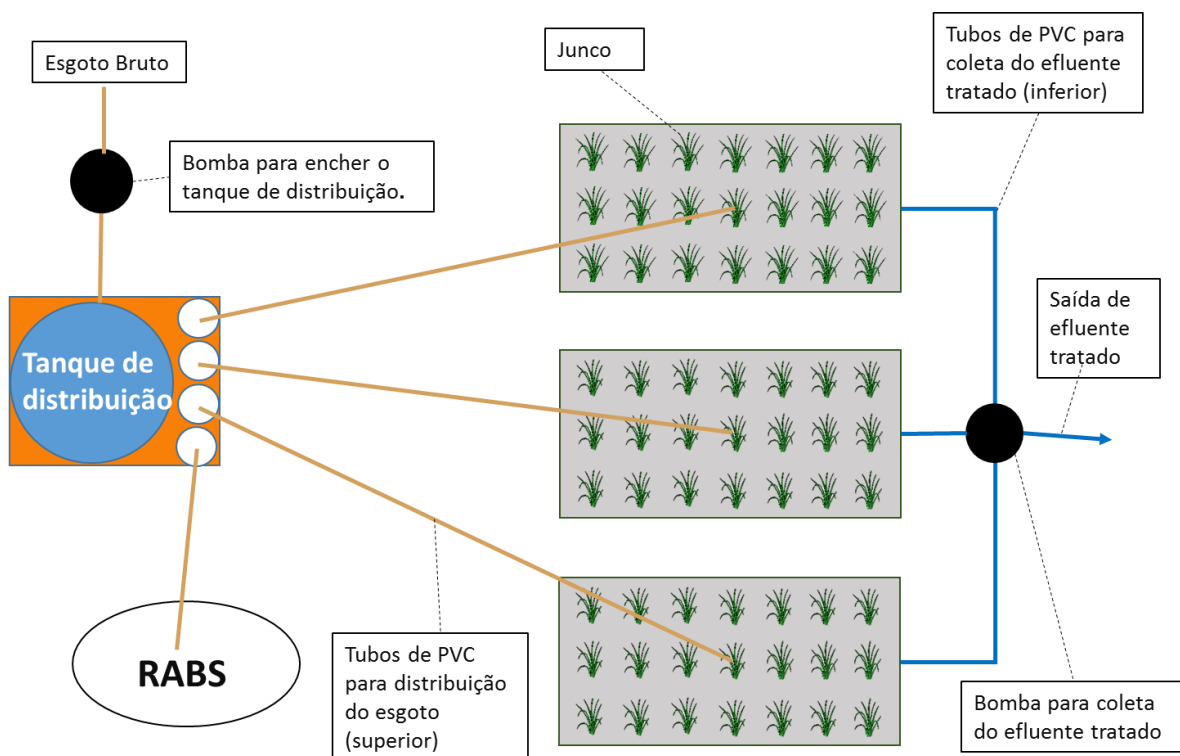


Figura 9 - Esquema do sistema de *wetland* construído

3.2.1 Dimensionamento

O parâmetro de dimensionamento utilizado foi a área superficial *per capita*, recomendada por Paing *et al.* (2015) de 1,2 a 1,5 m². Utilizando este critério, para seis habitantes, a área adequada para o tratamento pode variar de 7,2 a 9,0 m². Foi escolhido estabelecido o valor dentro do intervalo de 7,5 m² de área construída. Como o sistema, por definição, utiliza três leitos paralelos, cada unidade foi dimensionada para uma área superficial de 2,5 m². Por fim, foram definidas as dimensões de 2,5m x 1,0m para cada leito paralelo e a profundidade definida foi de 1,40 m, sendo 1,20 m para o material filtrante e 0,20m para a formação de camada de lodo na parte superior (adaptado de Kohlgrueber, 2016).

3.2.2 Instalação

A instalação do sistema foi subdividida em cinco etapas: escavação, impermeabilização, rede de drenagem de efluente, meio suporte e vegetação.

a) Escavação

A escavação do solo foi realizada por uma retroescavadeira. A profundidade de planejamento foi de 1,40 m, porém durante a escavação percebeu-se a rigidez do solo e foi decidido escavar apenas 1,0 m e criar uma estrutura de madeira acima do nível do solo com 0,40 m para completar a profundidade dos leitos. Recomenda-se deixar uma inclinação no solo de 1% para escoar o efluente para o dispositivo de saída (UM-HABITAT, 2008). Também foi escavado o local para instalação do dispositivo de saída e das tubulações de drenagem, de acordo com a Figura 10.

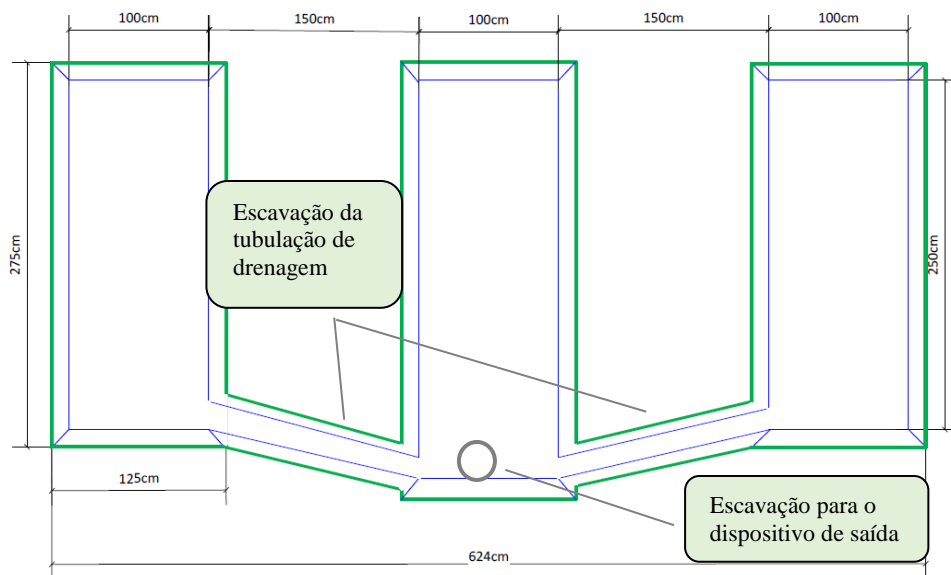


Figura 10 – Vista superior da escavação do terreno para instalação do *wetland* construído (adaptado de Kohlgrueber, 2016)

b) Impermeabilização

A impermeabilização é necessária para evitar o contato do efluente com o lençol freático. Foi utilizada a manta de PVC para impermeabilização de lagos no preenchimento dos três leitos. Foram abertos buracos de passagem na manta para a tubulação de saída do efluente e a conexão entre a manta e a tubulação foi selada com silicone e cola. A fixação se deu através de brita na parte inferior (Figura 11) e na parte superior a manta foi fixada com cola na estrutura de madeira posteriormente instalada.



Figura 11 - Manta de impermeabilização dos leitos (Kohlgrueber, 2016)

c) Rede de drenagem de efluente

A rede de drenagem construída tem como funções a coleta do efluente tratado na parte inferior do *wetland* e a troca de gases entre a atmosfera e os leitos de tratamento. O sistema de drenagem em cada leito consiste em dois anéis paralelos conectados a uma tubulação de saída do efluente e a quatro tubos de ventilação (exaustores), como pode ser observado na Figura 12. O sistema foi projetado para garantir condições aeróbias, características do sistema de *wetlands* construídos de fluxo vertical descendente. Foram utilizados tubos dreno com corrugação em PEAD de 100 mm de diâmetro. Na conexão entre eles não se utilizou selagem porque o sistema deve ser o mais permeável possível.

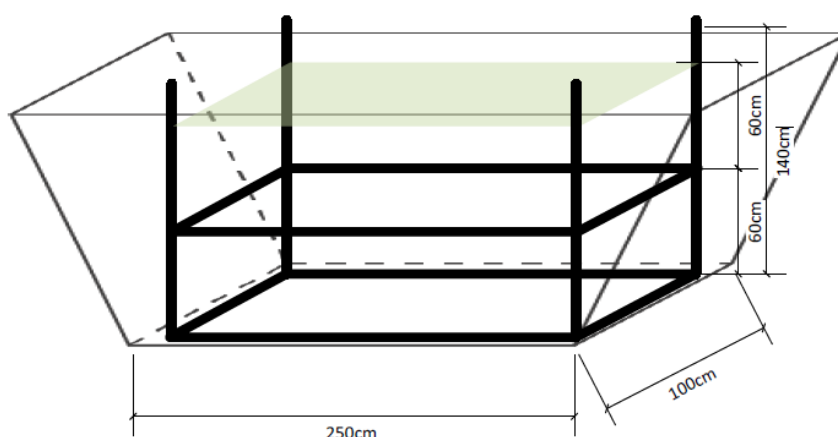


Figura 12 - Rede de drenagem de cada leito da *wetland* (Kohlgrueber, 2016)

Para coleta do efluente captado na parte inferior dos leitos foi instalado um poço central. Na saída de cada leito foram conectados tubos de PVC que transportam o efluente até o poço central, como apresenta a Figura 13. As conexões foram seladas com silicone. Para reduzir o custo de instalação foram utilizados tonéis de 120 litros de plástico, sendo necessário dois tonéis para atender à profundidade do poço de 1,60 m (inferior à profundidade dos leitos). Foi instalada uma bomba de sucção no poço para drenar o efluente até o local de descarte.

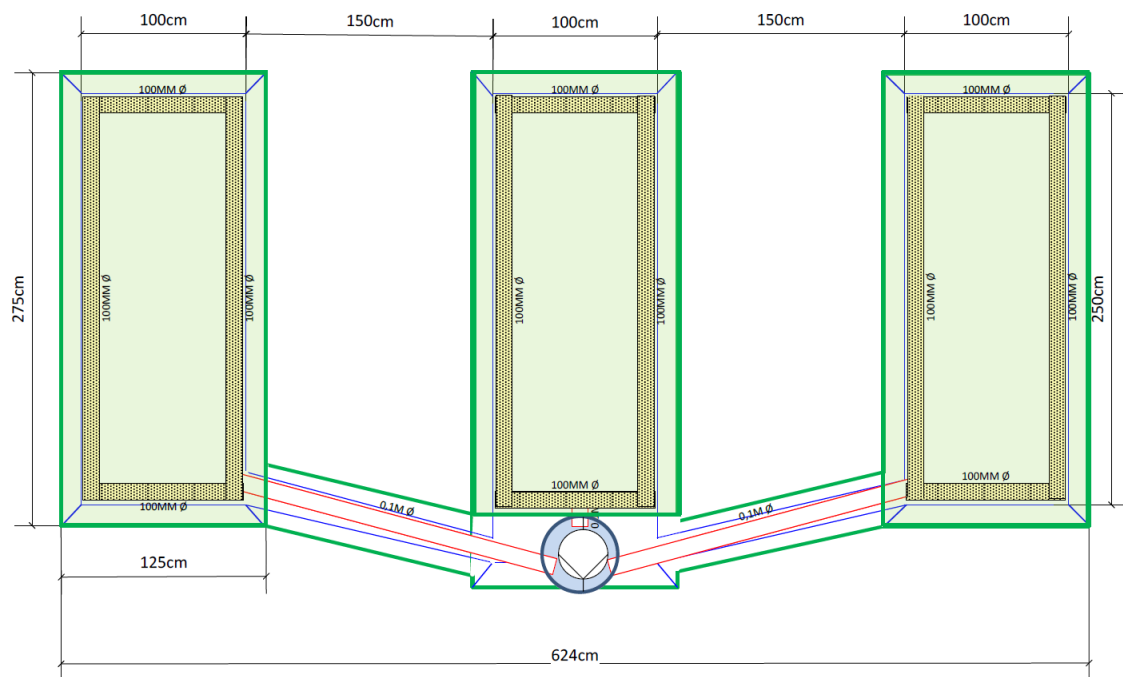


Figura 13 - Vista superior da rede de drenagem da *wetland* com poço central de coleta (Kohlgrueber, 2016)

d) Meio suporte

O meio suporte é o local de formação do biofilme onde ocorrerá a decomposição microbiana e deve ser composto por material poroso que permita o crescimento do biofilme. Materiais suportes alternativos foram utilizados no intuito de tornar o sistema mais sustentável através da redução de custos e da reutilização de resíduos de construção civil (RCC). Em cada leito foi aplicado um material suporte distinto: pelotas fragmentadas de argila expandida como material convencional no leito 1, material cerâmico de RCC no leito 2 e material concretício de RCC no leito 3 (Figura 14). O material foi triturado na Usina de Beneficiamento da Prefeitura de João Pessoa (USIBEN).



