



CENTRO UNIVERSITÁRIO UNIVATES

CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS

CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE UM WETLAND CONSTRUÍDO
NA ETAPA DE POLIMENTO FINAL DE UMA ESTAÇÃO
COMPACTA DE TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO**

Alexandre Batista Machado de Souza

Lajeado, Novembro de 2015

Alexandre Batista Machado de Souza

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE UM WETLAND CONSTRUÍDO
NA ETAPA DE POLIMENTO FINAL DE UMA ESTAÇÃO COMPACTA
DE TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO**

Monografia Apresentada na disciplina de Trabalho de Conclusão de Curso II, na linha de formação específica em Engenharia Ambiental, do Centro Universitário Univates, como parte da exigência para a obtenção do título em Engenheiro Ambiental.

Orientador: Prof. Me. Maria Cristina de Almeida Silva

Lajeado, Novembro de 2015

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha família pela compreensão e apoio em todos os momentos que precisei, em especial minha esposa e ao meu filho.

Também agradeço em especial a minha professora orientadora Maria Cristina de Almeida Silva, por sua dedicação e por estar sempre prestativa a me ajudar e orientar de maneira clara e eficiente em todos momentos que necessitei.

À colega e amiga de trabalho Laura Brum Closs, que sempre confiou em minha competência e na realização deste trabalho.

À empresa Imojel Construtora e Incorporadora Ltda, que forneceu todos os dados necessários para execução de meu projeto, delegando desde 2013 a responsabilidade técnica do empreendimento como Químico Industrial responsável, até os dias atuais.

A banca avaliadora pela disposição em avaliar o presente trabalho, com o intuito da obtenção do título de Engenheiro Ambiental.

E, em especial, a todos aqueles que estiveram envolvidos nesta caminhada até este momento, amigos, colegas, familiares que formam o que sou e o que se reflete no que construí nas próximas linhas.

RESUMO

O tratamento do esgoto sanitário, antes do seu lançamento em qualquer corpo hídrico, tem como objetivo impedir o contato dos despejos (resíduos e dejetos humanos) com a população, com a água de abastecimento e irrigação de alimentos, inibindo vetores patogênicos e reduzindo custos médico-hospitalares, além de controlar a poluição e manter o ambiente sustentável. Há soluções para a retirada do esgoto e dejetos ainda que o fornecimento de água não seja canalizado. Outra importante razão para tratar os esgotos é a preservação do meio ambiente. As substâncias presentes no esgoto exercem ação deletéria nos corpos de água: a matéria orgânica pode diminuir a concentração de oxigênio dissolvido provocando a morte de peixes e outros organismos aquáticos, escurecimento da água e exalação de odores desagradáveis. Este trabalho teve como objetivo avaliar a eficiência de um Wetland Construído (WC), de fluxo horizontal subsuperficial. O sistema está localizado em um condomínio residencial, composto por cinco prédios, totalizando 80 famílias e população total de aproximadamente 320 pessoas, na cidade de Lajeado - RS. O WC recebe o efluente de uma Estação Compacta de Tratamento de Esgoto Doméstico, que consiste em tratamento preliminar, do tipo gradeamento e caixa desarenadora, e tratamento biológico, constituído por Reator UASB e Filtro Anaeróbio. O projeto está dimensionado para um tempo de detenção hidráulica de aproximadamente 5 dias no WC, onde após esta etapa o efluente é clorado numa caixa de desinfecção, antes de ir para o corpo receptor. As amostragens foram realizadas na entrada e na saída da Wetland, com periodicidade inicial semanal e posteriormente mensal, entre os anos de 2011 e 2014. No decorrer dos anos de 2011 até 2014, o efluente tratado apresentou valores percentuais médios de redução: DQO até 76,5%, DBO5 até 70,3%, SST até 90,3%, turbidez até 88,3%, coliformes totais até 40,7%, coliformes termotolerantes até 61,3%, fósforo total até 71,5%, NTK até 64,8% e nitrogênio amoniacal até 64,6%. O efluente final apresentou no decorrer do período de estudo comportamentos distintos quanto à redução dos parâmetros. Houve perda considerável de rendimento principalmente na redução dos parâmetros relacionados a nutrientes e boa eficiência e estabilização frente aos demais parâmetros, principalmente quanto a DBO, DQO SST e turbidez. O presente estudo mostrou que Wetlands horizontais de fluxo subsuperficial construídas podem efetivamente atuar como polimento final de efluentes de reatores anaeróbios, sendo capazes de atingir a maioria dos padrões de lançamento exigidos pela legislação ambiental em vigor.

Palavras-chave: *esgoto sanitário, reatores UASB, wetlands construídos.*

ABSTRACT

The sewage treatment before its discharge into any hydrous body of water has the aim of prevent the contact between waste (human residue and waste) with the population, water supplies and crop irrigation, therefore inhibiting pathogenic vectors and reducing medical-hospital care costs, besides promoting pollution control and sustainable environment. There are solutions for the withdrawal of sewage and waste even if the water supply is not piped. Another important reason for the waste processing is the environment preservation. The substances found in the sewer system carry out a deleterious doing in the bodies of water: the organic matter might lower the concentration of dissolved oxygen causing the death of fish and other water organisms, darkening the water and exhaling unpleasant odors. The aim of the present work is to assess the efficiency of a horizontal subsurface flow constructed wetland (CW). The system was developed in a residential condominium, which comprises five apartment buildings, in a total of eighty families and a population of three hundred and twenty people in the city of Lajeado/RS. The CW receives the effluent of a Compact Domestic Sewage Treatment Station which consists of a preliminary treatment, of gridding and sand filter, and biological treatment, built by UASB Reactor and anaerobic filter. The project is dimensioned for an approximately five-day's time of water holding, when after this stage the effluent is chlorinated in a disinfection box before it hits the receiving body. The samples were taken in the entrance and in the outlet of the Wetland, initially with weekly intervals and later in monthly spans, between the years of 2011 and 2014. Throughout this time, the treated effluent displayed an average percentage reduction of DQO up to 76.5%, DBO5 up to 70.3%, SST up to 90.3%, turbidity up to 88.3%, total coliforms up to 40.7%, thermotolerant coliforms up to 61.3%, total phosphorus up to 71.35%, NTK up to 64.8% and nitrogen ammoniacal up to 64.6%. The final effluent exhibited in the course of the study distinct behavior regarding the reduction parameter. There was substantial loss in performance mainly in the diminution of nutrients and good efficiency and stabilization facing the other parameters, mainly concerning DBO, DQO, SST and turbidity. The present study has shown that horizontal subsurface flow constructed wetlands may operate as final polish of effluents of anaerobic reactors, being able to meet most standards required by the current environmental laws.

Key words: *sewage treatment, UASB reactors, Constructed Wetlands.*

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

WC -	Wetland construída
WFS -	Wetland de fluxo superficial
WFSS -	Wetland de fluxo subsuperficial
WHFSS -	Wetland horizontal de fluxo subsuperficial
EPA -	Environment Protection Agency
CONSEMA -	Conselho Estadual de Meio Ambiente
CONAMA -	Conselho Nacional de Meio Ambiente
DBO -	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO -	Demanda Química de Oxigênio
OD -	Oxigênio dissolvido
TDH -	Tempo de detenção hidráulica
UASB -	Upflow anaerobic sludge blanket
pH -	Potencial hidrogeniônico
OMS -	Organização Mundial da Saúde
NTK -	Nitrogênio Total Kjeldhal
FV -	Fluxo vertical
FH -	Fluxo horizontal
FHS -	Fluxo horizontal superficial

FHSS -	Fluxo horizontal subsuperficial
P -	Fósforo
N -	Nitrogênio
NBR -	Norma Brasileira Regulamentadora
ABNT -	Associação Brasileira de Normas Técnicas
SSusp -	Sólidos Suspensos
FEPAM -	Fundação Estadual de Proteção Ambiental
LD -	Limite de Detecção
WERF	Water Environment Research Foudation

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Ilustração de Wetland de fluxo superficial	30
Figura 2 – Configuração típica de uma Wetland construída de WFSS.....	30
Figura 3 - Configuração típica de uma Wetland construída de WHFSS.....	31
Figura 4 - Ciclo Simplificado do Nitrogênio em Wetlands.....	37
Figura 5 - Distribuição de NH_3 e NH_4^+ na água	43
Figura 6 - Ciclo do fósforo na biomassa em Wetlands	45
Figura 7 - Imagem dos blocos residenciais e macrófitas do Sistema de WC.....	50
Figura 8 - Escavação e compactação.....	56
Figura 9 - Revestimento com geomembrana.....	56
Figura 10 - Acabamento da conexão da geomembrana na entrada do <i>Wetland</i>	57
Figura 11 - Colocação do material de enchimento	57
Figura 12 - Etapa completa de material de enchimento	58
Figura 13 - Etapa da plantação de mudas	58
Figura 14 - Etapa final de conclusão do plantio das duas espécies de plantas	59
Figura 15 - Etapa de floração da bananeira vermelha	59
Figura 16 - Disposição das camadas de substrato	60
Figura 17 - Fluxograma do tratamento do esgoto doméstico do Condomínio Residencial Floresta.	62

Figura 18 - Vista das plantas no Wetland.....	64
Figura 19 - Vista das plantas no Wetland antes do processo de poda.....	64
Figura 20 - Vista das plantas na Wetland durante um processo de poda	65
Figura 21 - Vista das plantas na <i>Wetland</i> logo após o processo de poda	65
Figura 22 - Representação utilizada para os gráficos box-pot.....	67

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Vantagens e limitações de WC.....	26
Tabela 2 - Mecanismos de remoção de águas residuárias	34
Tabela 3 - Principais características operacionais da WC:.....	55
Tabela 4 - Dimensões construtivas do WC:	55
Tabela 5 - Escolha das espécies de plantas utilizadas no sistema WC.....	61
Tabela 6 - Metodologia adotada nos ensaios laboratoriais.....	66
Tabela 7 - Concentração média, desvio padrão, máximos e mínimos, relacionados com legislação estadual vigente dos parâmetros de qualidade do efluente.....	68
Tabela 8 - Eficiência percentual, desvio padrão, máximos e mínimos para remoção dos parâmetros analisados.....	69
Tabela 9 - Resumo dos VME e da eficiência encontrada no decorrer dos anos de análise.....	70
Tabela 10 - Valores encontrados de DQO para confecção dos Box-plots	72
Tabela 11 - Valores encontrados de DBO5 para confecção dos gráficos Box-plot	76
Tabela 12 - Valores encontrados de Fósforo Total para confecção do Box-plot	79
Tabela 13 - Valores encontrados de NTK para confecção dos Box-plots.....	82
Tabela 14 - Valores encontrados de Nitrogênio NH3 para confecção do gráfico box-plot.	85
Tabela 15 - Valores encontrados de SST para confecção dos Box-plots	88
Tabela 16 - Valores médios de concentração de saída e a eficiência de remoção	89

Tabela 17 - Valores médios de concentração de saída e a eficiência de remoção	89
Tabela 18 - Valores encontrados de Turbidez para confecção dos Box-plots.....	92

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 - Valores obtidos de DQO na entrada e saída da WC durante o ano de 2011.....	70
Gráfico 2 - Valores obtidos de DQO na entrada e saída da WC durante o ano de 2012.....	71
Gráfico 3 - Valores obtidos de DQO na entrada e saída da WC durante o ano de 2013.....	71
Gráfico 4 - Valores obtidos de DQO na entrada e saída da WC durante o ano de 2014.....	72
Gráfico 5 - Box-plot DQO entre o período de 2011 e 2014.....	73
Gráfico 6 - Valores obtidos de DBO ₅ na entrada e saída da WC durante o ano de 2011.....	74
Gráfico 7 - Valores obtidos de DBO ₅ na entrada e saída da WC durante o ano de 2012.....	74
Gráfico 8 - Valores obtidos de DBO ₅ na entrada e saída da WC durante o ano de 2013.....	75
Gráfico 9 - Valores obtidos de DBO ₅ na entrada e saída da WC durante o ano de 2014.....	75
Gráfico 10 - Box-plot DBO ₅ entre o período de 2011 e 2014.....	76
Gráfico 11 - Valores obtidos para Fósforo Total na entrada e saída da WC durante o ano de 2011.....	77
Gráfico 12 - Valores obtidos para Fósforo Total na entrada e saída da WC durante o ano de 2012.....	77
Gráfico 13 - Valores obtidos para Fósforo Total na entrada e saída da WC durante o ano de 2013.....	78
Gráfico 14 - Valores obtidos para Fósforo Total na entrada e saída da WC durante o ano de 2014.....	78
Gráfico 15 - Gráfico box-plot de Fósforo Total entre o período de 2011 e 2014.....	79