Figura 14 - Materiais suportes triturados: pelotas fragmentadas de argila expandida (esq.), material cerâmico de RCC (centro) e material concretício de RCC (dir.) (adaptado de Brito, 2017).

No preenchimento dos leitos também foi utilizada a brita #1 e o cascalho para drenagem do efluente. O preenchimento da parte inferior até a parte superior dos leitos se deu alternando camadas de cascalho e de material suporte, a partir da primeira camada de brita utilizada para fixação da manta e do sistema de drenagem como mostra a Figura 15.

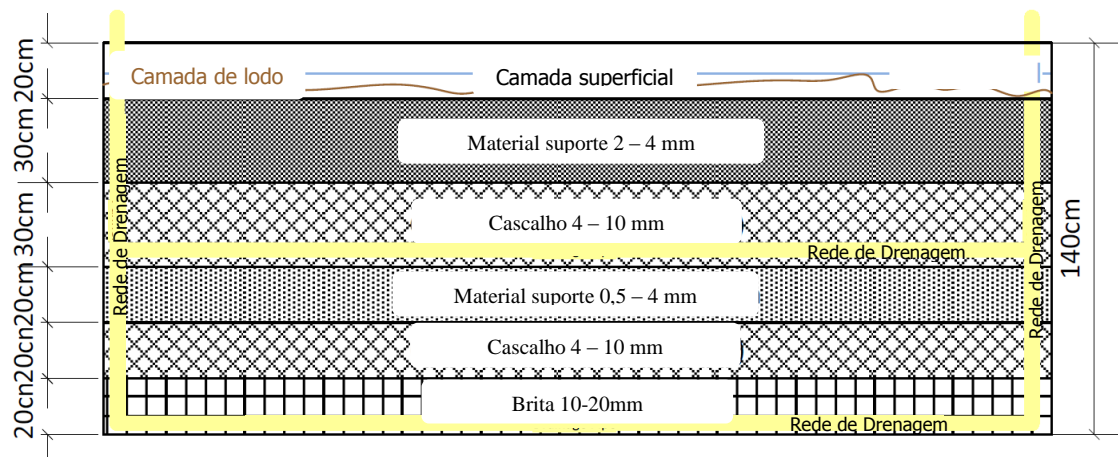


Figura 15 - Corte transversal do leito da *wetland* (adaptado de Kohlgrueber, 2016)

Após o preenchimento dos leitos da *wetland* o solo foi nivelado até a altura do sistema de *wetland* para melhorar a aparência estética. Pode ser visto na Figura 16 os leitos preenchidos sem nivelamento do solo e após o nivelamento do solo.



Figura 16 - Leitos do *wetland* preenchidos antes (acima) e depois (abaixo) do nivelamento do solo.

e) Macrófita

Na escolha da macrófita para cultivo foram observados os seguintes critérios: rápido desenvolvimento de biomassa, adaptação a locais úmidos, referência de utilização em estudos anteriores (Machado *et al*, 2017) e disponibilidade na região. Foi escolhido o Junco, nome dado a um grupo de plantas da família *Juncaceae* (Figura 17). A vegetação foi plantada por propágulos vegetativos (rizoma + caule) com densidade de plantio de oito propágulos por metro quadrado.



Figura 17 – Junco como encontrado na natureza (Herrera, 2016).

3.2.3 Descrição da operação

O sistema compacto francês de *wetland* construído tem como característica a operação de modo alternado, em que cada leito recebe efluente por 7 dias e repousa por 14 dias. Como as condições climáticas do Nordeste brasileiro são diferentes da França, onde se originou este sistema, o período de 14 dias sem alimentação poderia interferir no desenvolvimento da vegetação e do biofilme, reduzindo a eficiência do sistema. Portanto, foi estudado também o período de alimentação de 3,5 dias e repouso por 7 dias.

No período de alimentação, o leito recebe uma carga de $0,072 \text{ m}^3/\text{m}^2$ (180 L) de efluente, cinco vezes ao dia, a cada 3h, correspondendo a uma carga hidráulica diária de 0,36 m/d.

A operação do *wetland* construído foi iniciada em 29/04/2017 com o ciclo de alimentação/repouso de 7/14 dias. Após 3 meses aproximadamente, em 07/08/2017 foi iniciado o ciclo de 3,5/7 dias com previsão de durar também 3 meses, porém devido a problemas no compressor das válvulas pneumáticas e na bomba de captação de esgoto a operação ficou interrompida durante 3 semanas não consecutivas. Então a duração do segundo ciclo de alternância durou até 12/12/2017, aproximadamente 3 meses desconsiderando os dias de interrupção.

Como o ciclo de 7/14 dias foi analisado durante o período chuvoso em João Pessoa, foi realizado um novo estudo durante o período seco de 13/12/2017 a 14/03/2018 (3 meses)

a fim de reduzir a interferência do regime de precipitação no desempenho do sistema. A Figura 18 apresenta o gráfico com a duração dos ciclos de operação do sistema.

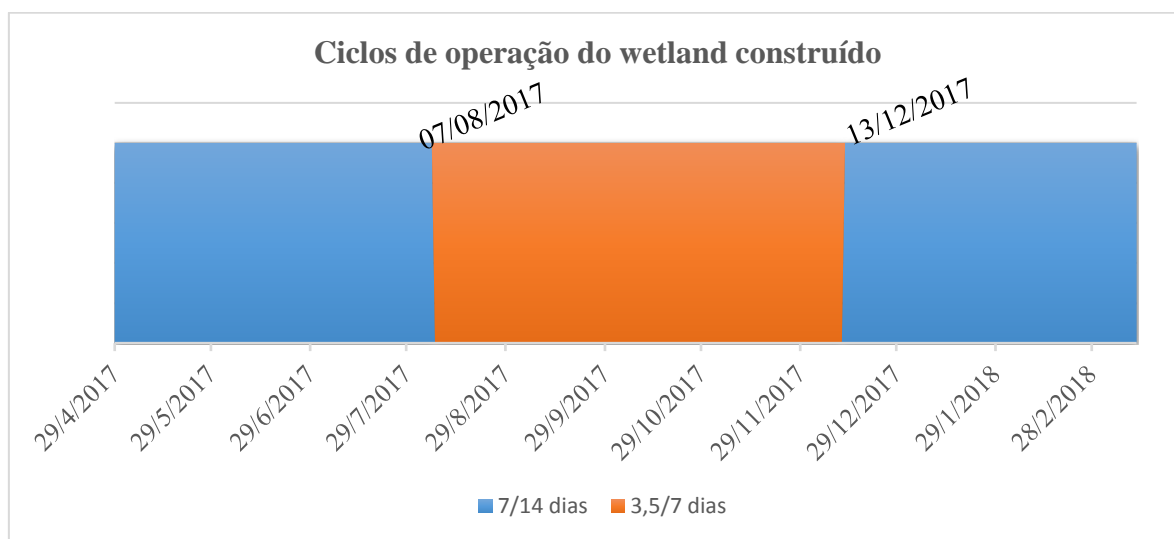


Figura 18 – Ciclo de operação do *wetland* construído com destaque para as datas de mudança de período de alimentação/repouso.

Tabela 1 – Resumo das características do sistema de *wetland* construído

Local	João Pessoa – PB
Período de Operação	Março de 2017 a Março de 2018
Tipo de <i>wetland</i> construído	Fluxo vertical descendente (sistema compacto francês)
Design	Único estágio: 3 leitos
Material suporte	W1 – argila expandida, W2 – RCC cerâmico, W3 – RCC concretício
Tipo de efluente	Esgoto doméstico
Vazão diária	900 litros
Pré-tratamento	Nenhum
Tipo de alimentação	Intermitente em bateladas
Habitantes	6
Área superficial total	7,5 m ²
Área superficial individual	2,5 m ²
Área superficial específico	1,25 m ² / hab.
Dimensões	2,5 m x 1,0 m x 1,4 m
Macrófita	Junco (<i>Juncus</i> sp.)

3.3 Sistema de reator aerado em bateladas sequenciais

O reator aerado em bateladas sequenciais (RABS) ou *Sequencing Batch Reactor* (SBR) utilizado no experimento foi o modelo PUROO® da empresa alemã ATB com duas câmaras do Tipo A (Figura 19). Na primeira câmara ocorre um tratamento preliminar de remoção de sólidos grosseiros por decantação, já na segunda câmara ocorre o processo de lodo ativado com a aeração em batelada do efluente para acelerar a decomposição aeróbia da matéria orgânica.

A instalação do reator foi realizada seguindo as instruções do Manual de Instalação (ATB, 2013b). O Quadro 3 a seguir apresenta as características do reator, identificados na Figura 20.

Quadro 3 - Parâmetros de instalação do reator

Habitantes	Volume	Dimensões de instalação (cm)					Peso
1-6	m ³	I	d	H	E	A	Kg
	4,7	245	175	228	51	73	250



Figura 19 - reator aerado em bateladas sequenciais PUROO®, antes da instalação em subsolo.

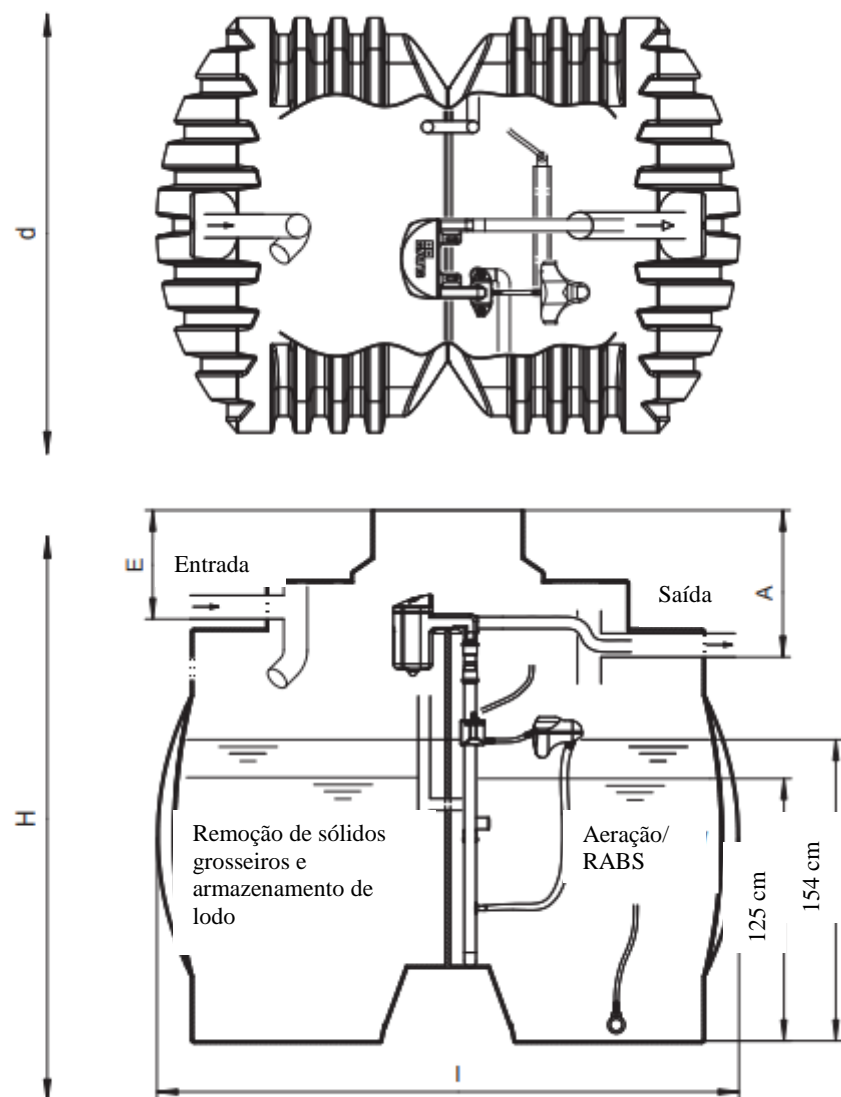


Figura 20 - Vista superior e corte lateral do Reator Aerado em Bateladas Sequenciais (adaptado de ATB, 2018b)

3.3.1 Dimensionamento e Instalação

Como o experimento foi realizado para simular uma residência com seis habitantes foi escolhido o RABS dimensionado pela fabricante para tratamento de esgoto sanitário de um a seis habitantes.

Associado ao reator foi instalado o equipamento *atbControl*® 1 que realiza o controle operacional e monitoramento do sistema (Figura 21). Para acionar o sistema são indicados alguns parâmetros iniciais como número de habitantes a ser atendido, data e hora e idioma. Foi indicado o número de seis habitantes de forma que o sistema seja operado com

os parâmetros pré-programados para esta população. O Quadro 4 apresenta os parâmetros pré-programados para as seis etapas de cada ciclo do RABS.



Figura 21 – Unidade de Controle atbControl®1 (ATB, 2018a)

Quadro 4 - Etapas de cada ciclo do RABS

Etapa 1		Etapa 2	Etapa 3	Etapa 4	Etapa 5	Etapa 6	
Aeração	Pausa	Recirculação de lodo	Fase de sedimentação	Remoção de efluente tratado	Fase de desnitrificação	Aeração intensificada	Pausa
3 min.	6 min.	3 seg.	min	min. (máx.)	min	9 min.	6 min.
Até elevar o nível do reator		5x	60	60	60	4x	4x

3.3.2 Descrição do tratamento e operação

A operação do RABS ocorre através de seis etapas como visto no Quadro 4, para os parâmetros pré-programados durante a instalação. Cada etapa é exibida no monitor dentro do painel de controle do sistema, assim como a posição da boia, o tempo restante de cada etapa e outras informações complementares.

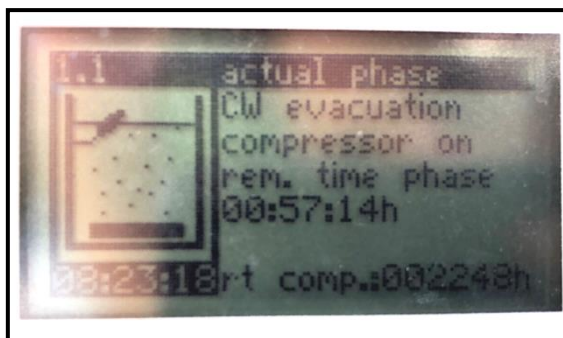


Figura 22 - Monitor do sistema de controle do RABS apresentando o modo de evacuação de efluente tratado.

Na Etapa 1, o reator é operado no modo normal, em que ocorre a aeração do efluente por 3 minutos seguida de repouso por 6 minutos. Essa etapa ocorre até o nível de água atingir um limite pré-estabelecido.

Após o preenchimento do reator, inicia-se a Etapa 2, em que o lodo ativado é recirculado em 5 bateladas de 3 segundos cada, intercaladas por intervalos de 1 minuto.

Na etapa seguinte, o reator inicia a fase de sedimentação do lodo ativado com duração de 60 minutos.

Após a etapa de sedimentação o efluente tratado é removido do reator até atingir um nível mínimo de volume necessário. Na Etapa 4, o período máximo para remoção do efluente é de 60 minutos. Caso não seja esvaziado neste intervalo o reator entrará em modo de emergência para indicar que há alguma inconformidade com o sistema.

A próxima Etapa 5 tem duração de 60 minutos e nela ocorre a desnitrificação do lodo, na ausência de aeração. A Etapa 6, recupera as condições aeróbias do sistema através de intensas bateladas de aeração por 9 minutos seguida por 6 minutos de intervalo. Esse processo se repete durante 60 minutos.

Após a Etapa 6, a Etapa 1 é reiniciada. O ciclo contínuo de seis etapas se repete 3 vezes por dia em condições normais.

Se não ocorrer entrada de efluente no RABS por mais de 48 horas, o sistema entrará em modo econômico, reduzindo o tempo de aeração para que reduza a atividade de decomposição da matéria orgânica, para não faltar nutrientes para os microrganismos. O sistema entra em modo normal novamente quando ocorre a entrada de efluente no reator.



Figura 23 - reator aerado em bateladas sequenciais em operação (RABS).

O início da operação do RABS foi em 18/03/2017 e seu monitoramento durou 12 meses. Durante a operação foi possível verificar o consumo de energia através do dispositivo *atbControl*® que fornece informações instantâneas de consumo de energia, voltagem e corrente elétrica. A ATB Umwelttechnologien GMBH, fabricante do RABS, apresenta em seu manual de operação informações de desempenho no tratamento de DBO de 96,5% e DQO de 93,4%.



Figura 24 - Consumo total de energia do RABS em 08/02/2018 (125, 7 kWh)

O bom funcionamento dos sistemas de tratamento através do *wetland* construído e do RABS, incluindo o sistema de controle e de captação de esgoto, depende do

monitoramento frequente dos elementos dos sistemas. O Quadro 5 apresenta a descrição das principais atividades de monitoramento.

Quadro 5 – Principais atividades de manutenção do sistema de *wetland* construído e do RABS (Kohlgrueber e Knie, 2018; ATB, 2013a)

LOCAL	ATIVIDADE	FREQUÊNCIA
Painel de Controle	Verificar o sistema de controle do RABS e possíveis avisos	Diária
Painel de Controle	Verificar o LOGO! para possíveis inconformidades	Diária
Bomba de captação de esgoto	Verificar bloqueios e fazer limpezas caso necessário	Semanal
Tanque de Distribuição	Verificar bloqueios e fazer limpezas caso necessário	Semanal
Compressor	Remover a água	Semanal
Compressor	Verificar o nível de óleo e o filtro de ar	Mensal
Compressor	Trocar o óleo	Trimestral
Leitos do <i>wetland</i>	Verificar se há inconformidades durante o período de alimentação	Diária
Leitos do <i>wetland</i>	Poda da vegetação	Semestral
Leitos do <i>wetland</i>	Remoção de espécies de plantas invasoras	Semanal
RABS	Abrir a tampa e verificar se a aeração está uniforme, assim como a mistura do lodo ativado	Semanal
RABS	Verificar bloqueios nas tubulações de entrada e saída e na bomba de aeração	Semanal
RABS	Remoção de lodo	Anualmente*

*Não foi realizado descarte de lodo durante a elaboração deste estudo.

3.4 Monitoramento

Para realização desse estudo os sistemas de *wetland* construído e reator aerado em bateladas sequenciais foram monitorados também por análises laboratoriais semanais. As coletas aconteciam pela manhã por volta de 7:30 e duravam aproximadamente 1 hora, sendo

realizadas na quarta-feira ou na quinta-feira. A Figura 25 apresenta os locais de coleta de cada sistema. As amostras eram acondicionadas em garrafas plásticas de 2 litros e armazenadas em caixa térmica até o local de análises onde eram dispostas em geladeiras para análise no mesmo dia.



Figura 25 - Locais de coleta do wetland construído (esq.) e do RABS (dir.).

Para monitoramento foram selecionados os seguintes parâmetros:

- pH, condutividade, temperatura, sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF), sólidos totais voláteis (STV) e Coliformes Termotolerantes: análises realizadas no Laboratório da ETE Mangabeira da CAGEPA;

- DBO₅, DQO e Nitrogênio Amoniacal (N-NH₄⁺): análises realizadas no Laboratório de Tecnologia Química (LTC) do Centro de Tecnologia (CT) da UFPB.

Eventualmente, foram realizadas análises de ST, STF, STV e Coliformes Termotolerantes no dia seguinte à coleta devido à disponibilidade dos laboratórios.

As análises realizadas seguiram as recomendações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, AWWA, WEF, 2005). Os métodos analíticos utilizados estão descritos no Quadro 6.

Quadro 6- Parâmetros analisados e métodos utilizados

PARÂMETRO	UNIDADE	MÉTODO
pH	-	Eletrométrico
Temperatura	°C	Eletrométrico
Sólidos Totais	mg/L	Gravimétrico
Sólidos Totais Fixos	mg/L	Gravimétrico
Sólidos Totais Voláteis	mg/L	Gravimétrico

Coliformes Termotolerantes	UFC/100 mL	Membrana filtrante
DBO ₅	mg O ₂ /L	Respirométrico (Oxitop)
DQO	mg O ₂ /L	Refluxação fechada e colorimétrico
Nitrogênio Amoniacal	mg N-NH ₃ /L	Fotométrico de Nesslerização direta

Ao longo dos 12 meses de monitoramento dos sistemas foram identificadas algumas inconformidades que levaram ao descarte de dados, sendo elas: erros de procedimento de análises, falhas no sistema de bombeamento de esgoto bruto ao tanque de distribuição, falha mecânicas no compressor responsável pelo acionamento das válvulas de distribuição e falha no Programa LOGO! no controle de distribuição do efluentes nos sistemas de tratamento.

3.5 Análise estatística dos dados

Foram utilizados gráficos do tipo *boxplot* para melhor visualização da dispersão dos dados, assim como verificação da existência de possíveis valores discrepantes. Através destes gráficos é possível visualizar a mediana, os quartis 25% e 75% e valores máximo e mínimo dos dados de cada parâmetro analisado nas unidades experimentais.

Os dados obtidos através das análises laboratoriais foram submetidos a tratamento estatístico utilizando a análise de variância pelo método gráfico GT-2 (Sokal e Rohlf, 2012) para comparação simultânea de várias médias, aplicada aos conjuntos de dados de um mesmo parâmetro para cada unidade experimental. A finalidade desta técnica é comparar médias para se verificar a existência de diferenças significativas. Foi escolhido o nível de significância de 5%.

4. RESULTADOS

Foram analisados os parâmetros físico-químicos e coliformes termotolerantes das amostras de esgoto bruto e dos efluentes dos sistemas SBR e *wetland* construído (WC). O Quadro 7 apresenta os valores médios de cada parâmetro e seus respectivos desvios-padrão, assim como as eficiências de remoção dos sistemas. Para o WC foram obtidas as médias dos três leitões.

Quadro 7 - Valores médios ^a, desvio padrão e eficiências de remoção dos sistemas para os parâmetros analisados.

Efluentes Parâmetros	Esgoto Bruto			SBR			Wetland Construído			Eficiência (%)	
	n	Média	Desv Pad	n	Média	Desv Pad	n	Média	Desv. Pad	SBR	WC
pH	36	7,34	0,18	34	6,58	1,15	33	6,89	0,70	-	-
Temperatura (°C)	36	25,60	1,98	34	25,03	2,46	33	25,77	2,07	-	-
DBO ₅ (mg/L)	34	338	119	28	19	17	26	41	32	94,5	87,8
DQO (mg/L)	38	589	225	36	79	64	33	152	108	86,6	74,3
ST (mg/L)	29	565	135	27	402	105	27	685	201	28,9	-21,4
STV (mg/L)	29	288	103	27	101	59	27	214	88	65,1	25,8
Amônia (mg/L)	30	57	13	28	10	8	28	10	8	82,5	82,1
Coliformes termotolerantes (UFC/100 mL)	18	1,21 E+07	2,83 E+06	14	2,20 E+05	3,01E+05	16	5,24 E+06	4,87 E+06	98,2 1,6 log	56,5 0,28 log

^a Média geométrica para coliformes termotolerantes e aritmética para os demais parâmetros.

Nas Figura 26 a Figura 39 são apresentados os gráficos do comportamento dos efluentes dos sistemas durante período de monitoramento, assim como os gráficos do tipo *boxplot* que apresentam valores extremos (mínimo e máximo) e quartis (primeiro e terceiro).