Gráfico 16 - Valores obtidos para NTK na entrada e saída da WC durante o ano de 2011.	80
Gráfico 17 - Valores obtidos para NTK na entrada e saída da WC durante o ano de 2012.	80
Gráfico 18 - Valores obtidos para NTK na entrada e saída da WC durante o ano de 2013.	81
Gráfico 19 - Valores obtidos para NTK na entrada e saída da WC durante o ano de 2014.	81
Gráfico 20 - Box-plot de NTK entre o período de 2011 e 2014.	82
Gráfico 21 - Valores obtidos para Nitrogênio NH ₃ na entrada e saída da WC durante o ano de 2011.	83
Gráfico 22 - Valores obtidos para Nitrogênio NH ₃ na entrada e saída da WC durante o ano de 2012.	83
Gráfico 23 - Valores obtidos para Nitrogênio NH ₃ na entrada e saída da WC durante o ano de 2013.	84
Gráfico 24 - Valores obtidos para Nitrogênio NH ₃ na entrada e saída da WC durante o ano de 2014.	84
Gráfico 25 - Gráfico box-plot de Nitrogênio amoniacal (NH ₃) entre o período de 2011 e 2014.	85
Gráfico 26 - Valores obtidos para SST na entrada e saída da WC durante o ano de 2011.	86
Gráfico 27 - Valores obtidos para SST na entrada e saída da WC durante o ano de 2012.	86
Gráfico 28 - Valores obtidos para SST na entrada e saída da WC durante o ano de 2013.	87
Gráfico 29 - Valores obtidos para SST na entrada e saída da WC durante o ano de 2014.	87
Gráfico 30 - Box-plot de SST entre o período de 2011 e 2014.	88
Gráfico 31 - Valores obtidos para Turbidez na entrada e saída da WC durante o ano de 2011.	90
Gráfico 32 - Valores obtidos para Turbidez na entrada e saída da WC durante o ano de 2012.	91
Gráfico 33 - Valores obtidos para Turbidez na entrada e saída da WC durante o ano de 2013.	91
Gráfico 34 - Valores obtidos para Turbidez na entrada e saída da WC durante o ano de 2014.	92

Gráfico 35 - Box-plot da Turbidez entre o período de 2011 e 2014.	92
--	----

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1 - Oxidação do íon amônio em nitrito	39
Equação 2 - Oxidação do nitrito a nitrato.....	39
Equação 3 - Processo de desnitrificação	40
Equação 4 - Decomposição aeróbia da matéria orgânica	47
Equação 5 - Conversão da matéria orgânica para síntese de novas células	47
Equação 6 - Vazão média do condomínio	52
Equação 7 - Vazão diária do condomínio.....	53
Equação 8 - Contribuição DQO/d	53
Equação 9 - Contribuição NTK/d.....	53
Equação 10 - Contribuição Fósforo Total/d	53
Equação 11 - TDH no Reator UASB.....	54

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	19
2. OBJETIVOS	23
2.1 Objetivo geral	23
2.1.2. Objetivo específico.....	23
3. REFERENCIAL TEÓRICO	24
3.1 Características gerais de WC	24
3.2 Fatores que influenciam no desempenho de WC.....	26
3.2.1 Fatores climáticos.....	26
3.2.2 Solo e geologia	27
3.2.3 Fatores biológicos	27
3.3 Classificação das WC	28
3.3.1 <i>Wetland</i> de fluxo superficial (WFS).....	29
3.3.2 <i>Wetland</i> vertical de fluxo subsuperficial (WVFSS).....	30
3.4 Utilização de plantas em <i>Wetland</i> horizontal de fluxo subsuperficial – WHFSS.....	31
3.5 Mecanismos de remoção de poluentes em WC	33
3.5.1 Processos físicos.....	34
3.5.2 Processos químicos	35
3.5.3 Processos biológicos	35
3.6 Descrição dos Processos que ocorrem com nitrogênio em <i>Wetlands</i>	36

3.6.1 Formas de nitrogênio em <i>Wetlands</i>	36
3.6.1.1 Amonificação	38
3.6.1.2 Nitrificação.....	38
3.6.1.3 Desnitrificação	40
3.6.1.4 Assimilação pelas plantas.....	41
3.6.1.5 Volatilização da amônia	42
3.6.2 Fósforo	43
3.6.3 Patógenos	46
3.6.4 Matéria Orgânica.....	46
3.6.5 Sólidos Totais.....	48
3.7 Áreas alagadas construídas no Brasil.....	48
4 METODOLOGIA.....	50
4.1 Local de estudo	50
4.2 Descrição do tratamento	51
4.3 Projeto <i>Wetland</i> construído condomínio residencial floresta – memorial de cálculo.....	51
4.3.1 A legislação pertinente	51
4.3.2 Estimativa de vazão.....	52
4.3.3 Cálculo da carga poluidora.....	53
4.3.4 Cálculo do tempo de detenção hidráulica – TDH no Reator UASB	54
4.3.5 Dimensionamento.....	54
4.4 - Orientações de construção	55
4.4.1 Escavação e dimensão do tanque	55
4.4.2 Relatório fotográfico das etapas de construção da <i>Wetland</i>	56
4.4.3 Escolha dos materiais e disposição das camadas de substrato	60
4.4.4 Manutenção do fluxo subsuperficial do WC.....	61
4.4.5 Escolha das espécies de macrófitas aquáticas	61

4.4.6 Pontos de monitoramento.....	62
4.4.7 Manutenção do sistema.....	62
4.5 Monitoramento do WC no condomínio residencial.....	63
4.5.1 Pontos de coleta do efluente.....	63
4.5.2- Monitoramento.....	63
4.5.3 Relatório Fotográfico	63
4.6 Período de coleta de dados.....	66
4.6.1 Parâmetros analisados	66
4.6.3 Análise estatística.....	66
5 RESULTADOS	68
5.1 Efluentes	68
5.1.1 Resumo dos resultados	68
5.1.2 Remoção e eficiência encontrada para o período de análise.....	69
5.1.2.1 DQO	70
5.1.2.2 DBO ₅	73
5.1.2.3 Fósforo Total	77
5.1.2.4 Nitrogênio Total Kjeldhal – NTK	80
5.1.2.5 Nitrogênio Amoniacal (Nitrogênio NH ₃).....	83
5.1.2.6 Sólidos Suspensos Totais - SST.....	86
5.1.2.7 Coliformes Totais e termotolerantes	89
5.1.2.8 Turbidez	90
6 CONCLUSÃO.....	94
REFERÊNCIAS	95
ANEXOS	101
Anexo A - Corte lateral - BB.....	102
Anexo B - Planta Baixa.....	103

1. INTRODUÇÃO

A água é a substância mais abundante na superfície da Terra, ocupando em relação à “terra firme” a proporção de área equivalente a 2,42:1, sendo o melhor e mais comum solvente disponível na natureza. De toda a água doce líquida, 99,01% são subterrâneas e 0,99% são superficiais, sendo que água doce líquida, potencialmente utilizável, corresponde a 0,007% do total de água do planeta (HIRATA, et al. apud TEIXEIRA, et al., 2009). Essa água doce disponível é explorada e utilizada para diversos fins, podendo ser utilizada diretamente no reservatório natural onde se encontra, ou extraída e transportada para outros locais, para satisfazer as necessidades de seu uso. Para cada um de seus possíveis usos, é requerida uma qualidade específica.

A qualidade da água é representada por parâmetros que refletem seus aspectos físicos, químicos e biológicos. Von Sperling (1996) aponta como os principais parâmetros físicos e químicos da água: cor, turbidez, sabor e odor, temperatura, pH, alcalinidade, acidez, dureza, ferro e manganês, cloretos, nitrogênio, fósforo, oxigênio dissolvido, matéria orgânica, micropoluentes inorgânicos e orgânicos.

Os sistemas de abastecimento de água, de coleta e tratamento de águas residuárias são algumas das atividades que compõem o saneamento. A implantação de sistemas de saneamento deve considerar características culturais, sociais e econômicas do local, buscando alternativas tecnológicas apropriadas para cada cenário, seja em grandes aglomerados urbanos ou em pequenas comunidades (INTERFAC-EHS – 2013). De acordo com Philippi Jr. & Malheiros (2005), a cobertura do sistema de coleta e tratamento de efluentes é maior nas áreas urbanas do que em áreas rurais. Nestas últimas, em que estes serviços podem ser

caracterizados como críticos, uma alternativa potencial a ser empregada é o sistema de tratamento dos efluentes *in situ*.

Conforme apontado por Von Sperling (1996), 99,9% do esgoto doméstico é constituído de água. Os 0,1% restantes correspondem aos sólidos orgânicos e inorgânicos, que podem estar presentes tanto na forma suspensa como dissolvida. O maior impacto relacionado à presença de nitrogênio e de fósforo em corpos d'água é a eutrofização, que consiste no crescimento excessivo das plantas aquáticas causando prejuízos aos usos desejáveis do corpo d'água. Os *Wetlands* consistem em sistemas projetados que utilizam plantas aquáticas (macrófitas) em substratos (areia, solo, brita ou cascalho), promovendo a proliferação de microorganismos capazes absorver nutrientes e de degradar a matéria orgânica complexa, formando elementos mais simples que podem ser assimilados pelas plantas, realizando dessa forma o tratamento de águas residuárias (MONTEIRO, 2009).

Conforme observado por vários pesquisadores (VALENTIM, 2003; MAZZOLA, 2003; SILVA, 2007; OLIVEIRA, 2007; OLIVEIRA, 2008; MONTEIRO, 2009), esse sistema se mostra eficiente para redução dos valores de nitrogênio, fósforo, DBO, DQO, turbidez e sólidos sedimentáveis dos efluentes. Os sistemas de tratamento de efluentes do tipo *Wetland* são de baixo custo de implantação e manutenção, e, além disso, não liberam odores desagradáveis. O emprego de macrófitas nos tanques confere valor paisagístico, facilitando a aceitação da sociedade para seu emprego em comunidades. Os *Wetlands* artificiais ou construídos são divididos de acordo com seu escoamento, podendo ser superficial ou sub-superficial. Estes ainda podem ser subdivididos de acordo com o tipo de fluxo em horizontal, vertical ou híbrido.

Von Sperling (1996) ressalta como condição fundamental para os países em desenvolvimento, elevar o nível de qualidade das águas, e o maior esforço a ser empreendido é na implantação de sistemas de tratamento. Este autor considera alguns aspectos como de vital importância na seleção dos sistemas de tratamento destes países, são eles: custos de construção, sustentabilidade, custos operacionais e simplicidade. Pela necessidade de altos investimentos, soluções alternativas e de baixo custo devem ser buscadas, principalmente quando relacionada ao esgotamento sanitário, em que se verifica maior carência quando comparada ao abastecimento de água. A simplicidade funcional é uma característica desejável

e de grande relevância dentro da realidade nacional, pois o maior déficit está em localidades isoladas, em que a rede convencional de esgotamento seria inviável do ponto de vista econômico (Roque, 1997). Tais condições também tem reflexo na saúde da população. Doenças já controladas em outros países se tornam endêmicas em povoados de baixa renda e localidades interioranas (Mara, 2003), onde o baixo nível cultural acentua ainda mais as desigualdades sociais.

Em função da rápida e crescente urbanização e da necessidade de opções adequadas de tratamento de águas residuárias de baixo custo, os reatores anaeróbios de fluxo ascendente (UASB), mostram-se como uma opção apropriada para o tratamento de efluentes domésticos em países tropicais em desenvolvimento (STEEN et al., 1999; CHERNICHARO, 2007). Cunha (2006) reporta sobre as vantagens do reator UASB na produção de biogás, no baixo consumo energético e na baixa produção de lodo. As desvantagens dos reatores UASB são a necessidade adicional de tratamento para o polimento e para redução da carga de poluição no efluente, especialmente em termos de matéria orgânica.

Uma técnica que vem sendo muito pesquisada e utilizada no tratamento de esgotos de diferentes características é o de *Wetlands* Construídos (WC). Essa técnica, já bastante estudada na Europa, América e Austrália, vem sendo estudada e utilizada em países em desenvolvimento, que possuem áreas apropriadas e necessitam de sistemas e processos naturais, de baixos custos de implantação e manutenção. No Brasil, esta modalidade de tratamento recebe outros nomes, como áreas alagadas construídas, zona de raízes, leitos cultivados, entre outras (Von Sperling, 1996).

As tendências de pesquisas em tratamento de efluentes abordam a remediação mais limpa, o reuso das águas, a recuperação de energia e nutrientes, a integração de métodos e processos e a análise do ciclo de vida. A fitorremediação através de WC associa tais vantagens por ser um sistema de simples operação, baixo custo de implantação e manutenção, não exige mão-de-obra qualificada e com baixo consumo energético. Além disso, é uma alternativa diante da enorme heterogeneidade da sociedade brasileira, na qual são necessárias tecnologias simples e de baixo custo para o tratamento de esgotos, incluindo a utilização do efluente (TAVARES, 2004). Alternativas ambientalmente sustentáveis, empregadas sob a ótica da descentralização, são apontadas na literatura, destacando-se a utilização de sistemas

naturais para o tratamento dos esgotos (SEZERINO *et al.*, 2005). De acordo com Sezerino (2006), os sistemas WC já vem sendo usados por países desenvolvidos como alternativa tecnológica para o tratamento de esgotos e na promoção do saneamento rural.

A possibilidade de integração de tecnologias simples e de baixo custo, como reatores anaeróbios e WC já tem sido testada por diversos autores (ANDRADE NETO, 1997; ALMEIDA 2005; SEZERINO *et al.*, 2006; SOUSA *et al.*, 2000; SOUSA *et al.*, 2001; SOUSA *et al.*, 2003; NUVOLARI, 2003;) e permitem integrar as vantagens de ambos os tratamentos.

Justifica-se assim, um estudo mais profundo destes sistemas, considerando-se as variáveis e processos mais relevantes, incluindo-se também a natureza dinâmica que caracteriza as taxas de remoção de poluentes.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Analisar o desempenho e comportamento de um *Wetland* de fluxo horizontal subsuperficial, tratando efluente de reator UASB e filtro anaeróbio.

2.1.2. Objetivo específico

Avaliar o desempenho na remoção de DBO₅, DQO, Sólidos Suspensos Totais, Turbidez, NTK, N-Amoniacal, Fósforo total, Coliformes Totais e Termotolerantes de um *Wetland* horizontal subsuperficial construída, utilizada para o pós-tratamento de efluente de reator UASB e filtro anaeróbio, no período dos anos entre 2011 e 2014.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Características gerais de WC

O termo *Wetlands* vem do inglês e significa áreas alagadas, sendo utilizado para caracterizar vários ecossistemas naturais que ficam parcial ou totalmente inundados durante o ano (SALATI, 2000). Uma WC é aquela cuja finalidade específica é o controle da poluição e o manejo de resíduos em um local diferente de onde existe uma *Wetland* natural. Em suma, é a simulação de um ecossistema natural reproduzido em um ambiente distinto, aonde mecanismos básicos de ecologia são manipulados através de princípios de engenharia civil e sanitária. Desta forma, o mecanismo de tratamento das WC é baseado em *Wetlands* naturais, em que microorganismos, plantas e animais nativos trabalham juntos para reduzir os poluentes da água.

O termo *Wetland* vem do inglês (wet: úmido, encharcado e land: terra, solo), e o termo construído dá as dimensões de um sistema projetado sob condições controladas e com princípio de impermeabilização do solo para impedir a infiltração (USEPA,1993).

Os WC têm sido empregadas no tratamento de águas residuárias domésticas, industriais, agrícolas e do escoamento urbano e rural. Do ponto de vista de remoção de poluentes, os autores Kadlec & Knight (1996) relatam que estes sistemas que estes *Wetlands* apresentam capacidade de remoção de poluentes tais como: matéria orgânica, organismos patogênicos, material em suspensão, nutrientes, metais pesados e compostos orgânicos tóxicos.

WC são caracterizadas por sere uma forma de tratamento de baixa tecnologia em contraposição a outras formas de tratamento relativamente de alta tecnologia, tais como o

processo de lodos ativados e tratamentos físico-químicos. Desta forma, o custo de tratamento característico de *Wetlands* tende a ser inferior que o de outras formas de tratamento mais avançadas, devido à sua simplicidade intrínseca. Todavia, o custo de implantação de WC pode ser desvantajoso em função da magnitude das áreas envolvidas para sua implantação e do movimento de terra associado. (U.S. EPA, 2000).

Dentre as aplicações práticas mais citadas de *Wetlands*, estão aquelas referentes ao tratamento de águas residuárias com vazões relativamente pequenas, devido ao requerimento de grandes áreas para sua implantação quando utilizadas maiores vazões. Assim, tais aplicações tendem a se concentrar no tratamento de águas residuárias de pequenas comunidades e indústrias, embora não estejam restritas somente a estes casos (LAUTENSCHLAGER, 2001).

Os WC são sistemas que consistem em lagoas ou canais rasos, preenchidos por um material poroso inerte que serve de meio suporte para plantas aquáticas que auxiliam no tratamento dos esgotos. Devem possuir uma camada impermeável de argila ou membrana sintética, além de estruturas que permitam o controle de importantes parâmetros do sistema como a direção do fluxo, o tempo de detenção hidráulica e o nível de água (VON SPERLING, 2005).

Dentre as diversas espécies de macrófitas que podem ser utilizadas em sistemas de *Wetlands* construídos, Stottmeister et al. (2003) destacam as: *Phragmites australis*, *Juncus spp.*, *Scirpus spp.*, *Typha angustifolia*, *Typha latifolia*, *Iris pseudacorus*, *Acorus calamus*, *Glyceria maxima* e *Carex spp.* No entanto, apesar de todas essas espécies serem adequadas, as mais empregadas são os tipos de canas (*Phragmites spp.*), de juncos (*Juncus spp.*) e taboas (*Typha spp.*). (STOTTMEISTER et al. 2003)

A Tabela 1 apresenta algumas das vantagens e limitações da aplicação de sistemas de *Wetlands* construídos.

Tabela 1- Vantagens e limitações de WC

Vantagens	Limitações
Baixos custos de construção e operação quando comparados a sistemas mais complexos como o Lodo Ativado	Maior demanda de área para construção quando comparados a sistemas mais complexos como o Lodo Ativado
Baixo consumo de energia e produção de lodo	Possibilidade de colmatção do substrato
Promoção de um tratamento satisfatório quanto à remoção de matéria orgânica, sólidos em suspensão e macronutrientes (nitrogênio e fósforo)	Possibilidade de formação de curtos-circuitos hidráulicos
Possibilidade de remoção de microrganismos patogênicos	Necessidade de manejo adequado das macrófitas
	Recorrentes imprecisões para os critérios de projeto e operação

Fonte: CHERNICHARO (2001).

3.2 Fatores que influenciam no desempenho de WC

Indubitavelmente, além da natureza do poluente, podem afetar a eficiência de remoção as seguintes variáveis: tipo de solo, meteorologia, hidrologia, hidrodinâmica, flora, fauna e regras de operação e de manejo do sistema (LAUTENSCHLAGER, 2001).

Apresenta-se a seguir os principais fatores que podem afetar o funcionamento dos *Wetlands*.

3.2.1 Fatores climáticos

Fatores climáticos podem afetar o funcionamento de *Wetlands* em função de:

- Temperatura: afeta taxas de reações físico-químicas e bioquímicas, reaeração, volatilização e evapotranspiração;

- Radiação Solar: afeta a taxa de crescimento da vegetação devido à fotossíntese, a qual depende também do número de horas de insolação por dia;
- Precipitação: afeta o balanço hídrico dos *Wetlands*;
- Vento: afeta as taxas de evapotranspiração, trocas gasosas entre a atmosfera e o meio aquático e o efeito de mistura (turbulência no escoamento).

3.2.2 Solo e geologia

Parte da capacidade de remoção de poluentes por um *Wetland* se dá às custas de processos envolvendo interações poluentes-solo. O fenômeno de sorção desempenha papel fundamental neste processo e depende das características do solo e de cada poluente considerado.

Adicionalmente, é importante que o *Wetland* apresente uma camada de solo que dificulte a percolação dos poluentes para o lençol freático (SEZERINO & PHILIPPI, 2004).

3.2.3 Fatores biológicos

As atividades biológicas que ocorrem dentro dos *Wetlands* podem ser de grande importância para o bom desempenho destas como removedoras de poluentes. As plantas desempenham papel de primeira importância na melhoria da qualidade da água, absorvendo vários poluentes, ou então adsorvendo-os em suas raízes de grande superfície específica e caules submersos. Assim, a seleção e o manejo da vegetação devem ser cuidadosamente analisados para que sejam obtidas remoções satisfatórias dos poluentes. Também deve-se analisar a possibilidade de ocorrência do efeito de cargas tóxicas à biota local, para que esta não deixe de cumprir a função para a qual foi projetada (MITCHELL e HAMILTON, 1996).

Além das plantas, os microrganismos decompositores também são importantes nestes sistemas, pois degradam, microrganismos decompositores atuam sobre a matéria orgânica biodegradável, consumindo a DBO disponível (MITCHELL e HAMILTON, 1996).

3.3 Classificação das WC

Os WC podem ser classificadas segundo a direção do fluxo de esgoto através de seu leito em: fluxo horizontal e fluxo vertical. As WC de fluxo horizontal ainda podem ser subdivididos em: fluxo superficial (nível d'água livre na superfície) e fluxo subsuperficial (nível d'água abaixo do nível do leito filtrante) (USEPA, 2000).

Fluxo vertical (FV):

Os WC de fluxo vertical são sistemas que geralmente apresentam uma alimentação intermitente, constituindo um típico filtro com leito para suporte de uma vegetação plantada com recolhimento do efluente tratado no fundo da unidade. Essa concepção apresenta como maior vantagem um menor requisito de área, devido a uma distribuição em uma superfície de entrada maior e um uso mais eficiente do volume do filtro, além de apresentar uma maior oxigenação no meio filtrante ocasionado pela intermitência da sua alimentação (PLATZER *et al.*, 2007).

Fluxo horizontal (FH):

Os WC de fluxo horizontal são sistemas alimentados continuamente, em geral, e que apresentam uma oxigenação limitada no meio filtrante. Possui vantagens como a operação do sistema sem o uso de bombas e maior eficiência na eliminação de patógenos, devido a um tempo de detenção hidráulico mais elevado (PLATZER *et al.*, 2007).

Fluxo horizontal superficial (FHS):

Nessa concepção, há uma semelhança muito grande com os *Wetlands* naturais, já que são constituídas de plantas aquáticas flutuantes e/ou enraizadas, utilizando como base uma camada de solo no fundo do tanque. O nível d'água ultrapassa o do meio filtrante, sendo que o efluente flui com liberdade entre as folhas e caules das macrófitas utilizadas, que podem ser emergentes e/ou submersas. Esse tipo de WC apresenta uma ecologia aquática bastante complexa e são mais adequados para o tratamento de efluentes oriundos de lagoas de estabilização (VON SPERLING, 2005).