4.1 pH

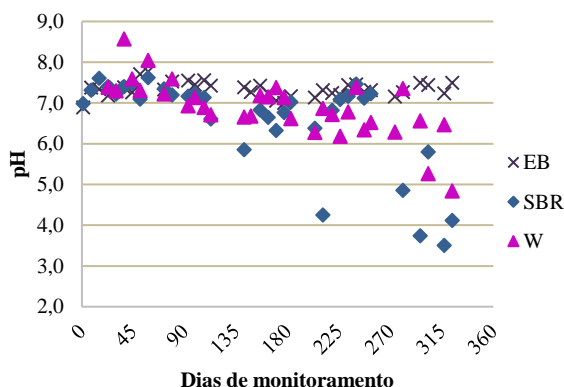


Figura 26 - Variação temporal do pH

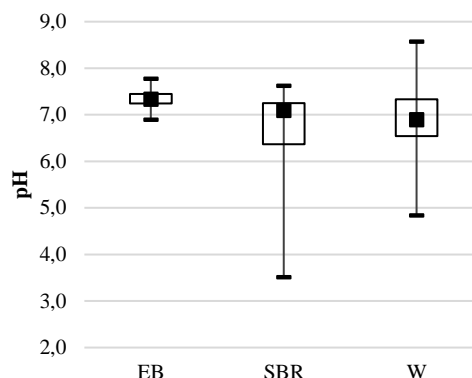


Figura 27 - Boxplot do pH

Os valores médios de pH para o *wetland* construído e o SBR foram respectivamente 6,89 e 6,58. Valores um pouco inferiores à média do pH do esgoto bruto de 7,34. Observa-se na Figura 26 uma acidificação dos sistemas de tratamento ao longo do tempo com a redução dos valores de pH. Paing *et al.* (2015) investigaram *wetlands* construídos na França que apresentaram baixos valores de pH e os autores apontaram como possíveis causas a alcalinidade da água potável consumida na região e altas taxas de nitrificação (transformação de amônia em nitrato). Wu *et al.* (2012) apontaram como possíveis causas da acidificação de *wetlands*: baixa carga de carbono orgânico, nitrificação e liberação de H^+ das raízes das plantas. Costa (2005) relaciona a queda do pH ao processo de nitrificação no reator aerado em bateladas sequenciais.

Ambos sistemas de tratamento de efluentes apresentaram valores de pH fora da faixa recomendada pela Resolução CONAMA nº 430/2011 de 5 a 9 para lançamento de efluentes em corpos hídricos. Paing *et al.* identificaram que alguns sistemas de *wetlands* construídos também não atendem o padrão de lançamento francês e sugerem a implementação de filtros de calcário para evitar a acidificação.

4.2 Temperatura

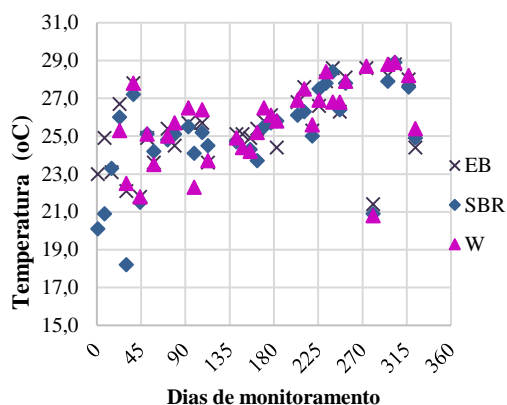


Figura 28 - Variação temporal da temperatura

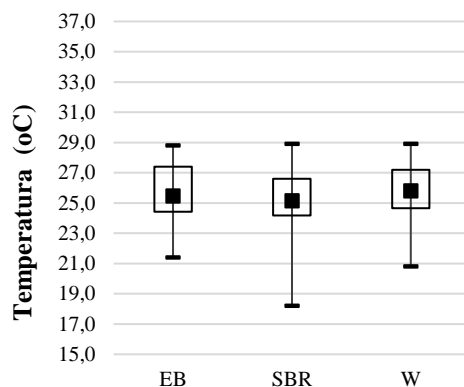


Figura 29 - Boxplot da temperatura

Com valores médios de temperaturas em 25,77°C e 25,03°C, o *wetland* construído e o SBR tiveram efluentes com temperaturas próximas à média do esgoto bruto de 25,60°C. Percebe-se uma queda na temperatura entre os meses de junho e agosto, período de inverno com alta precipitação na região, seguida por uma tendência de aumento da temperatura entre os meses de setembro e fevereiro, período referente às estações primavera e verão. As temperaturas mantiveram-se inferiores a 40°C (VMP de acordo com a da Resolução CONAMA nº 430/2011).

4.3 Sólidos Totais

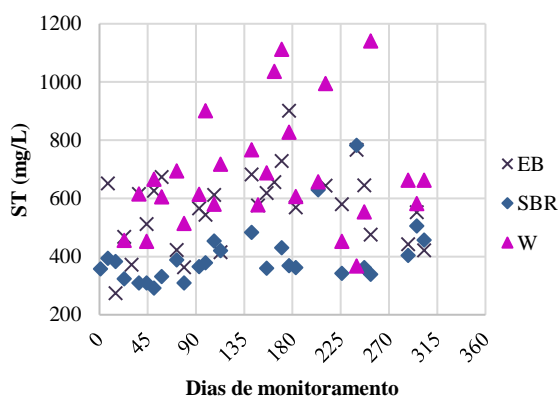


Figura 30 - Variação temporal de sólidos totais

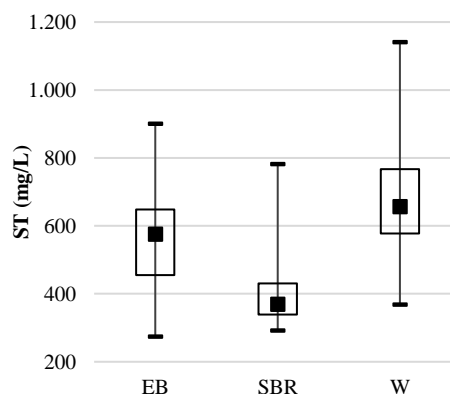


Figura 31 - Boxplot dos sólidos totais

Os valores médios de sólidos totais do esgoto bruto, do *wetland* construído e do SBR e a eficiência de remoção média foram respectivamente, 565 mg/L, 685 mg/L (-21,4%) e 402 mg/L (28,9%) (Quadro 7).

Através da eficiência de remoção negativa e observando a Figura 30 é possível perceber que o *wetland* construído produziu efluentes com concentração de sólidos totais por vezes maiores que no esgoto bruto. Decezaro (2016) e Rodrigues (2016) indicaram como possível causa para o incremento de sólidos totais no efluente do *wetland* construído a liberação de material inorgânico, presente no material filtrante ou aderidos às raízes das macrófitas.

O SBR apresentou eficiência média de remoção inferior ao valor obtido por Cybis (2004) de 62% e aos valores obtidos por Nakagawa (2013) de 54% e 56%. Porém, este estudo apresentou desempenho superior em relação aos valores obtidos por Brasil (2010) de 14% a 24% de remoção média de sólidos totais.

O *wetland* construído apresentou eficiência de remoção de sólidos totais inferior ao sistema analisado por Carvalho Junior (2018) com média de 25,73%.

4.4 Sólidos Totais Voláteis

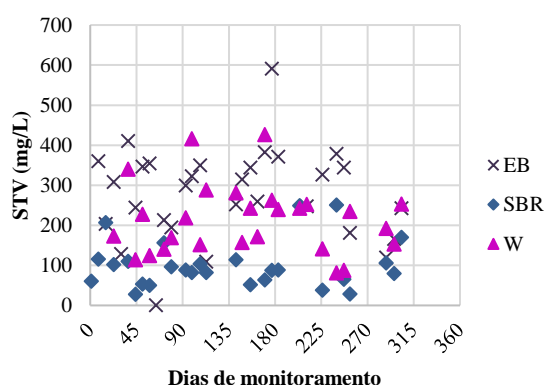


Figura 32 - Variação temporal dos sólidos totais voláteis

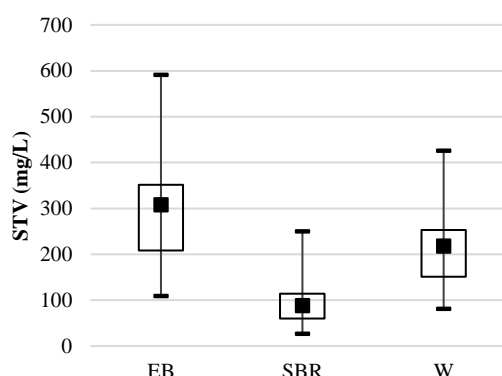


Figura 33 - Boxplot dos sólidos totais voláteis

Os valores médios de sólidos totais voláteis do esgoto bruto, do *wetland* construído e do SBR foram respectivamente, 288 mg/L, 214 mg/L e 101 mg/L (Quadro 7). O desempenho médio de remoção apresentado foi de 25,8% no *wetland* construído e 65,1% no SBR.

A eficiência de remoção de STV obtida pelo SBR foi superior aos valores obtidos por Brasil (2010) de 22% a 63% e inferior aos valores obtidos por Nakagawa (2013) de STV de 70% e 73%.

4.5 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅)

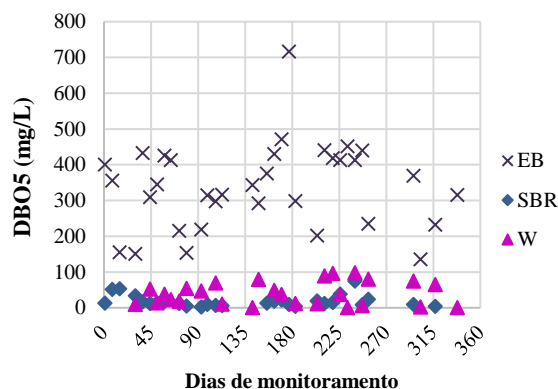


Figura 34 - Variação temporal da DBO₅

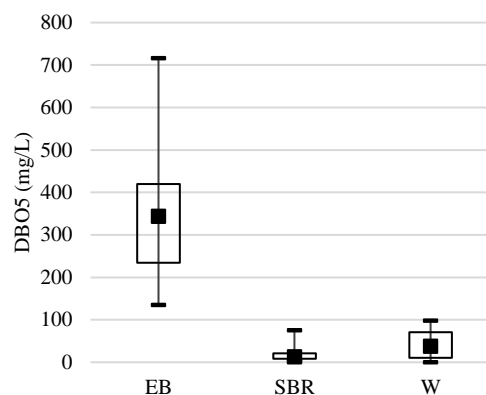


Figura 35 - Boxplot da DBO₅

De acordo com a Figura 34, a concentração de DBO₅ dos efluentes dos sistemas *wetland* construído e SBR foi inferior a 100 mg/L. Dessa forma, durante todo o período de operação, os sistemas atenderam ao padrão de lançamento da Resolução CONAMA nº 430/2011 de 120 mg/L, para efluentes de sistemas de tratamento de esgoto sanitário. Também apresentaram eficiência média de remoção de DBO₅ de 87,8% e 94,5%, respectivamente, para o *wetland* construído e para o SBR (Quadro 7). A eficiência de remoção de DBO₅ dos sistemas foi superior a 60%, valor requerido na mesma Resolução caso não seja atingido o limite máximo de 120 mg/L.

Observa-se que os dados de DBO₅ do efluente dos sistemas se mantêm estáveis ao longo do tempo com pouca variação, em relação à variação da DBO₅ do esgoto bruto. Os valores médios de DBO₅ do esgoto bruto, do *wetland* construído e do SBR foram respectivamente, 338 mg/L, 41 mg/L e 19 mg/L (Quadro 7). Como carga orgânica, portanto, a uma vazão de 0,9 m³/d, tem-se 0,30 kg DBO₅/d.

Em relação à remoção de DBO₅, o SBR monitorado neste estudo obteve desempenho semelhante ao estudo de Costa (2005) que obteve concentração média de DBO₅ de 19,3 mg/L, e remoção de DBO₅ acima de 90%. Bakare *et al.* (2017) obtiveram eficiência média de remoção de DBO₅ de 80%.

A eficiência de remoção de DBO₅ do SBR de 94,5% foi inferior à eficiência indicada no manual do produto (ATB, 2013a) de 96,5% para uma vazão de 0,75 m³/d por dia e carga

orgânica de 0,3 kg DBO₅/d. Esta variação pode ser devido à diferença na vazão de operação de 0,90 m³/d.

O *wetland* construído obteve eficiência média de remoção de DBO₅ inferior ao valor obtido por Paing *et al.* (2015) de 94%, e superior à média apresentada por Machado (2017) de 67,6% e por Vyzamal (2010) de 84.9%.