Fluxo horizontal subsuperficial (FHSS):

Nos *Wetlands* de fluxo subsuperficial, o nível d'água não ultrapassa o do meio filtrante, ou seja, o fluxo não corre livremente na superfície como no caso anterior. O afluente escoar em contato com as zonas das raízes e rizomas das macrófitas. Para a composição do meio filtrante, que dará suporte para o crescimento das plantas, podem ser utilizadas pedras, cascalhos, areia ou solo. Esse tipo é mais recomendado para o pós-tratamento de efluentes de tanques sépticos e reatores anaeróbios (MOTA e VON SPERLING, 2009).

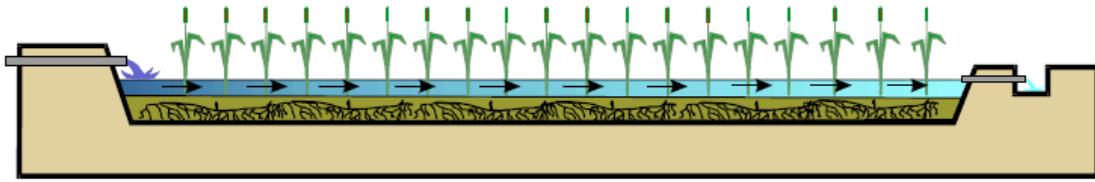
3.3.1 *Wetland* de fluxo superficial (WFS)

Os *Wetlands* de fluxo superficial possuem, na sua maior parte, áreas em que a água está aparente e a vegetação é composta por macrófitas flutuantes e/ou emergentes (enraizadas na camada de sedimento no fundo). O biofilme microbiano se desenvolve em toda a superfície disponível das plantas. A água residuária, ao passar pelo sistema de WFS, é tratada através dos processos de sedimentação, filtração, oxidação, redução, adsorção e precipitação (KADLEC e WALLACE, 2008).

O ambiente nas WFS é normalmente aeróbio na região próxima à superfície da água, tendendo a condições anóxicas em direção ao fundo da unidade de tratamento, podendo ser inclusive anaeróbia, semelhante aos sistemas de lagoas de estabilização (KADLEC e WALLACE, 2008).

Os *Wetlands* de fluxo superficial são a tipologia de WC que mais se assemelha aos sistemas encontrados na natureza, por isso é também a que mais atrai uma grande variedade de animais selvagens, como insetos, moluscos, peixes, anfíbios, répteis, pássaros e mamíferos. Devido ao potencial de exposição humana aos patógenos, as WFS raramente são utilizadas para tratamento primário ou secundário. A aplicação mais comum desse tipo de *Wetland* é no tratamento avançado de efluentes secundários ou terciários, oriundos, por exemplo, de lagoas, filtros biológicos percoladores, lodos ativados, entre outros (USEPA, 2000). Um esquema típico de um *Wetland* de fluxo superficial é apresentado na figura 1.

Figura 1 - Ilustração de Wetland de fluxo superficial



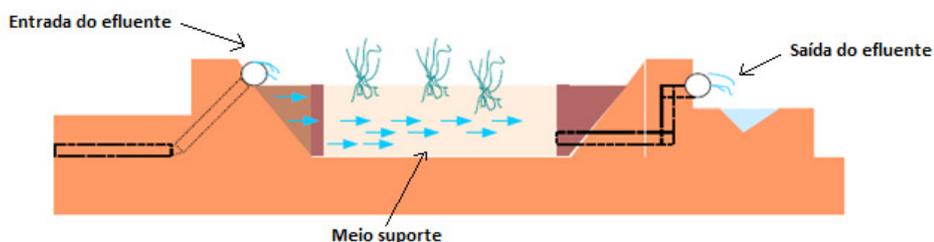
Fonte: SALATI, (2000).

3.3.2 *Wetland* vertical de fluxo subsuperficial (WVFSS)

Existem diversas variações de *Wetlands* verticais. O tipo mais comum, utilizado em maior proporção na Europa, consiste na aplicação de pulsos do efluente no sistema na forma de bateladas e a simples percolação no leito de areia ou pedras, plantado com macrófitas emergentes. Essa tipologia assemelha-se bastante aos filtros intermitentes de areia, em que o fluxo não é contínuo, não há necessidade de tratamento primário, sendo usual a aplicação de esgoto bruto oriundo apenas de tratamento preliminar (USEPA, 2000).

A aplicação de um fluxo intermitente tem por finalidade melhorar a oxigenação do meio filtrante e do biofilme presente nos interstícios e aderido ao meio suporte, resultando num ambiente predominantemente aeróbio. Essa intermitência, portanto, intensifica a oxidação da amônia, resultando em um efluente nitrificado parcialmente (USEPA 2000). Um esquema típico de um *Wetland* vertical de fluxo subsuperficial é apresentado na figura 2.

Figura 2 – Configuração típica de uma *Wetland* construída de WFSS.

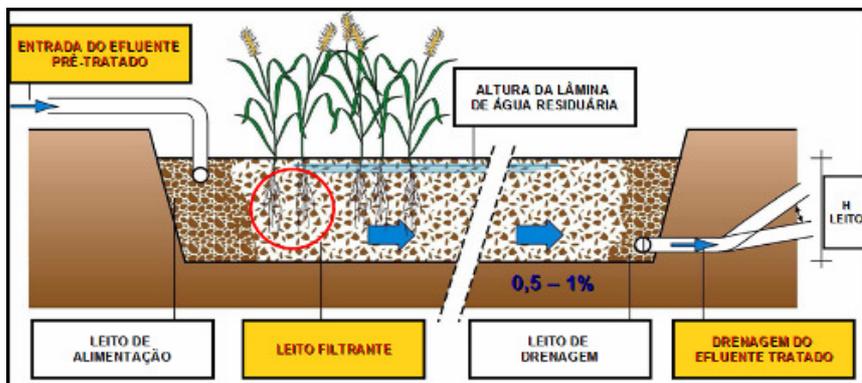


Fonte: KADLEC & KNIGHT (1996).

3.4 Utilização de plantas em *Wetland* horizontal de fluxo subsuperficial – WHFSS

Objeto de estudo do presente trabalho, tais sistemas não se assemelham a *Wetlands* naturais já que não possuem camada de água aparente. Estas possuem leito cujo meio (britas, pedras de dimensões reduzidas, cascalho, areia ou solo) é plantado com macrófitas aquáticas. Quando operadas e dimensionadas corretamente, as águas residuárias se mantêm abaixo da superfície do leito e fluem em contato com as raízes e rizomas das plantas e, assim, não ficam visíveis ou disponíveis à vida selvagem ou com o contato direto do operador do sistema (USEPA, 2000). Um esquema típico de um *Wetland* horizontal de fluxo subsuperficial é apresentado na Figura 3.

Figura 3 - Configuração típica de uma *Wetland* construída de WHFSS.



Fonte: Adaptado de AGENCE DE L'EAU (2005)

As macrófitas emergentes são as mais adequadas para as *Wetlands* horizontais subsuperficiais, uma vez que o nível da água, nesses sistemas, se mantém abaixo da superfície do meio suporte. Entre elas, as mais utilizadas em todo o mundo são a *Phragmites sp.*, taboa (*Typha sp.*) e *Juncus sp.*. Essas espécies possuem alta taxa de crescimento e adensamento no leito, com destaque para a *Phragmites sp.* (COOPER, et al. 1996).

Os microrganismos desenvolvem-se aderidos à superfície do material do meio suporte, do caule e das raízes das plantas e dos sólidos em suspensão acumulados no sistema. O efluente flui longitudinalmente e é submetido ao tratamento durante o contato com a superfície do substrato e com os rizomas e raízes, que são locais de concentração do biofilme bacteriano decompositor do material orgânico. A oxidação do meio é feita, dependendo da

espécie vegetal cultivada, via rizomas das plantas e por difusão do ar atmosférico na superfície do meio suporte, possibilitando a formação de locais aeróbios e anaeróbios no interior da unidade de tratamento (MATOS e LO MONACO, 2003).

A escolha da macrófita está associada à sua tolerância a ambientes alagados de água (ou esgoto), seu potencial de crescimento, à presença destas plantas na área próxima de onde o *Wetland* será construída. Esta última condição é considerada para que a planta esteja mais adaptada às condições climáticas da região e não prejudique seu desenvolvimento, assim como o custo relativo ao plantio e à manutenção (poda regular e aproveitamento da biomassa) (PHILIPPI e SEZERINO, 2004). Entretanto, pode-se utilizar uma macrófita menos habituada com o ambiente proposto ou que apresente maior custo, quando há intenção de remoção de alguns poluentes específicos, já que algumas espécies se sobressaem em relação a outras. Por exemplo, no caso da remoção de nitrogênio em WHFSS, é recomendado o uso de *Phragmites sp.* ou *Scirpus sp.* em relação à taboa (REED, et al. 1995). Esses autores atribuíram a menor eficiência da taboa em função do menor alcance das raízes em toda a profundidade do leito (0,76 cm).

A penetração das raízes das macrófitas no meio suporte é, portanto, um parâmetro importante que deve ser considerado no projeto de WC. Caso a penetração do sistema radicular não alcance o fundo do leito, possivelmente ocorrerá estratificação vertical do fluxo do líquido no meio devido às condições impostas pela região onde há presença das raízes, formando caminhos preferenciais na zona inferior. Cooper et al. (1996) destacam que as raízes das plantas do gênero *Typha spp.* atingem penetrações no material filtrante da ordem de 0,3 a 0,4 m. Já para o gênero *Juncus spp.* estas penetrações variam de 0,6 a 0,9 m de profundidade e as raízes das *Phragmites spp.* atingem profundidades maiores do que 0,6 m (DE PAOLI, 2010). Também pode haver variações na profundidade de penetração das raízes entre WC com o cultivo da mesma espécie de acordo com as características do efluente aplicado. Observou-se que sistemas com condições fortes de redução e altas concentrações de nutrientes apresentam raízes pouco profundas, sistematicamente menores que 0,3 m (KADLEC e WALLACE, 2008).

3.5 Mecanismos de remoção de poluentes em WC

A remoção de poluentes em WC ocorre, principalmente, devido a mecanismos físicos, químicos e biológicos. Dentre os mecanismos físicos estão os processos de filtração, de sedimentação e de adsorção. Os mecanismos químicos consistem na precipitação e co-precipitação de compostos insolúveis e na decomposição de compostos menos estáveis. Por fim, os mecanismos biológicos consistem na remoção de partículas coloidais e orgânicas solúveis por bactérias em suspensão, na nitrificação/desnitrificação, no metabolismo das plantas (assimilação de contaminantes pelas plantas) e no decaimento natural dos organismos em um meio desfavorável ao seu desenvolvimento (MARQUES, 1999). A eficiência de um WC está diretamente relacionada à percentagem de nutrientes e substâncias químicas absorvidas, transformadas ou decompostas pelo ecossistema ali formado (CUNHA, 2006).

Grande parte das transformações bioquímicas ocorridas e WC são controladas pela população microbiana presente. A degradação biológica de micropoluentes orgânicos pode ser verificada em locais com atividade microbiana intensa. A rizosfera expansiva das macrófitas proporciona o surgimento de uma zona enriquecida para que os microrganismos se envolvam na degradação de compostos orgânicos por meio de organismos aeróbios e facultativos, aderidos às raízes e rizomas das plantas e presentes no substrato, ou por via fermentativa, realizada por organismos anaeróbios nos sítios de potencial oxi-redução negativos (KADLEC et al., 2004).

O objetivo do tratamento de águas residuárias, sejam elas provenientes de fontes pontuais (esgoto doméstico ou industrial) ou difusas (minas, agrícolas, drenagem urbana ou rural) por meio das WHFSS é potencializar o contato de espécies microbianas juntamente com o substrato, proporcionando a bioconversão para gás carbônico, biomassa e efluente tratado (DORNELAS, 2008). Os mecanismos citados na Tabela 2 são encontrados na maioria das configurações de - WC.

Tabela 2 - Mecanismos de remoção de águas residuárias

Constituintes das águas residuárias	Mecanismos de remoção
Sólidos Totais	Sedimentação/Filtração Decomposição Precipitação e coprecipitação Oxidação pelos microrganismos Assimilação pelas plantas
DBO e DQO	Degradação microbiana (aeróbia e anaeróbia) Sedimentação (acumulação de matéria orgânica na superfície do sedimento) Filtração
Fósforo	Reações de adsorção aos sítios das plantas e microbiota Precipitação com Al, Fe, Ca e argilo minerais do solo Formação de complexos com a matéria orgânica Assimilação pelas plantas aquáticas e microbiota
Nitrogênio	Amonificação seguida pela Nitrificação e Desnitrificação Assimilação pelas plantas aquáticas Volatilização da amônia
Sulfato	Adsorção (troca catiônica) Respiração do sulfato Precipitação de sulfetos metálicos
Metais	Sedimentação/Filtração Reações de adsorção Precipitação com material orgânico e acúmulo no sedimento Precipitação na forma de hidróxidos e sulfetos Assimilação pelas plantas aquáticas Transformações microbianas (oxidação)
Fenol	Adsorção a matéria orgânica e partículas do solo Degradação microbiana
Patógenos	Sedimentação/Filtração Radiação Ultravioleta Oxidação Adsorção a matéria orgânica Predação e ataque por vírus Morte natural Exposição a biocidas excretados por macrófitas

Fonte: BRIX (1993); ESTEVES (1998); FAULKNER & RICHARDSON (1989); GERSBERG, GEARHEART & IVES (1989) KADLEC (1994); KADLEC *et al.* (2000); LEITÃO *et al.* (2006); REDDY & D'ANGELO (1994); REED, CRITES & MIDDLEBROOKS (1995); WATSON *et al.* (1989).

3.5.1 Processos físicos

A sedimentação e a filtração são os principais processos físicos que levam à remoção de poluentes das águas residuárias nas WHFSS. Esses poluentes são basicamente os materiais

particulados e sólidos suspensos. Através da absorção e assimilação, as plantas podem remover nutrientes para produção de biomassa adicional (CUNHA, 2006).

3.5.2 Processos químicos

A sorção, incluindo a adsorção e a absorção, são processos que ocorrem nas superfícies de plantas, sedimento, resíduos e principalmente no substrato, que resultam na retenção de contaminantes, com destaque para o nutriente fósforo (CUNHA, 2006).

Os metais podem precipitar na coluna d'água como compostos insolúveis. Essa conversão de um elemento solubilizado presente no efluente em uma forma sólida ocorre pelo contato da água com o substrato e resíduos, imobilizando metais tóxicos no *Wetland* (CUNHA, 2006).

A exposição à luz e a gases atmosféricos pode decompor praguicidas orgânicos, ou inativar organismos patogênicos, por meio da fotodegradação e oxidação, respectivamente (USEPA, 2000).

3.5.3 Processos biológicos

A biota presente nas WHFSS é representada por uma variedade de microrganismos, especialmente as bactérias, fungos e as macrófitas, apresentando as seguintes funções (ITRC, 2003 apud DORNELAS, 2008):

Biodegradação aeróbia/anaeróbia – processos metabólicos dos microrganismos que possuem um papel significativo na remoção de compostos orgânicos em *Wetlands*;

Fitoacumulação – assimilação e acumulação de elementos inorgânicos em plantas;

Fitoestabilização – a habilidade para seqüestrar compostos inorgânicos pelas raízes das plantas;

Fitodegradação – enzimas produzidas por plantas responsáveis pela hidrólise de contaminantes orgânicos e inorgânicos que são assimilados pela planta durante a transpiração;

Rizodegradação – plantas produzem exudatos que incrementam a degradação microbiológica de compostos orgânicos;

Fitovolatilização/evapotranspiração – assimilação e transpiração de compostos voláteis através das folhas.

Bactérias e fungos têm relação simbiótica com o meio em que vivem. Os primeiros estão interligados com as raízes e a parte submersa. A segunda classe de organismos mantém relação análoga com algas e plantas mais evoluídas (micorrizas) (HUSSAR, 2001 *apud* BRASIL, 2005). Todos esses microrganismos, com sua diversidade genética e adaptação funcional, exceto em condições extremas, são capazes de desempenhar seu papel na degradação dos poluentes nos *Wetlands*. Um exemplo de condição extrema pode ser a presença de componentes tóxicos na água residuária, devendo-se evitá-los para proteger os microrganismos (DE PAOLI, 2010).

Essa variedade de organismos vivos promove seis reações biológicas principais envolvidas no desempenho das WHFSS, incluindo a fotossíntese, a respiração, a fermentação, a nitrificação, a desnitrificação e a remoção microbiológica de fósforo (incorporação do P ao protoplasma) (MITCHELL e HAMILTON, 1996 *apud* DORNELAS, 2008).

3.6 Descrição dos Processos que ocorrem com nitrogênio em *Wetlands*

3.6.1 Formas de nitrogênio em *Wetlands*

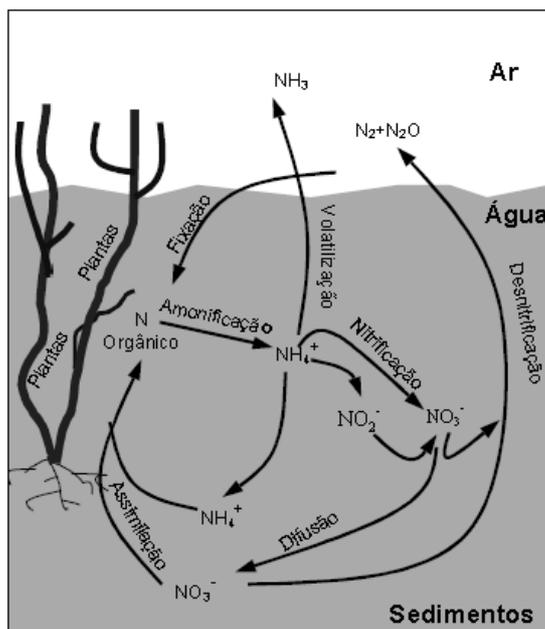
As espécies mais importantes de nitrogênio em *Wetlands* são a amônia solúvel (NH_4^+), o nitrogênio amoniacal (NH_3), o nitrito (NO_2^-) e o nitrato (NO_3^-). Outras formas incluem o óxido nitroso (N_2O), o gás nitrogênio (N_2), a uréia (orgânico), aminoácidos e amina (KADLEC e KNIGHT, 1996). É chamado de Nitrogênio Total a soma do nitrogênio orgânico, amônia, nitrato, nitrito e o gás nitroso ($\text{N} - \text{Orgânico} + \text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- + \text{N}_2\text{O}$).

As várias formas de nitrogênio estão continuamente envolvidas em transformações de compostos orgânicos para inorgânicos, e vice-versa. Muitas destas transformações são bióticas, sendo processadas por bactérias do gênero *Nitrobacter* e *Nitrosomonas* (KADLEC e KNIGHT, 1996).

Dentre as várias transformações sofridas pelo nitrogênio, nas diferentes tipologias de *Wetlands*, poderia haver assimilação pelas plantas e pela microflora do *Wetland* (preferencialmente como NH_4^+ e NO_3^-), parte ser lixiviado para o fundo da unidade, ou então liberado como gás para a atmosfera (DE PAOLI, 2010).

O ciclo do nitrogênio é complexo, e o controle até mesmo das transformações mais básicas deste elemento é um desafio em engenharia ecológica. A Figura 04 apresenta um esquema do ciclo do nitrogênio em *Wetlands* (KADLEC e KNIGHT, 1996).

Figura 4 - Ciclo Simplificado do Nitrogênio em *Wetlands*.



Fonte: MITSCH & GOSSELINK (1993).

O ciclo do nitrogênio dentro de uma WHSS e a remoção desse nutriente do sistema geralmente envolvem: a translocação e transformação do nitrogênio, incluindo a sedimentação (ressuspensão), difusão da forma dissolvida, queda de restos de plantas e outros resíduos, adsorção/dessorção de nitrogênio solúvel pelas partículas do meio, migração de organismos,

assimilação através da biota do *Wetland*, liberação pelas sementes, amonificação (mineralização) (N - Orgânico - NH_4^+), volatilização da amônia (NH_4^+ - NH_3 (gás)), reações de nitrificação/desnitrificação mediadas por bactérias, fixação de nitrogênio (N_2 , N_2O (gases- N - Orgânico)) e assimilação de nitrogênio através da biota do *Wetland* (NH_4 e NO_3^-) (KADLEC e KNIGHT, 1996).

3.6.1.1 Amonificação

A amonificação é a transformação biológica de nitrogênio orgânico em amônia, sendo este o passo inicial na mineralização de nitrogênio orgânico (REDDY & PATRICK, 1984). A amônia é convertida da forma orgânica por um processo bioquímico exotérmico complexo compreendendo várias etapas. Em alguns casos, esta energia é usada pelos microorganismos para o crescimento, e a amônia é diretamente incorporada dentro da biomassa microbiana. As bactérias amonificadoras são encontradas principalmente associadas com as raízes em sistemas de camadas de pedras com uma relação de 10^7 bactérias por grama de raiz (MAY et al., 1990).

Nas condições em que os *Wetlands* não estejam inundadas, a amonificação é substancialmente reduzida (REDDY & PATRICK, 1984). A taxa de amônia em solos inundados depende da temperatura e do pH. Esta taxa dobra para um acréscimo de temperatura de 10°C e a temperatura ótima para amonificação está no intervalo de 40°C a 60°C . Estas temperaturas são dificilmente alcançadas em sistemas de tratamento de *Wetlands*. O pH ótimo para tal condição amoniacal está entre 6,5 e 8,5 (REDDY & PATRICK, 1984).

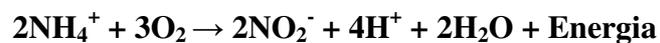
3.6.1.2 Nitrificação

Uma vez que a amônia esteja presente no sistema, esta pode sofrer uma oxidação biológica a nitrato, sob condição aeróbia e mediada por microorganismos, como *Nitrossomonas* e *Nitrobacter*. Esses organismos requerem, além do dióxido de carbono e alcalinidade, também oxigênio (O_2) como acceptor de elétrons (aproximadamente 4,3 mg O_2

por mg NH₄-N oxidada) (COOPER et al., 1996). Portanto, a presença de oxigênio dissolvido é uma condição essencial para a nitrificação. Este oxigênio é carregado para o interior do meio filtrante via convecção e difusão atmosférica, bem como através das macrófitas (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

No primeiro passo, a amônia é oxidada a nitrito em uma reação aeróbia catalisada pelas bactérias *Nitrosomonas*, como é mostrado na equação abaixo: (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Equação 1 - Oxidação do íon amônio em nitrito



A ocorrência de qualquer nitrificação em WC deve ocorrer principalmente na zona radicular, adjacente ao rizoma ou próxima à superfície do leito, onde pode ocorrer alguma transferência de oxigênio para o sistema. Caso ocorra nitrificação, esta deve ser processada mais na parte final do leito, em que a demanda por oxigênio para degradação da matéria orgânica é menor (USEPA, 2000).

O nitrito produzido é oxidado aerobiamente através de bactérias *Nitrobacter*, formando nitrato, como segue (USEPA, 2000):

Equação 2 - Oxidação do nitrito a nitrato



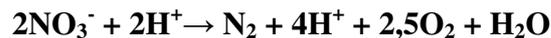
Como já comentado, as raízes e rizomas da vegetação possuem microsítios aeróbicos em sua superfície. Desta forma, a água residuária teria, a partir do fluxo através do leito, oportunidades recorrentes de estar em contato com esses locais aeróbicos em um meio que, em sua grande parte, é anaeróbio (KADLEC e KNIGHT, 1996).

De toda forma, nenhum consenso foi atingido sobre o quanto de oxigênio pode ser fornecido para a rizosfera em *Wetlands* horizontais de fluxo subsuperficial, bem como a transferência de oxigênio fornecida pelas diferentes espécies de plantas. No entanto, há desacordo sobre o quanto de oxigênio é disponível na a superfície das raízes para suportar a atividade biológica e outros compostos orgânicos naturalmente presentes pode utilizar a maior parte desse oxigênio (CRITES et al., 2005).