4.6 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

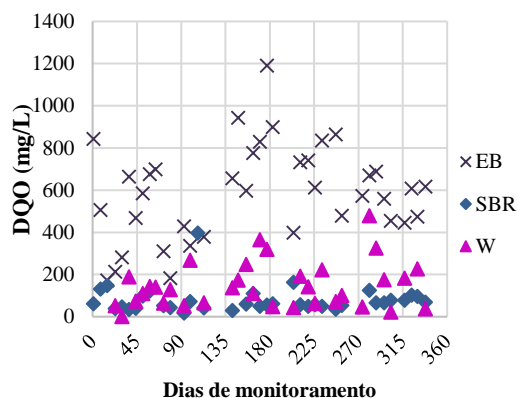


Figura 36 - Variação temporal da DQO

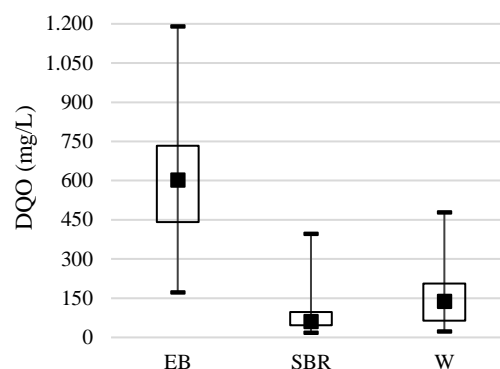


Figura 37 - Boxplot da DQO

Os valores médios de DQO do esgoto bruto, do *wetland* construído e do SBR e as eficiências de remoção foram respectivamente, 589 mg/L, 152 mg/L (74,3%) e 79 mg/L (86,6%) (Quadro 7). Como esperado, o comportamento de DBO₅ e DQO foram similares.

Para *wetland* construído de fluxo vertical compacto, Paing *et al.* (2015) obteve eficiência de remoção de DQO de 86%, superior à obtida neste estudo. Outros sistemas de *wetland* construído de fluxo vertical obtiveram eficiência de remoção média de 61,0% (Machado, 2016), 75,7% (Vyzamal, 2010) e 95,34% (Carvalho Junior *et al.*, 2018).

Já o SBR apresentou eficiência de remoção semelhante à obtida por Yuan *et al.* (2016) de 85,3% e Gao *et al.* (2011) de 87% e inferior ao valor obtido por Cybis (2004) de 90% e por Bakare *et al.* (2017) também de 90%.

A eficiência de remoção de DQO do SBR de 86,6% foi inferior à eficiência indicada no manual do produto (ATB, 2013a) de 93,4% para uma vazão de 0,75 m³/d por dia e carga orgânica de 0,3 kg DBO₅/d. Esta variação pode ser devido à diferença na vazão de operação de 0,90 m³/d.

4.7 Amônia

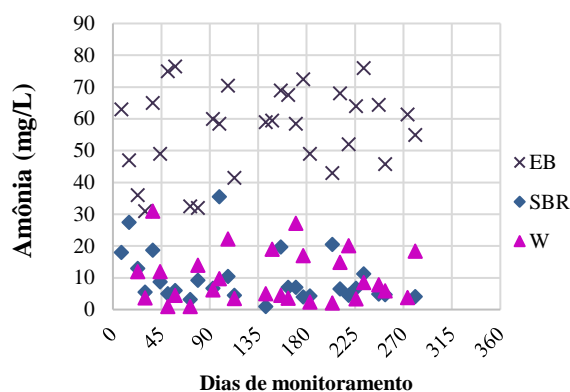


Figura 38 - Variação temporal da amônia

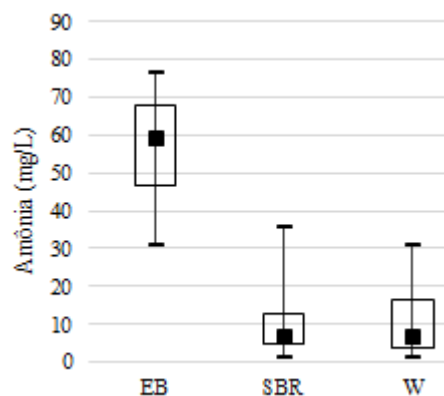


Figura 39 - Boxplot da amônia

Através da Figura 39 observa-se que os sistemas de tratamento produziram efluentes com concentrações semelhantes de amônia. Os valores médios de amônia do esgoto bruto, do *wetland* construído e do SBR e as eficiências médias foram respectivamente, 57 mg/L, 10 mg/L (82,1%) e 10 mg/L (82,5%) (Quadro 7). Em outros estudos, a remoção média de $N-NH_4^+$ pelo *wetland* construído foi de 93,99% (Carvalho Junior *et. al.*, 2018) e 77,78% (Paing *et. al.*, 2015) e o SBR apresentou eficiência média de remoção inferior aos valores obtidos por Yuan *et al.* (2016) de 96,7 % e Cybis (2004) de 90,1%.

Ainda na Figura 39 verifica-se que 75% dos valores de concentração de amônia dos efluentes foram inferiores a 20 mg/L, VMP para lançamento de efluentes, de acordo com a Resolução CONAMA 430/2011. Entretanto o § 1o do Art. 21 exclui a exigência do atendimento ao padrão de lançamento de amônia para sistemas de tratamento de esgotos sanitários, ficando a critério órgão ambiental competente a exigência.

A eficiência de remoção de amônia do SBR de 82,5% foi inferior à eficiência indicada no manual do produto (ATB, 2013a) de 91,0% para uma vazão de 0,75 m³/d por dia e carga orgânica de 0,3 kg DBO₅/d. Esta variação pode ser devido à diferença na vazão de operação de 0,90 m³/d.

4.8 Coliformes Termotolerantes

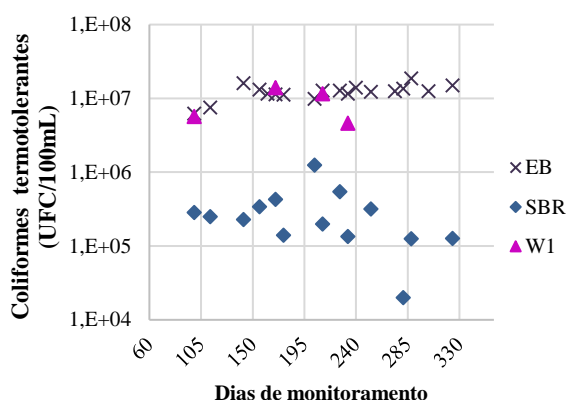


Figura 40 - Variação temporal de coliformes termotolerantes

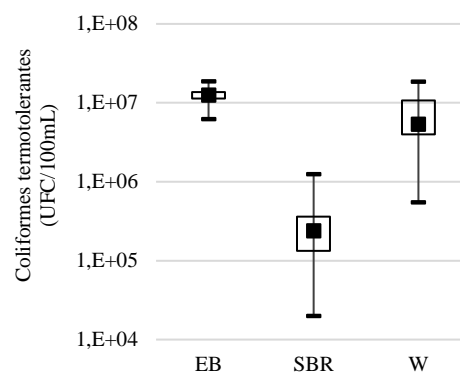


Figura 41 - Boxplot de coliformes termotolerantes

Os valores médios de coliformes termotolerantes observados foram: $1,24 \times 10^7$ para o esgoto bruto, $6,54 \times 10^6$ para o *wetland* construído e $3,14 \times 10^5$ para o SBR. Já a eficiência de remoção obtida foi de 0,28 log (56,5%) no *wetland* construído e 1,6 log (98,2%) no SBR Quadro 7. Outros autores obtiveram eficiência de remoção de coliformes semelhantes: Rodrigues (2016) obteve eficiência de remoção de coliformes totais de 0,23 log e 0,45 log no *wetland* construído e Nakagawa (2013) obteve eficiência de remoção de 98% no SBR.

4.9 Análise de Variância pelo método GT-2

Duas condições operacionais foram analisadas no *wetland* construído: a) tempo de alimentação/repouso dos leitos e b) material suporte. A Tabela 2 apresenta a descrição das condições operacionais do *wetland* construído.

Tabela 2 - Resumo das condições analisadas do *wetland* construído.

Ciclo de operação	Material suporte		
3,5 dias de alimentação/ 7 dias de repouso	W1 – Pelotas de argila expandida (tradicional)	W2 – Resíduo cerâmico de construção civil	W3 – Resíduo concretício de construção civil
7 dias de alimentação/ 14 dias de repouso			

Material Suporte

Os resultados da análise de interferência do material suporte de cada leito do *wetland* construído na eficiência de remoção de ST, STV, DBO₅, DQO, amônia e coliformes termotolerantes são apresentados nas Figura 42 a Figura 47.

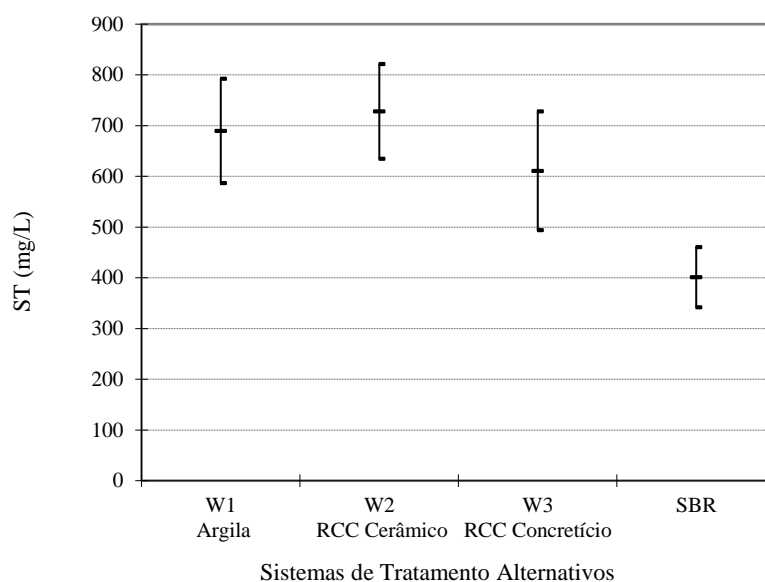


Figura 42 – ANOVA dos sólidos totais entre leitos de *wetland* com diferentes materiais suporte e SBR (Método GT-2)

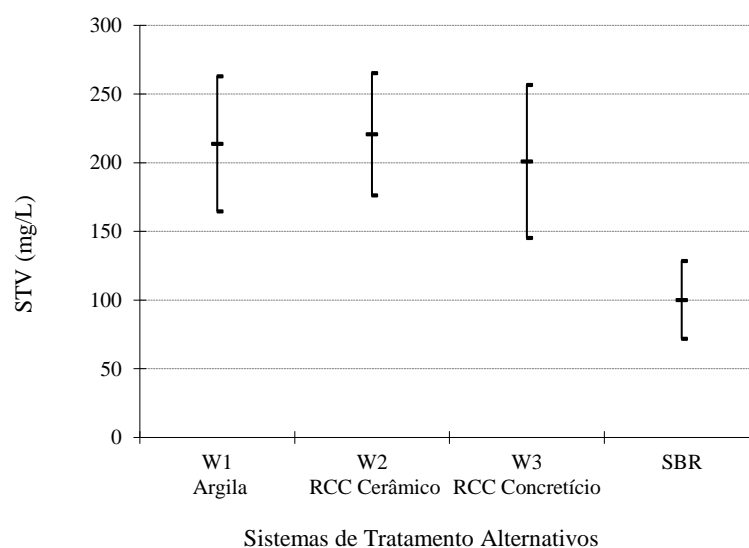


Figura 43 – ANOVA dos dados de sólidos totais voláteis entre leitos de *wetland* com diferentes materiais suporte e SBR (Método GT-2)

Nas Figuras Figura 42 e Figura 43, observa-se que os leitos 1, 2 e 3 do *wetland* construído não apresentaram diferença significativa na eficiência de remoção de sólidos totais e sólidos totais voláteis, tendo portanto pouca interferência do material suporte na remoção de ST e SV. Observa-se também que o *wetland* construído apresentou desempenho inferior ao SBR para esses parâmetros.