3.6.1.3 Desnitrificação

A desnitrificação é o processo no qual o nitrato é reduzido, em condições anóxicas, para uma forma gasosa. A reação é catalisada pelas bactérias desnitrificantes *Pseudomonas* spp. e outras bactérias, como segue (COOPER et al., 1996):

Equação 3 - Processo de desnitrificação



A desnitrificação requer nitrato, condições anóxicas e fontes de carbono (prontamente biodegradável). É necessário que a nitrificação preceda a desnitrificação, sendo a presença nitrato um dos pré-requisitos para sua ocorrência. O processo de desnitrificação é dependente do pH: em pH entre 5-6, é produzido N_2O ; em pH abaixo de 5, N_2 é o principal produto nitrogenado; o NH_4^+ é a forma dominante de nitrogênio-amoniaco a um pH de 7; o NH_3 é predominante a um pH de 12 (KEFFALA e GHRABI, 2005).

A desnitrificação é essencialmente um processo complementar que acompanha o metabolismo heterotrófico num ambiente aquático ou no solo, quando oxigênio dissolvido ou livre é parcialmente ausente (ambiente anóxico). O metabolismo heterotrófico aeróbio usa oxigênio como o aceptor de elétrons numa cadeia de transporte de elétrons após o ciclo de Krebs (U.S. EPA, 1993).

Na desnitrificação, a enzima nitrato redutase, permite a certos gêneros de bactérias usar os átomos de oxigênio mais fortemente ligados às moléculas de nitrato e nitrito, sendo o nitrito um aceptor final de elétrons. Os gêneros mais comuns de bactérias facultativas que realizam a desnitrificação são: *Bacillum*, *Enterobacter*, *Micrococcus*, *Pseudomonas* e *Spirillum* (U.S. EPA, 1993). Estes gêneros podem alternar facilmente de um metabolismo anóxico para aeróbio devido às similaridades bioquímicas destes dois processos. Contudo, como o uso do oxigênio livre como um aceptor final de elétrons gera mais energia (aproximadamente 686 kcal/mol de glicose) do que o uso de nitrato (aproximadamente 570 kcal/mol de glicose), logo estes organismos tipicamente não desnitrificarão nitrato na presença de oxigênio livre (COOPER et al., 1996).

A desnitrificação tem sido observada em sistemas de crescimento aderido ou suspenso com baixa concentração de oxigênio dissolvido (OD). Estas observações são explicadas pela presença de microscópicas zonas anóxicas que provavelmente ocorrem em filmes de bactérias (KADLEC & KNIGHT, 1996).

A desnitrificação foi observada em numerosas *Wetlands* (PHIPPS & CRUMPTON, 1994 e VAN OOSTROM, 1994). O nitrato formado pela nitrificação em *Wetlands* tende a difundir dentro das camadas de solos, tornando-os anóxicos, favorecendo a ocorrência da desnitrificação (REDDY & PATRICK, 1984).

As bactérias desnitrificantes são mais abundantes do que as nitrificantes, nos *Wetlands* de FS e de FSS. As bactérias desnitrificantes foram encontradas nas camadas material suporte em níveis de aproximadamente 10^7 a 10^8 bactérias por grama de pedra, sendo que a maioria delas estava mais associada com as raízes do que com as pedras (MAY et. al., 1990).

3.6.1.4 Assimilação pelas plantas

Todas as plantas, tais como as macrófitas, requerem nutrientes para seu crescimento e reprodução. Estudos sobre a variação mensal ou sazonal da composição química de macrófitas têm mostrado que, em relação a alguns elementos como o fósforo, nitrogênio e compostos como carboidratos, proteínas e lipídios, as concentrações variam constantemente. Estas variações estão ligadas à dinâmica da comunidade de macrófitas, à disponibilidade de nutrientes do meio e a fatores climáticos, que possibilitem estocá-los, metabolizá-los, translocá-los ou mesmo excretá-los para o meio ambiente (ESTEVEES, 1998 *apud* PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

A forma de incorporação do nitrogênio na biomassa das macrófitas é a assimilação. Este processo refere-se a uma variedade de processos biológicos que convertem formas inorgânicas do nitrogênio para compostos orgânicos, que servem de reserva para as células e os tecidos das plantas. As duas formas de nitrogênio geralmente utilizadas são a amônia e o nitrato. Porém, a amônia, por ser mais reduzida energeticamente do que o nitrato, torna-se

fonte preferencial em ambientes onde o nitrato é predominante este será, então, a maior fonte de nitrogênio passível de ser assimilado (KADLEC e KNIGHT, 1996).

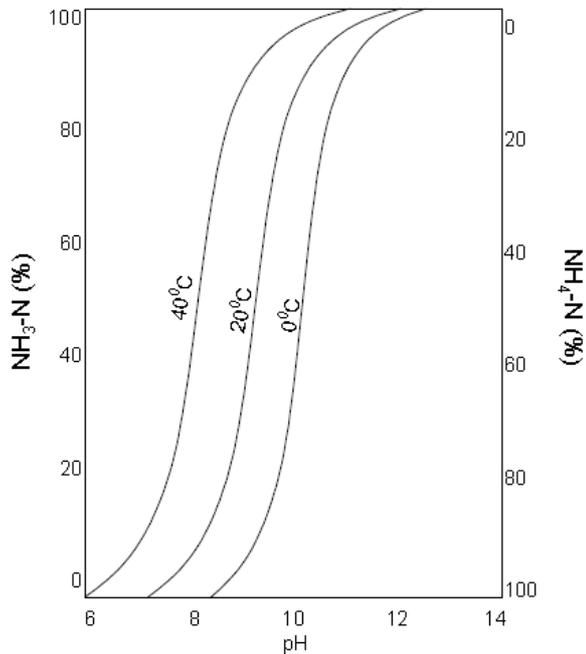
As macrófitas utilizam enzimas (nitrato redutase e nitrito redutase) para converter o nitrogênio oxidado às formas usuais. Porém, a produção destas enzimas diminui quando o nitrogênio amoniacal está presente (MELZER e EXLER, 1982 apud KADLEC e KNIGHT, 1996). Este processo é relevante em ambientes onde se têm nitrato e amônia em concentrações elevadas, pois a assimilação pela planta poderá ser inibida e o nitrato não ser assimilado. (COOPER et al., 1996).

A capacidade de retirada de nitrogênio e assimilação pelas macrófitas que pode ser removida se a planta for podada, segundo Brix (1997), é aproximadamente entre a faixa de 200 a 2500 kg N.ha⁻¹.ano⁻¹. O mesmo autor indica que, se as plantas não forem podadas, uma grande quantidade de nitrogênio que foi incorporada à biomassa retornará ao meio devido à morte e à decomposição dos seus tecidos.

3.6.1.5 Volatilização da amônia

A NH₃ é relativamente volátil e pode ser removida da solução para a atmosfera por meio de difusão. A NH₃ geralmente é uma fração pequena em *Wetlands*, compreendendo menos do que 1% em pH próximo ao neutro e temperatura entre 0 e 25°C (Figura 05) (KADLEC & KNIGHT, 1996).

Figura 5 - Distribuição de NH_3 e NH_4^+ na água



Fonte: KADLEC & KNIGHT (1996)

3.6.2 Fósforo

O fósforo (P) está presente nas águas residuárias em baixas concentrações, ocorrendo principalmente na forma de fosfato, incluindo o fosfato orgânico, presente em proteínas, lipídios e aminoácidos, e inorgânico, sob as formas de orto e polifosfato. Os ortofosfatos são mais facilmente disponíveis ao metabolismo biológico, enquanto que os polifosfatos necessitam sofrer hidrólise, geralmente lenta, até alcançar a forma de ortofosfatos. As maiores fontes de fósforo nas águas residuárias são provenientes de excretas humanas ou animais, detergentes e elementos químicos utilizados no tratamento de água de abastecimento. Sua liberação para as águas superficiais é uma preocupação ambiental, porque é um nutriente essencial, enquanto limitante, para o crescimento de organismos na maioria dos ecossistemas, sendo a causa principal da eutrofização (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

De acordo com Crites et al. (2005), os mecanismos de retenção deste elemento em *Wetlands*, de uma forma geral, incluem captação e liberação pela vegetação, perifiton e microrganismos; adsorção e reações de troca com o leito e sedimentos; precipitação química; e sedimentação. Estes mecanismos exemplificam a combinação biológica, física e química de retenção de P em *Wetlands*. Assim, ao avaliar a capacidade de retenção de P nesses sistemas, devem ser considerados ambos os processos bióticos e abióticos (DORNELAS, 2008).

As reações de adsorção e precipitação ocorrem quando da presença no material filtrante de minerais como o cálcio (Ca), alumínio (Al) e o ferro (Fe) (ARIAS et al., 2001 *apud* PHILIPPI e SEZERINO, 2004). Estas reações são controladas pela interação do pH e potencial redox com os minerais presentes, bem como a área superficial dos grãos (COOPER et al., 1996).

A precipitação de fósforo com cálcio ocorre sob valores de pH neutro a alcalinos e, com ferro ou alumínio, sob valores de pH ácido (TCHOBANOGLIOUS e BURTON, 1991; ARIAS *ET al.*, 2001 *apud* PHILIPPI e SEZERINO, 2004). O fosfato pode ser desprendido (dessorção) de complexos, dependendo do potencial redox no meio. Em condições anóxicas, fosfatos podem ser re-liberados dos fosfatos de ferro ou de alumínio por hidrólise e por solubilização, sendo os compostos de ferro reduzidos a composto de ferro mais solúvel. Fosfatos adsorvidos a óxidos e dióxidos também podem ser ressolubilizados por meio de troca de ânions (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

A absorção de fosfatos por bactérias ocorre em curto tempo, representando um mecanismo de ciclagem rápida de formas solúveis e insolúveis. A ciclagem devida ao crescimento, à morte e ao processo de decomposição faz com que a maioria dos fosfatos retorne para a massa de água. Nesse intermédio, alguns fosfatos são desprendidos devido ao longo do tempo requerido para efetiva cristalização em um recém-formado sedimento (USEPA, 2000). À medida que alguns sais minerais se cristalizam no meio, mais difícil se torna sua ressolubilização (BRASIL, 2005).

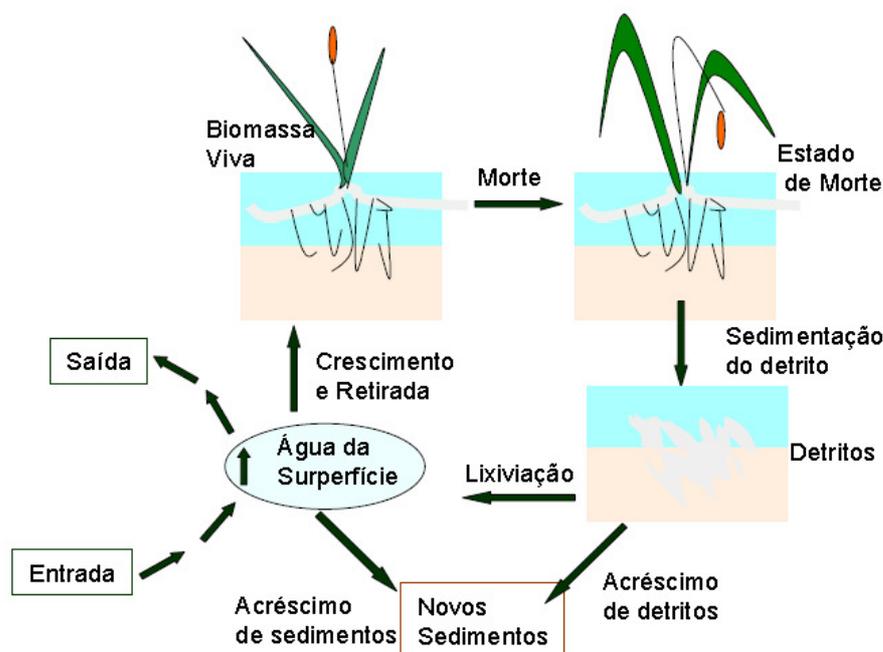
O aumento da biomassa vegetativa pelo crescimento das macrófitas não deve ser diretamente relacionado com a capacidade de remoção do fósforo a longo prazo nos *Wetlands*, porque os tecidos destas plantas irão se decompor e liberá-lo novamente ao ambiente, depois de sua morte. Essa liberação não ocorre somente pela parte foliar, mas

também pelo caule, rizoma e raízes, que podem conter grande quantidade de fósforo translocado, quando a planta atinge sua maturação e tende a morrer. Portanto, a simples poda e retirada do material vegetal não garante, nesse caso específico do fósforo, a remoção do nutriente utilizado no metabolismo das macrófitas (KADLEC e KNIGHT, 1996).

Sabe-se, portanto, que a capacidade dos *Wetlands* de removerem P é limitada, quando comparada com a capacidade de remoção de N, já que não há nenhum mecanismo de perda permanente de P nesses sistemas, análogo à desnitrificação. Dessa forma, o P tende a se acumular em *Wetlands* em maior taxa do que o N. Portanto, se a remoção de fósforo é o principal objetivo, deve-se considerar a troca do material de enchimento periodicamente (DORNELAS, 2008).

Estudos realizados por Mitsch & Gosselink (1993), macrófitas em *Wetlands* localizadas no norte dos Estados Unidos apresentaram uma rotatividade de um a dois, o que significa que o material vivo acima do solo é substituído de uma a duas vezes ao ano. A rotatividade foi de 3 a 6 em regiões quentes como a Flórida (KADLEC & KNIGHT, 1996).

Figura 6 - Ciclo do fósforo na biomassa em Wetlands



Fonte: KADLEC & KNIGHT (1996).

3.6.3 Patógenos

Patógenos são organismos causadores de doenças (por exemplo, bactérias, vírus, fungos, protozoários, helmintos). As WHSS são muito eficientes na remoção de patógenos, reduzindo seu número em até cinco ordens de magnitude em relação ao afluente (REED et al., 1995).

Os processos que podem remover patógenos em *Wetlands* incluem morte natural do organismo, sedimentação, filtração, exposição aos biocidas excretados pelas raízes de algumas plantas, característica química desfavorável da água, como pH, efeitos da temperatura e predação por outros organismos (KADLEC e KNIGHT, 1996).

Kadlec e Knight (1996) mostraram que *Wetlands* vegetadas aparentam ser mais eficientes na remoção de patógenos, já que permitem o crescimento de uma variedade de microrganismos que podem ser predadores dos mesmos. Estudos comparativos realizados por Decamp e Warren (2000), em escala piloto, a fim de determinar as taxas de remoção de *Escherichia coli* e investigar sua cinética de remoção em *Wetlands* horizontais de fluxo subsuperficial com configurações geométricas diferentes, alcançaram eficiências entre 96.6–98.9%.

3.6.4 Matéria Orgânica

A comunidade microbiológica encontra-se dispersa nos interstícios do meio filtrante ou aderido a ele, formando o biofilme. Esses microrganismos necessitam de uma fonte de energia e de carbono. A fonte de energia pode ser a luz solar, ou por reações de oxidação-redução. A matéria orgânica presente nas águas residuárias é medida indiretamente pela Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) ou Demanda Química de Oxigênio (DQO) (DE PAOLI, 2010).

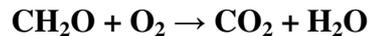
Em relação à fonte de carbono para o seu metabolismo e reprodução, esses microrganismos podem ser classificados em dois grupos: (1) autotróficos, que utilizam o dióxido de carbono da atmosfera – CO_2 , ou (2) heterotróficos, que utilizam o carbono

orgânico. O grupo mais importante na degradação do material orgânico em WHFSS são os heterótrofos (KADLEC e KNIGHT, 1996).

A remoção de material orgânico das águas residuárias em WHFSS se processa através de mecanismos biológicos de decomposição aeróbia, com a utilização de oxigênio como acceptor final de elétrons (agente oxidante), mas principalmente por decomposição anaeróbia, em que os microrganismos utilizam outros aceptores de elétrons que não o oxigênio, como nitratos, sulfatos e gás carbônico (DE PAOLI, 2010).

Na decomposição aeróbia, a matéria orgânica solúvel é removida por bactérias heterotróficas, de acordo com a seguinte reação (COOPER et al., 1996).

Equação 4 - Decomposição aeróbia da matéria orgânica



No processo de degradação anaeróbia, as reações são mediadas por bactérias facultativas ou anaeróbias estritas, processando-se através de duas etapas: a primeira caracterizada pela conversão da matéria orgânica, geração de ácidos e alcoóis por bactérias formadoras de ácidos. A segunda, promovida por bactérias formadoras de metano, dá-se com contínua conversão da matéria orgânica para a síntese de novas células, a metano e dióxido de carbono, resumida na seguinte reação (COOPER et al., 1996):

Equação 5 - Conversão da matéria orgânica para síntese de novas células

Matéria orgânica + Bactérias => álcool, ácidos e novas células => bactérias => CH₄, H₂S, CO₂, H₂O, novas células

A maior parte da matéria orgânica nas WHFSS é degradada anaerobiamente devido às condições de saturação do meio e aos poucos mecanismos de oxigenação, em que se destacam a troca atmosférica e o metabolismo das plantas (BRASIL, 2005).

3.6.5 Sólidos Totais

Com relação aos sólidos suspensos, destacam-se os processos de sedimentação, de filtração pelas raízes das macrófitas e pelo substrato, e também, pela decomposição aeróbia e anaeróbia. Para os sólidos dissolvidos, a eficiência de remoção está relacionada aos processos de adsorção dos rizomas das macrófitas e do solo, precipitação e co-precipitação com componentes insolúveis, oxidação pelos microorganismos e a assimilação pelas plantas e microbiota (KADLEC et al., 2000; WATSON et al., 1989).

Os sedimentos e microdetritos dos alagados que foram precipitados podem ser facilmente ressuspensos, levando a um aumento de sólidos suspensos no efluente (KADLEC et al., 2000).

O processo físico de sedimentação e filtração dos sólidos suspensos, tanto pelo meio suporte quanto pelas raízes, também é responsável pela remoção de porções significativas de outros constituintes das águas residuárias como DBO, nutrientes e patógenos (FAULKNER, 1989.; RICHARDSON, 1989).

3.7 Áreas alagadas construídas no Brasil

Os primeiros estudos sobre sistemas de áreas alagadas construídas no Brasil resultaram de observações de sistemas naturais de áreas inundáveis da Amazônia. A primeira tentativa de utilizar a capacidade depuradora desses sistemas foi feita por Salati e Rodrigues (1982). Os experimentos iniciais lograram êxito e, desde então, novas tecnologias têm sido desenvolvidas buscando o aumento de eficiência e redução de custo.

Durante o período de maio de 1991 a abril de 1993, Leopoldo e Conte (1996) monitoraram o que foi denominado de processos fitopedológicos (determina as relações e as interações do solo com as plantas), aplicados ao tratamento de águas residuárias domésticas. Na verdade, estes eram sistemas de áreas alagadas construídas com o emprego de areia grossa de alta permeabilidade como solos filtrantes e suporte para macrófitas aquáticas (*Thypha spp.*, *Juncaceae sellovianus* e *Hedychium coronarium*). Esses autores relataram eficiências de 89%, remoção de matéria orgânica, em termos de DBO, de 92% de sólidos em suspensão e de

fosfato e nitrogênio amoniacal na ordem de 49 e 44%, respectivamente. Entretanto, os parâmetros microbiológicos não foram analisados por esses autores.

Costa et al. (2003) também monitoraram sistemas áreas alagadas construídas que tratavam águas residuárias domésticas, durante sete meses, de janeiro a julho de 2001, e evidenciaram a eficiência desses sistemas quanto à remoção de matéria orgânica (88% em termos de DBO e de coliformes termotolerantes (3,4 unidades logarítmicas). Sousa et al. (2004), monitorando um mesmo sistema por três anos, mostraram que a partir do segundo ano houve significativo decaimento da remoção de fósforo, fenômeno que, provavelmente, resulta da saturação do meio por este composto. A eficiência para os outros parâmetros continuou a mesma, e a eficiência na remoção de coliformes termotolerantes, desta vez relatada, foi de aproximadamente quatro unidades logarítmicas.

Tundisi et al. (2002) constataram que o uso de áreas alagadas para remoção de matéria orgânica, nutrientes e sólidos suspensos de águas residuárias de pequenas comunidades é estimulante. Mesmo com o grande número de projetos em andamento e sistemas em operação, ainda restam dúvidas e conceitos equivocados em relação à aplicação, ao projeto e ao desempenho. Para a USEPA (2000), a habilidade desses sistemas em remover nitrogênio e fósforo tem sido frequentemente superestimada

Segundo Lautenschlager (2001), como a complexidade ecossistêmica das *Wetlands* é grande e ainda com pouco conhecimento adequado das respostas que esses sistemas podem apresentar, uma grande parcela de empirismo e incerteza ainda está embutida no dimensionamento desses sistemas, o que não é aceitável nos dias atuais, dado que as políticas públicas de engenharia sanitária e de planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos devem estar calcadas em bases científicas, tanto para controle das cargas poluidoras, quanto para propor tecnologias simples e viáveis de tratamento de esgoto.

Além disso, um benefício indireto dos sistemas de WC é, quando atuam na melhoria da qualidade de águas residuárias, converter potenciais ameaças em oportunidades. Os WC transformam poluentes presentes nas águas residuárias, por exemplo os nutrientes, em biomassa, que pode ser utilizada como alguma forma de bioenergia para a comunidade local (UNEP, 2004).

4 METODOLOGIA

4.1 Local de estudo

O sistema *Wetland* estudado situa-se no Condomínio Residencial Floresta, na cidade de Lajeado – RS (Figura 07). Foi implantado em 2011 (com Licença de Operação até os dias atuais), com o intuito de melhorar a qualidade do efluente tratado por reator do tipo UASB e filtro anaeróbio.

A implantação do sistema *Wetland* para polimento final do esgoto tratado foi iniciativa do próprio empreendedor. Não há exigência legal para o pós-tratamento de efluentes domésticos no Brasil, porém a empresa construtora, trabalhando com a responsabilidade ambiental e social em seus empreendimentos, pretende ser pioneira na região ao propor um sistema de pós-tratamento de esgoto de forma sustentável, capaz de descartar ao ambiente um efluente de menor impacto aos recursos hídricos e à biota.

Figura 7 - Imagem dos blocos residenciais e macrófitas do Sistema de WC.



Fonte: O empreendedor

A implantação do WC proporciona um ganho ambiental, já que é uma forma de complementação do tratamento a nível secundário existente. Desta forma, é possível reduzir o impacto eutrofizante dos sistemas anaeróbios (filtro anaeróbio e reator UASB), visto que os mesmos não apresentam eficiência na remoção de nutrientes, principalmente N e P.

4.2 Descrição do tratamento

O pós-tratamento do efluente doméstico, gerado no Condomínio Residencial Floresta, é realizado através de sistema WC. O tratamento a nível primário e secundário do Condomínio Residencial Floresta é realizado via Estação Compacta de Tratamento de Esgoto – TUCUNARÉ, da empresa Bakof Indústria e Comércio de Fiberglass Ltda. Na literatura científica, este sistema de tratamento é chamado de Reator Anaeróbio de Manta de Lodo de Fluxo Ascendente - Reator *UASB* (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), seguido de Filtro Anaeróbio. O objetivo principal deste tratamento é a remoção de carga orgânica, sob a forma de demanda bioquímica (DBO) e química de oxigênio (DQO). A redução destes parâmetros minimiza o impacto decorrente da depleção de oxigênio dissolvido (OD) em corpos hídricos, inerentes ao esgoto não tratado.