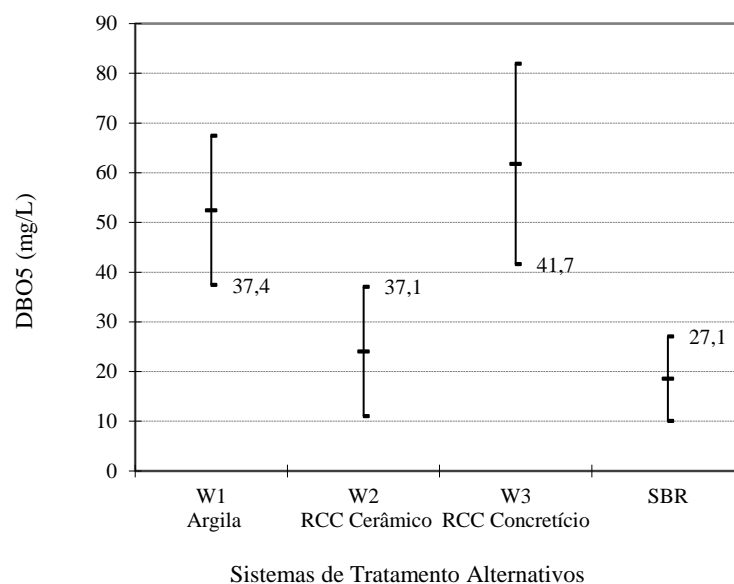


Figura 44 – ANOVA dos dados de DBO₅ entre leitos de *wetland* construído com diferentes materiais suporte e SBR (Método GT-2)

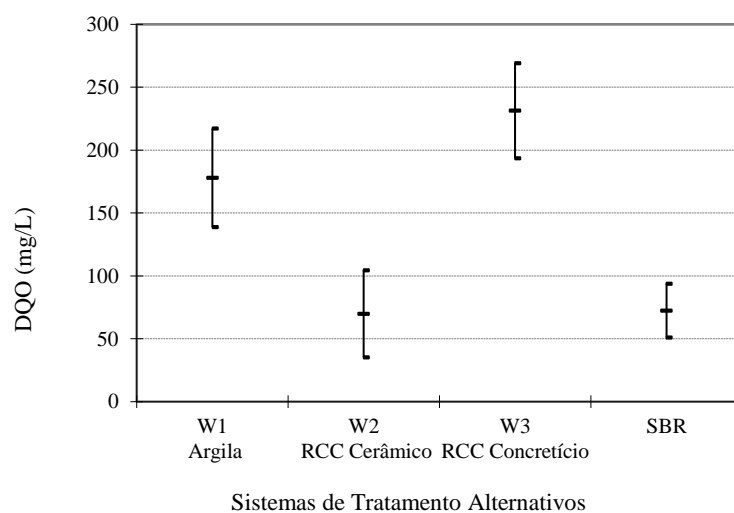


Figura 45 – ANOVA dos dados de DQO entre leitos de *wetland* com diferentes materiais suporte e SBR (Método GT-2)

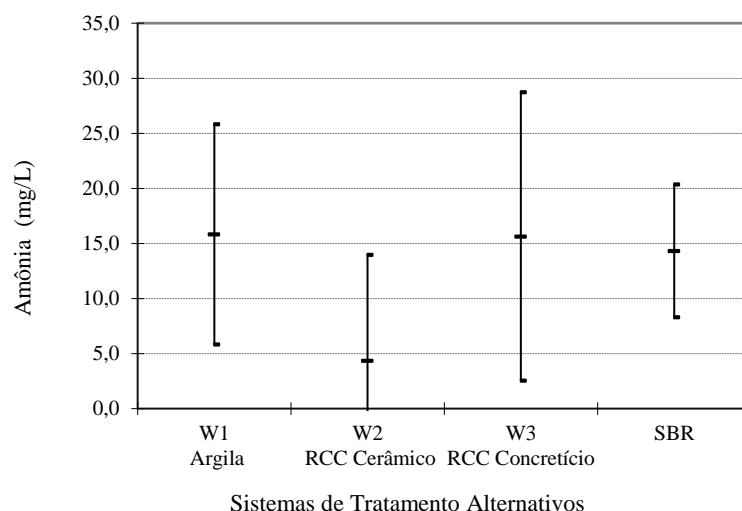


Figura 46 – ANOVA dos dados de amônia entre leitos de *wetland* com diferentes materiais suporte e SBR (Método GT-2)

A partir da Figura 46 pode se perceber que, os leitos 1,2 e 3 do *wetland* construído e o SBR não apresentaram diferença significativa na remoção de amônia.

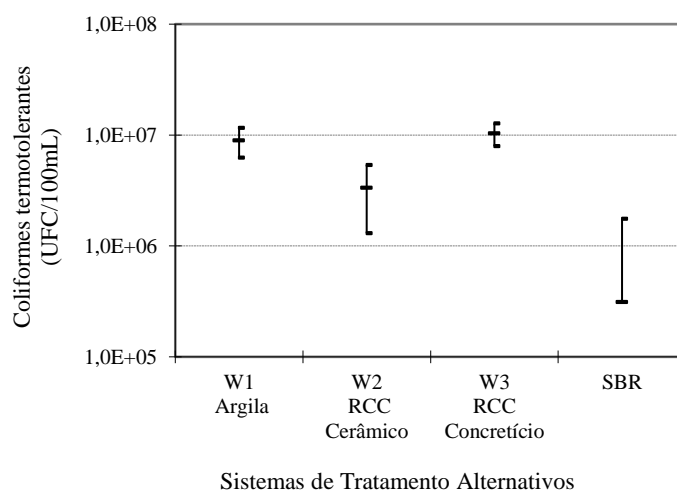


Figura 47 – ANOVA dos dados de coliformes Termotolerantes entre leitos de *wetland* com diferentes materiais suporte e SBR (Método GT-2)

Em relação à remoção de DBO_5 e DQO e coliformes termotolerantes, os leitos 1 e 3 do *wetland* construído não apresentaram diferença significativa entre si, mas obtiveram desempenho aquém do leito 2, composto por resíduo de construção civil cerâmico, vide Figura 44, Figura 45 e Figura 47. O leito 2 do *wetland* construído não apresentou diferença significativa em relação ao SBR, mostrando-se tão eficiente quanto o SBR para os citados parâmetros.

Ciclo de operação

Nas figuras a seguir encontra-se o sistema de *wetland* construído no início da operação (Figura 48) com as macrófitas ainda em desenvolvimento e também durante os dois ciclos de operação estudados (Figura 49 e Figura 50) após o desenvolvimento das macrófitas.



Figura 48 – *Wetland* construído no início da operação com ciclo de alimentação 7 dias alimentação/14 dias repouso.



Figura 49 - *Wetland* construído com ciclo de alimentação 3,5 dias alimentação/7 dias repouso.



Figura 50 - *Wetland* construído no período seco do ciclo de alimentação 7 dias alimentação/14 de repouso.

Os resultados da análise de interferência do ciclo de operação do *wetland* construído (média dos três leitos) na eficiência de remoção de ST, STV, DBO₅, DQO, amônia e coliformes termotolerantes são apresentados nas Figura 51 a Figura 56.

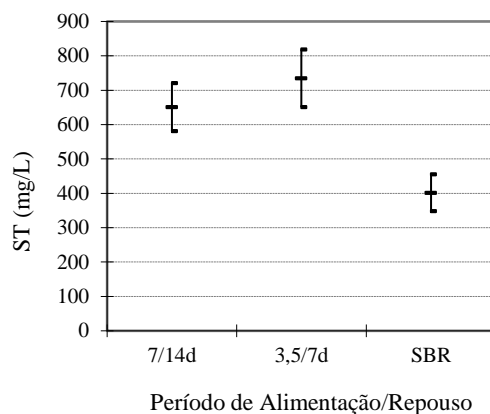


Figura 51 – ANOVA dos dados de sólidos totais entre ciclos de operação do *wetland* construído e do SBR (Método GT-2).

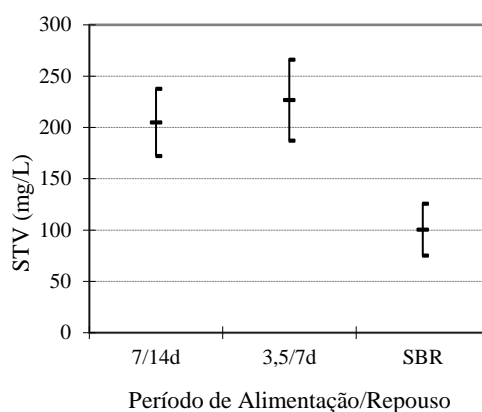


Figura 52 – ANOVA dos dados de sólidos totais voláteis entre ciclos de operação do *wetland* construído e SBR (Método GT-2).

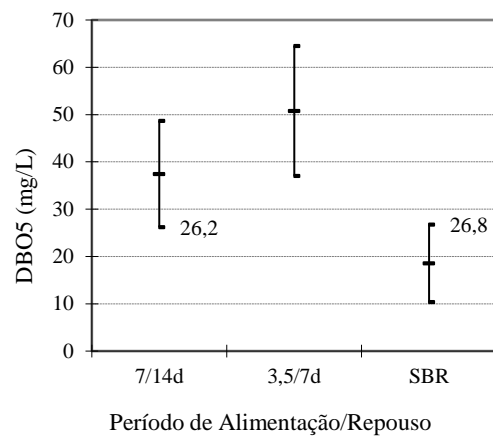


Figura 53 – ANOVA dos dados de DBO₅ entre ciclos de operação do *wetland* construído e SBR (Método GT-2).

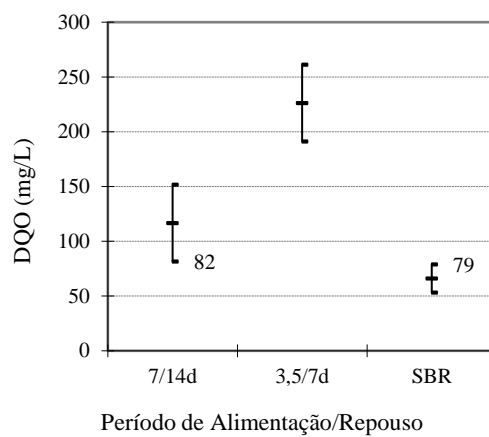


Figura 54 – ANOVA dos dados de DQO entre ciclos de operação do *wetland* construído e SBR (Método GT-2).

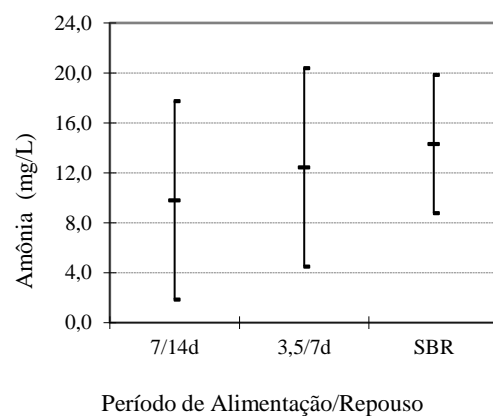


Figura 55 – ANOVA dos dados de amônia entre ciclos de operação do *wetland* construído e SBR (Método GT-2).

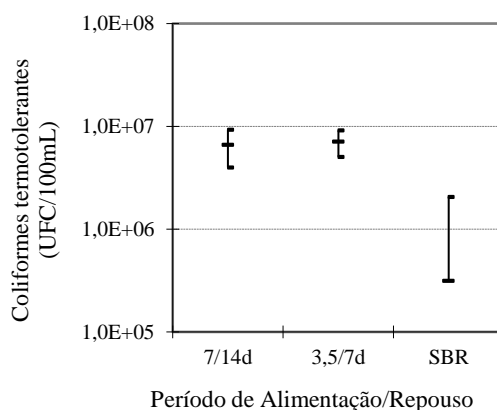


Figura 56 – ANOVA dos dados de coliformes termotolerantes entre ciclos de operação do *wetland* construído e SBR.

Observa-se que, os dois ciclos de operação não apresentaram diferença estatística, a 5% de confiança, na remoção de ST, STV, DBO₅, amônia e coliformes termotolerantes. Já na remoção de DQO, o ciclo de operação com 7 dias de alimentação e 14 dias de repouso se mostrou mais eficiente que o ciclo de 3,5 dias de alimentação e 7 de repouso.

É possível perceber que não há diferença significativa na eficiência de remoção de amônia do *wetland* construído nos dois ciclos de operação em relação ao SBR. Já na remoção de DBO₅, verifica-se que o *wetland* construído quando operando com 7 de alimentação/14 dias de repouso não apresenta diferença significativa em relação ao SBR. Nos demais parâmetros: Coliformes termotolerantes, DQO, ST e STV, o SBR apresenta diferença significativa na eficiência de remoção, em comparação ao *wetland* construído operando nos dois ciclos.

Para operação do *wetland* construído de fluxo vertical compacto, percebeu-se que o ciclo de alimentação composto por 7 dias de alimentação com 14 dias de repouso, obteve desempenho superior ao segundo ciclo de 3,5/7dias. Portanto, o ciclo clássico de operação descrito por Paing *et al.* (2015) nas condições climáticas da França, também expressa bons resultados nas condições climáticas do nordeste brasileiro. Além disso, o ciclo de 7/14 dias apresenta maior simplicidade operacional visto que a mudança de um leito para o outro, se realizada manualmente, será necessária apenas uma vez por semana, diferente do ciclo 3,5/7d, em que seriam necessárias duas intervenções por semana.

4.1 Comparativo entre sistemas individuais tradicionais e alternativos

Para comparar as eficiências de tratamento dos sistemas individuais alternativos estudados neste trabalho foram escolhidos três sistemas individuais tradicionais: fossa séptica, fossa séptica seguida de filtro anaeróbio (fossa-filtro) e fossa-filtro seguido de filtro de areia. Foram escolhidos estudos que investigaram a eficiência de tratamento de esgotos sanitários nos sistemas individuais tradicionais.

Dentre os parâmetros físico-químicos analisados neste trabalho, foram escolhidos os elementos exigidos no art.21 da Resolução CONAMA nº 430/2011, que dispõe sobre condições e padrões para efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários:

- pH entre 5 e 9;
- Temperatura inferior a 40°C;
- DBO₅: máximo de 120 mg/L ou eficiência de remoção mínima de 60%.

Na Tabela 3 à Tabela 7 apresenta-se os resultados obtidos pelos diversos autores para cada sistema de tratamento individual.

Tabela 3 - Comparativo de estudos de *Wetland* construído de fluxo vertical

Estudos sobre <i>Wetland</i> construído de fluxo vertical	Faixa de pH	Temperatura máxima (°C)	Concentração máxima de DBO ₅ do efluente tratado (mg/L)	Eficiência média de remoção de DBO ₅ observada
Paing <i>et al.</i> (2015)	3,2 - 8,0	*	Aprox. 10 mg/L	94 %
Machado (2017)	*	*	*	67,6 %
Vyzamal (2010)	6,5 - 7,75	*	*	84,9%
Este estudo	4,84 - 8,57	28,9	98	87,8%

*Informação não disponível.

Considerando os dados disponíveis na Tabela 3, percebe-se que o *wetland* construído de fluxo vertical atende à Resolução CONAMA nº 430/2011 para esgotos sanitários considerando a eficiência de remoção de DBO₅ que variou entre 67,6% e 94% de acordo

com os autores. Entretanto, foram apresentados valores de pH abaixo do valor mínimo requerido pela citada Resolução, recomendando-se a aplicação de corretor de pH no efluente.

Tabela 4 - Comparativo de estudos de reator aerado em bateladas sequenciais

Estudos Sobre Reator Aerado em Bateladas Sequenciais	Faixa de pH	Temperatura máxima (°C)	Concentração máxima de DBO₅ do efluente tratado (mg/L)	Eficiência média de remoção de DBO₅ observada
Sirianuntapiboon <i>et al.</i> , 2007 ^b	*	*	*	92%
Costa (2005) E-2 ^a	*	*	*	93,4%
Este estudo	3,51-7,63	28,9	75	94,5%

*Informação não disponível. ^aEstratégia de operação do tipo E-2. ^bEsgoto sanitário da planta municipal de Bangkok.

Considerando os dados disponíveis na Tabela 4, percebe-se que o reator aerado em bateladas sequenciais atende à Resolução CONAMA nº 430/2011 para esgotos sanitários considerando a eficiência de remoção de DBO₅ que variou entre 92% a 94,5%, de acordo com os autores.

Tabela 5 - Comparativo de estudos de fossa séptica

Estudos sobre Fossa séptica	Faixa de pH	Temperatura máxima (°C)	Concentração máxima de DBO₅ do efluente tratado (mg/L)	Eficiência média de remoção de DBO₅ observada
Ávila, 2005	*	*	Aprox. 80	54%
Gomes, 2015	7,0-7,9	29	222	*
Colares & Sandri, 2013	7,0-7,9	*	482,66	42,34%

*Informação não disponível.

Através da Tabela 5, pode-se concluir que a fossa séptica não atende ao padrão de lançamento de DBO₅ da Resolução CONAMA nº 430/2011 para sistemas de tratamento de esgoto sanitário.

Tabela 6 - Comparativo de estudos de sistema fossa-filtro

Estudos sobre Sistema Fossa-filtro	Faixa de pH	Temperatura máxima (°C)	Concentração máxima de DBO₅ do efluente tratado (mg/L)	Eficiência média de remoção de DBO₅ observada (mg/L)
Ávila, 2005	*	*	Aprox. 50	66%
Gomes, 2015	7,0 – 7,9	28	57	71%
Von Sperling, 2005	*	*	575	59%

De acordo com a Tabela 6, o sistema fossa séptica seguido de filtro anaeróbio apresentou variação de remoção de DBO₅ de 59 a 71% e valores máximos variando de 50 a 575 mg/L, de acordo com os autores pesquisados. Os valores obtidos correspondem à faixa provável indicada na NBR 13969/1997 de 40 a 75%. Dessa forma, a solução fossa-filtro pode por vezes não atender ao padrão de lançamento de DBO₅ da Resolução CONAMA nº 430/2011.

Tabela 7 - Comparativo de estudos de sistema fossa-filtro + filtro de areia

Estudos sobre Sistema Fossa-filtro + filtro de areia	Faixa de pH	Temperatura máxima (°C)	Concentração máxima de DBO₅ do efluente tratado (mg/L)	Eficiência média de remoção de DBO₅ observada
Gomes, 2015	6,8 – 8,0	28	27	87%
Tonon <i>et al</i> , 2015 ^a	6,9 – 7,7	29,9	34	95%
Tonetti <i>et al</i> , (2012) ^a	6,5 – 7,3	*	30	94,5%

^aSistema filtro anaeróbio+filtro de areia.

Os sistemas fossa-filtro + filtro anaeróbio atenderam aos padrões de lançamento da Resolução CONAMA nº 430/2011 para sistemas de esgoto sanitário (Tabela 7).

De acordo com os estudos apresentados nas Tabelas 3 a 7, o sistema individual de tratamento com melhor eficiência média de remoção de DBO₅ foi o Reator aerado em bateladas sequenciais (93%), seguido do sistema fossa-filtro + filtro de areia (92%), do *Wetland* construído de fluxo vertical (84%), do sistema fossa-filtro (65%) e, por fim, com menor eficiência de tratamento a fossa séptica (48%).

O RABS, diferente dos demais sistemas de tratamento, requer consumo de energia para aeração. Entretanto, foi verificada uma média de consumo nos 12 meses de operação

de 12 kWh por mês, ou 2,0 kWh por habitante/mês, totalizando um valor de R\$ 8,90 por mês para uma residência com seis habitantes. Para comparação, o consumo de energia mensal *per capita* do RABS equivale ao consumo do uso do chuveiro elétrico (5.000W) por 24 minutos para cada habitante da residência.

5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

- Os sistemas experimentais: reator aerado em bateladas sequenciais e o *wetland* construído de fluxo vertical descendente atenderam ao padrão de lançamento de DBO₅ da Resolução CONAMA nº 430/2011 para sistemas de tratamento de esgoto.
- Na avaliação do material filtrante do *wetland* construído, o uso de RCC cerâmico no preenchimento dos leitos se mostrou mais eficiente que o material tradicional de argila expandida e que o RCC concretício.
- O ciclo clássico de operação descrito por Paing *et al.* (2015) referente às condições climáticas da França, também expressou bons resultados nas condições climáticas de João Pessoa.
- Dentre os sistemas de tratamento individuais, as soluções alternativas apresentaram resultado superior à fossa séptica e ao sistema fossa-filtro e resultado semelhante ao sistema fossa-filtro seguido por filtro de areia.
- Os sistemas alternativos são soluções viáveis para o tratamento de esgoto sanitário de unidades habitacionais e pequenas comunidades, na busca da universalização do atendimento a esgotamento sanitário.
- Para novos estudos recomenda-se a aplicação dos sistemas em residências e com período de monitoramento acima de 12 meses.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1993). **NBR 7229: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos**. Rio de Janeiro,

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1997). **NBR 13969: Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação**. Rio de Janeiro.

ANDRADE NETO, C. O. de; ALÉM SOBRINHO, P.; SOUZA MELO, H. N. de; AISSE, M. M., (1999). “**Decanto-Digestores**”. In: **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbico e disposição controlada no solo**. Programa PROSAB, capítulo 5, Rio de Janeiro, ABES-RJ.

ANH,N.V.. HA,T.D.; NHUE,T.H.; HEINSS,U.; MOREL,A.; MOURA,M.; SCHERTENLEIB,R. (2002). **Decentralized wastewater treatment - new concept and Technologies for Vietnamese conditions**. In: 5th Specialised Conference on Small Water and Wastewater Treatment Systems, Istanbul, Turquia.

APHA, AWWA, WEF. (2012). **Standard Methods for examination of water and wastewater**. 22nd ed. Washington: American Public Health Association; 1360 pp. ISBN 978-087553-013-0

ATB UNWELTTECHNOLOGIEN GMBH. (2013a) **PUROO® Operation and Maintenance Manual**. Porta Westfalica.

ATB UNWELTTECHNOLOGIEN GMBH. (2013b.) **PUROO® Installation Instructions**. Porta Westfalica.

BAKARE, B. F., SHABANGU, K., CHETTY, M. **Brewery wastewater treatment using laboratory scale aerobic sequencing batch reactor**. South African Journal of Chemical Engineering, v. 24, p. 128-134, 2017.

BRASIL. (2013). **Plano Nacional de Saneamento Básico – PLANSAB**. Brasília/DF.

BRASIL.(2011). **Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005**. Brasília/DF.

BRASIL. (2011). **Resolução CONAMA nº 430 de 13 de maio de 2011**. Brasília/DF.

BRASIL. (2007). **Política Nacional de Saneamento Básico**. Lei Federal no de 11.445 de 5 de janeiro de 2007. Brasília/DF.

BRASIL, D. P. (2010). **Remoção biológica de matéria orgânica e nutrientes de esgotos sanitários utilizando reatores em bateladas sequencias**. Dissertação (Mestrado em ciência e Tecnologia Ambiental) Centro de Ciências e Tecnologias, Universidade Estadual da Paraíba.

BRITO, S. M. C. (2017). **Influência do meio suporte na eficiência de remoção em wetlands tratando esgoto sanitário**. Monografia (Curso de Graduação em Engenharia Civil)/Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa.

BRIX, H. (1997). **Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?** Water Science Technology, v. 35, n. 5, p. 11-17.

BRK AMBIENTAL. (2018). O Saneamento e a vida da mulher brasileira. Ex Ante Consultoria Econômica.

CAMPOS, L. E. DE F.; PETTER, C. O.; KAUTZMANN, R. M. (2008). **Filtro anaeróbio: uso de resíduos de construção como material suporte**. Revista de Ciências Ambientais, Canoas, v.2, n.1, p.5-13.

CARNEIRO, M. A., ATHAYDE JR, G. B. (2016). **Necessidade de Investimento em Esgotamento Sanitário no Brasil**. Anais do VII Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental. Campina Grande/PB: IBEAS.

CARVALHO JUNIOR, O. ; RODRIGUES, M. V. C. ; MACHIONI, M. A ; NONAKA, F. M. (2018) **Nitrogen Removal in a Partially Saturated Vertical Subsurface Flow Constructed Wetland Used for Restaurant Wastewater Treatment**. Environmental Engineering, v. 144, p.

COLARES, C. J. G.; SANDRI, D. (2013). **Eficiência do tratamento de esgoto com tanques sépticos seguidos de leitos cultivados com diferentes meios de suporte** *Ambi-Agua*, Taubaté, v. 8, n. 1, p. 172-185. (<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1047>)

COSTA, T. B. (2005). **Desempenho do Reator em batelada sequencial (RABS) com enchimento escalonado no tratamento de esgoto sanitário**. (Dissertação de Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis.

CRUZ, L. M. O. (2013). **Tanque séptico seguido de filtro de areia para tratamento de esgoto doméstico**. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. Campinas-SP.

CYBIS, L. F. A. SANTOS, A. V., GEHLING, G. R. (2004). **Eficiência do reator sequencial em batelada (RSB) na remoção de nitrogênio no tratamento de esgoto doméstico com DQO baixa**. Eng. Sanit. Ambient. vol.9 no.3 Rio de Janeiro July/Sept.

DECEZARO, S., T. (2016). **Nitrificação e remoção de matéria orgânica carbonácea e sólidos de efluente doméstico em Wetland construído de fluxo vertical**. Dissertação (mestrado). Universidade Federal de Santa Maria. Rio Grande do Sul.

FAGUNDES, R. M., SCHERER, M. J. (2009). **Sistemas Alternativos para o Tratamento Local dos Efluentes Sanitários**. Disc. Scientia. Série: Ciências Naturais e Tecnológicas, S. Maria, v. 10, n. 1, p. 53-65.

GAO, Y.Q., PENG, Y.Z., ZHANG, J.Y., WANG, S.Y., GUO, J.H., YE, L. (2011). **Biological sludge reduction and enhanced nutrient removal in a pilot-scale system with**

2-step sludge alkaline fermentation and A2O process. Bioresour. Technol. 102 (5), 4091–4097.

GOMES, B. G. L. A. (2015) **Tratamento de esgoto de pequena comunidade utilizando tanque séptico, filtro anaeróbio e filtro de areia.** Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. Campinas-SP.

HAMMER, D. A. (1989) **Constructed wetlands for wastewater treatment: municipal, industrial and agricultural.** 831p. Lewis Publishers.

HENRIQUE, I. N., SOUSA, J. T., CEBALLOS, B. S. O., BRASIL, D. P. (2010). **Remoção biológica de fósforo em reatores em bateladas sequenciais com diferentes tempos de retenção de sólidos.** Eng Sanit Ambient., v.15 n.2, abr/jun 2010, pp. 197-204.

HERRERA, M. A. E. (2018) **Junco.** Disponível em: <http://mariaesparrellherrera.blogspot.com.br/2016/05/junco.html>. Acesso em 05 de março de 2018.

IPCC. (2013). **Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Constructed wetlands for wastewater treatment.** Chapter 6. Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa K., Ngara, T., and Tanabe, K. (eds). Published: IGES, Japan.

KRISHNA MOHAN, Y.V. NANCHARAI, V.P. VENUGOPALAN, P.M. SATYA SAI. (2016). **Effect of C/N ratio on denitrification of high-strength nitrate wastewater in anoxic granular sludge sequencing batch reactors.** Ecol. Eng., 91, pp. 441-448

KOHLGRUEBER, V. (2016). **BRAMAR – Planning of a constructed wetland for municipal wastewater treatment.** João Pessoa.

KOHLGRUEBER, V., KNIE, G. (2018). **Logbook – SBR & CW.** Aachen, Germany.

MACHADO, A. I., BERETTA, M., FRAGOSO, R., DUARTE, E. (2017). **Overview of the state of the art of constructed wetlands for decentralized wastewater management in Brazil.** In Journal of Environmental Management, Volume 187, pp. 560-570, ISSN 0301-4797.

MASHAURI, D. A.; MULUNGU, D. M. M.; ABDULHUSSEIN, B. S. (2000). **Constructed wetland at the University of Dar Es Salaam.** Water Research, v. 34, n. 4, p. 1135-1144.

MATA, A.M.T., PINHEIRO, H.M, LOURENÇO, N.D. (2015). **Effect of sequencing batch cycle strategy on the treatment of a simulated textile wastewater with aerobic granular sludge.** Biochem. Eng. J., 104, pp. 106-114.

MENDONÇA, H., V. (2011). **Avaliação da eficiência de sistemas alagados construídos em operação por bateladas no tratamento de efluentes da indústria de laticínios.** 133p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora.

MÉNORET, C. *et al.* (2002). **Use of recycling through medium size granular filters to treat small food processing industry effluents.** Water Science Technology, v. 45, n.12, p. 225–232.

METCALF AND EDDY, Inc. (1991) **Wastewater Engineering Treatment, Disposal, and Reuse.** 3rd Edition, McGraw-Hill, Inc., Singapore.

MOLINOS-SENANTE, M., GÓMEZ, T., CABALLERO, R., HERNÁNDEZ-SANCHO, F., SALA-GARRIDO, R. (2015). **Assessment of wastewater treatment alternatives for small communities: An analytic network process approach.** Science of the Total Environment, 532, pp. 676-687.

MOLLE, P., LIÉNARD, A., BOUTIN, C., MERLIN, G., IWEMA, A. (2005). **How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems.** Water Sci. Technol. 51 (9), 11–21.

NAKAGAWA, D. H. (2013). **Influência da adição de micro-organismos eficientes no tratamento de esgoto sanitário utilizando reator aeróbio em bateladas sequenciais.** Trabalho de conclusão de Curso (Engenharia Ambiental – Universidade Tecnológica Federal do Paraná). Londrina.

NUVOLARI, A. (2003). **Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola.** Edgard Blucher: São Paulo.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). **Agenda: 2030. Objetivos de Desenvolvimento Sustentável.** Disponível em <https://nacoesunidas.org/pos2015/agenda2030/>. Acessado em 23 de outubro de 2017.

PAING, J., GUILBERT, A., GAGNON, V., CHAZARENC, F. (2015). **Effect of climate, wastewater composition, loading rates, system age and design on performances of French vertical flow constructed wetlands: A survey based on 169 full scale systems.** Ecological Engineering, 80, pp. 46-52.

PROGRAMA DE PESQUISA EM SANEAMENTO Básico (PROSAB). (2001). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**/Carlos Augusto Lemos Chernicharo, Rio de Janeiro: ABES.

PROGRAMA DE PESQUISA EM SANEAMENTO BÁSICO (PROSAB).(2009). **Remoção de microorganismos emergentes e microcontaminantes orgânicos no tratamento de água para consumo humano**/Valter Lúcio de Pádua (coordenador), Rio de Janeiro: ABES.

RODRIGUES, M. V. C. (2016). **Wetland Construído de Fluxo Vertical empregado no Tratamento de Esgoto de um Restaurante Universitário.** Trabalho de conclusão de curso (Engenharia Ambiental). Universidade Tecnológica Federal do Paraná/UFTPR.

SANTOS, L. R. (2012). **Pós-tratamento de efluentes de filtro anaeróbio precedido de tanque séptico por filtros aeróbios intermitentes de areia.** Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental), Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual da Paraíba.

SILVA, E. H. B. C. (2006) **Polimento de efluente de UASB com filtros intermitentes de areia**. Dissertação (Mestrado em Gerenciamento e Tecnologias Ambientais no Processo Produtivo) – Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Salvador.

SILVEIRA, D. D., BELLI FILGO, P., PHILIPPI, L.S., KIM, B., MOLLE, P. (2015). **Influence of partial saturation on total nitrogen removal in a single-stage French constructed wetland treating raw domestic wastewater**. Ecological Engineering, 77, pp. 257-264.

SINGH, M., SRIVASTAVA, R.K.(2010). **Sequencing batch reactor technology for biological wastewater treatment: a review**. Asia-Pac. J. Chem. Eng., 6, pp. 3-13.

SIRIANUNTAPIBOON, S., CHAIRATTANAWAN, K., SURASINANANT, P. (2007). **Some Properties of a Sequencing Batch Reactor for Treatment of Wastewater Containing Thiocyanate Compounds**. Journal of Environmental Management, 85, pp. 330-337.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO (SNIS) (2017). **Diagnósticos dos Serviços de Água e Esgotos – 2015**. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA)/Ministério das Cidades.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO (SNIS) (2018). **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2016**. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA)/Ministério das Cidades, 218 p, : il.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. (2012). **Biometry: the principles and practice of statistics in biological research**. 4th ed. New York: W. H. Freeman.

SOUSA, J.T. de; van HAANDEL, A. C.; COSENTINO, P. R. da S.; GUIMARÃES, A. V. A. (2000). **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.

TEIXEIRA, J.C., GUILHERMINO, R. L. (2006). **Análise da associação entre saneamento e saúde nos estados brasileiros, empregando dados secundários do banco de dados indicadores e dados básicos para a saúde 2003 – IDB 2003**. Eng. Sanit. Ambient., vol. 11, n.3, pp. 277-282.

TONETTI, A. L.; CORAUCCI FILHO, B.; STEFANUTTI, R. (2012). **Pós-tratamento de efluente de filtros anaeróbios operados com baixo tempo de detenção hidráulica por escoamento superficial no solo**. Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental, v.17, n.1, p.7-12.

TONON, D., TONETTI, A. L., CORAUCCI FILHO, B. (2015) **Wastewater treatment by anaerobic filter and sand filter: Hydraulic loading rates for removing organic matter, phosphorus, pathogens and nitrogen in tropical countries**. Ecological Eng. 82, pp. 583-589.

UN-HABITAT (2008). **Constructed Wetlands Manual**. UN-HABITAT Water for Asian Cities Programme Nepal, Kathmandu.

VON SPERLING, M., CORREA OLIVEIRA, S. M. A. (2005) **Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 1 - análise de desempenho**. Eng. Sanit. Ambient. vol.10 no.4 Rio de Janeiro Oct./Dec.

VYMAZAL, J., KROPFLOVÁ, L. (2010) **A three-stage experimental constructed wetland for treatment of domestic sewage: First 2 years of operation**. Ecological Engineering, 37, pp. 90-98.

WILDERER, P.A. *et al* (1997). **Sequencing batch reactor technology**. IWA Publishing, London, Scientific and Technical, Report n. 10.

WORLD HEALTH ORGANIZATION-WHO . (2017a). Diarrhoeal disease. Acesso em 26 de outubro de 2018: <http://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/diarrhoeal-disease>

WORLD HEALTH ORGANIZATION-WHO AND THE UNITED NATIONS CHILDREN'S FUND-UNICEF (2017b). **Progress on drinking water, sanitation and hygiene: 2017 update and SDG baselines**. Switzerland. Acesso em 09 de junho de 2018: <http://www.who.int/mediacentre/news/releases/2017/launch-version-report-jmp-water-sanitation-hygiene.pdf?ua=1>

WORLD HEALTH ORGANIZATION-WHO AND THE UNITED NATIONS CHILDREN'S FUND-UNICEF (2012). **Global costs and benefits of drinking-water supply and sanitation interventions to reach the MDG target and universal coverage**. Author: Guy Hutton WHO/HSE/WSH/12.01. Geneva, Switzerland. Acesso em 09 de junho de 2018: http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/2012/globalcosts.pdf.

WORLD HEALTH ORGANIZATION-WHO. (2015). **Water and sanitation in the WHO European Region: 2014 Highlights**. Copenhagen, Denmark. Acesso em 09 de junho de 2018: http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0010/275887/water-sanitation-EURO_2014-highlights-en.pdf?ua=1.

WU, S., WIESSNER, A., DONG, R., PANG, C., KUSCHK, P. (2012) **Performance of two-laboratory-scale horizontal wetlands under varying influent loads treating artificial sewage**. Engineering in Life Sciences, 12 (2), pp. 178-187.

YADAV, A., CHAZARENC, F., MUTNURI, S. (2018). **Development of the “French system” vertical flow constructed wetland to treat raw domestic wastewater in India**. Ecol. Eng., 113, pp. 88-93.

YUAN, Y., LIU, J., MA, B., LIU, Y., WANG, B., PENG, Y. (2016). **Improving municipal wastewater nitrogen and phosphorous removal by feeding sludge fermentation products to sequencing batch reactor (SBR)**. Bioresource Technology, 222. pp; 326-334.

ZANELLA, L. (2008). **Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: Wetlands-construídos utilizando brita e bambu como suporte**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas). Campinas, SP.