4.3 Projeto *Wetland* construído condomínio residencial floresta – memorial de cálculo

4.3.1 A legislação pertinente

As especificações vigentes para o descarte de efluentes domésticos na Legislação Brasileira se encontram presentes na **Resolução CONAMA 357/05**, já os estados contêm Decretos e Resoluções no que concerne aos padrões de lançamento. No Estado do Rio Grande do Sul, a **Resolução CONSEMA 128/06** estabelece a necessidade mínima das seguintes análises físicas, químicas e microbiológicas do afluente e efluente: OD (mg/L), $DBO_5^{20^\circ C}$ (mg/L), DQO (mg/L), SSusp (mg/L), nitrogênio amoniacal (mg/L), fósforo total (mg/L), pH e coliformes termotolerantes (NMP/100 mL). Além disso, no mesmo Estado, a Resolução

CONSEMA 129/06 estabelece níveis de toxicidade. Contudo, esta Resolução é aplicável apenas a vazões de efluentes domésticos iguais ou superiores a 10.000 m³/dia, não se enquadrando para o presente projeto já que a vazão do **Condomínio Residencial Floresta** é bastante inferior.

4.3.2 Estimativa de vazão

A estimativa de vazão para o WC foi realizada a partir da fórmula de vazão média doméstica *per capita* ($Q_{dom\ méd}$) conforme descrito por von Sperling (1995):

Equação 6 - Vazão média do condomínio

$$Q_{dom\ méd} = \frac{população \cdot QPC \cdot R}{1000}$$

Em que:

$Q_{dom\ méd}$: vazão doméstica média

QPC: quota *per capita* de água (L/dia)

R: coeficiente de retorno esgoto/água (80%)

No projeto da ETE do Condomínio Residencial Floresta foi previsto o atendimento de 80 famílias, cada uma com 4 indivíduos, ou seja, 320 pessoas.

As especificações do fabricante da Estação Compacta de Tratamento de Esgoto – TUCUNARÉ (Bakof Indústria e Comércio de Fiberglass Ltda) orientam para contribuição *per capita* de 160 litros, conforme determinação da NBR 7229/1993 (ABNT, 1993), para residência de padrão alto. Desta forma, o dimensionamento do WC foi de acordo com tal orientação. Assim, a vazão diária estimada para este projeto é de:

Equação 7 - Vazão diária do condomínio

$$Q_{dom\ méd} = \frac{320\ habitantes \cdot 160\ L/dia \cdot 0,8}{1000}$$

$Q_{dom\ méd}$: 40.960 L/dia ou 40,9 m³/dia

4.3.3 Cálculo da carga poluidora

O cálculo de carga contribuinte se baseia em valores de contribuição *per capita* segundo von Sperling (1995):

- Matéria orgânica em termos de DQO: 100 g.(hab.dia)⁻¹

Assim:

Equação 8 - Contribuição DQO/d

DQO: 320 hab . 100 g/hab/dia = 32.000 g DQO/d

- Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK): 8 g/hab/dia

Assim:

Equação 9 - Contribuição NTK/d

NTK: 320 hab . 8 g/hab/dia = 2.560 g NTK/d

- Fósforo (Ptotal): 2,5 g/hab/dia

Assim:

Equação 10 - Contribuição Fósforo Total/d

Fósforo Total: 320 hab . 2,5 g/hab/dia = 800 g P/d

4.3.4 Cálculo do tempo de detenção hidráulica – TDH no Reator UASB

Equação 11 - TDH no Reator UASB

$$TDH = V/Q$$

Onde:

TDH = Tempo de Detenção Hidráulica (d)

V = Volume do Reator UASB (L)

Q = Vazão diária (L/d)

$$TDH = 22.000/40.960$$

TDH = 0,54 dias ou aproximadamente 13 horas.

4.3.5 Dimensionamento

O dimensionamento do WC implantado no empreendimento foi de acordo com a carga remanescente (R), ou seja, a carga não retida na Estação Compacta de Tratamento de Esgoto que o antecede. Assim, de acordo com a eficiência determinada pelo fabricante e dados da literatura, determinou-se a carga remanescente de DQO, NTK e Ptotal (Tabela 1). A DQO_R para a carga total levou em consideração a eficiência média de 75% e para NTK_R e $Ptotal_R$ considerou-se o máximo estabelecido na literatura que é de 25% e 20%, respectivamente.

O dimensionamento também considerou a vazão de esgoto estimada para o empreendimento, que é de 40,9 m³/dia, bem como o Tempo de Detenção Hidráulico (TDH) em torno de 5 dias. Ainda não existem orientações brasileiras normatizadas para a construção de WC. Assim, o dimensionamento seguiu orientações de autores renomados na comunidade científica como Kadlec & Knight (1996) e Reed (1995), bem como dos autores brasileiros Philippi & Sezerino (2004). Na Tabela 03 apresentam-se as principais características operacionais da WC.

Tabela 3 - Principais características operacionais da WC:

PARÂMETRO	VALOR
TDH médio	5,5 dias
Vazão estimada	40,9 m ³ /dia
Vazão real (espaço de vazios 50%)	20,5 m ³ /dia
Área superficial	428 m ²

Fonte: Elaborado pelo autor

4.4 - Orientações de construção

4.4.1 Escavação e dimensão do tanque

O tanque para comportar o sistema WC foi projetado a partir da escavação do terreno, observando uma declividade de 0,5 a 1% na direção da saída do efluente tratado. O solo foi impermeabilizado com argila compactada (já existente no local) e geomembrana de 1,5 mm de espessura. A fim de proteger a geomembrana devido à entrada de máquinas durante a colocação do substrato, esta foi recoberta por um geotêxtil ($d=200\text{g/m}^2$). Para ancoramento da geomembrana, foi observado a formação de taludes de 45° ao redor de todo o tanque, bem como canaletas com aproximadamente de 0,30 m de profundidade. As dimensões estão mostradas na Tabela 04.

Tabela 4 - : Dimensões construtivas do WC:

Dimensões	Quantidade
Comprimento total	40 m
Largura no topo	10,7 m
Largura na base	9,1 m
Profundidade total	0,8 m
Profundidade útil (nível do efluente)	0,6 m
Inclinação dos taludes	45°
Declividade longitudinal	0,5 a 1%

Fonte: Elaborado pelo autor

4.4.2 Relatório fotográfico das etapas de construção da *Wetland*

No final do mês de dezembro de 2010, iniciou-se a elaboração do projeto da *Wetland* (Ver ANEXO A) e toda a sua infra-estrutura, adentrando o ano de 2011, até início do mês de fevereiro. As fotos abaixo mostram as etapas construtivas, desde a escavação, até a floração das plantas.

Figura 8 - Escavação e compactação



Fonte: O empreendedor

Figura 9 - Revestimento com geomembrana



Fonte: O empreendedor

Figura 10 - Acabamento da conexão da geomembrana na entrada do *Wetland*



Fonte: O empreendedor

Figura 11 - Colocação do material de enchimento



Fonte: O empreendedor

Figura 12 - Etapa completa de material de enchimento



Fonte: O empreendedor

Figura 13 - Etapa da plantação de mudas



Fonte: O empreendedor

Figura 14 - Etapa final de conclusão do plantio das duas espécies de plantas



Fonte: O empreendedor

Figura 15 - Etapa de floração da bananeira vermelha

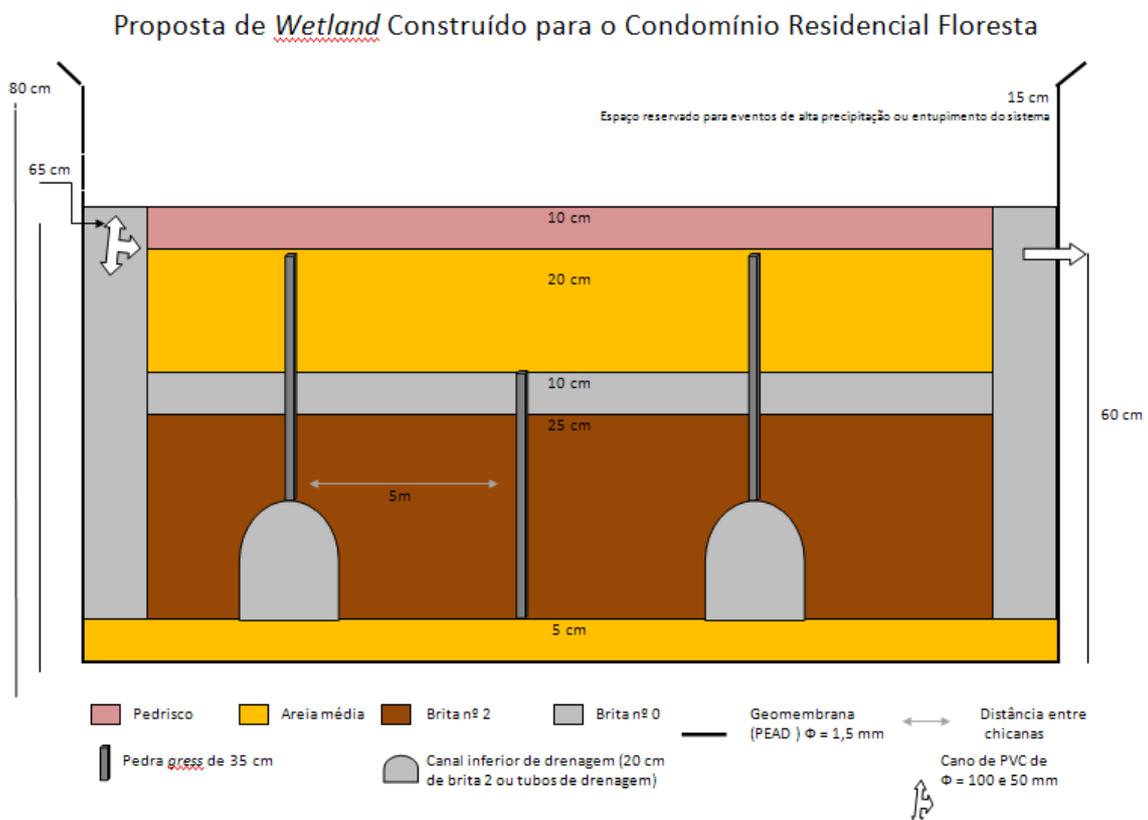


Fonte: O empreendedor

4.4.3 Escolha dos materiais e disposição das camadas de substrato

A opção dos materiais utilizados como substrato do Sistema WC seguiu o regularmente utilizado na literatura científica. O tanque foi preenchido com camadas de diferentes substratos até a altura de 0,70 m, sendo o nível de efluente mantido em 0,60 m. As dimensões e o material foram dispostos conforme a figura 16.

Figura 16 - Disposição das camadas de substrato



Fonte: O empreendedor

As barreiras do tipo chicanas foram projetadas a cada 5 m. Como a figura acima mostra, foram deixados canais de drenagem no momento da construção das chicanas, sendo de forma intercalada com a presença e ausência de tais canais entre as chicanas para evitar caminhos preferenciais.

4.4.4 Manutenção do fluxo subsuperficial do WC

Como já mencionado, o fluxo do sistema se deu por escoamento subsuperficial, em função da não liberação de odores, menor risco de contato humano e não necessitar de controle de vetores, já que não há formação de lâmina de água (efluente).

A entrada do efluente foi projetada a 0,65 m por tubulação de esgoto de diâmetro de 100 mm, devido esta ser a dimensão mínima para coletores prediais e também por ser suficiente para transportar o esgoto de 320 pessoas. Quando na entrada do tanque, esta foi subdividida para as laterais do tanque de forma a distribuir o efluente homogeneamente por toda a largura. Esta subdivisão foi realizada através de tubo de esgoto de diâmetro de 50 mm. Neste foi feito furos de 4 a 10 mm a cada 0,10 m na parte inferior, conforme figura 6. Para a tubulação de saída, utilizou-se tubo de esgoto de diâmetro de 100 mm a altura de 0,6 m, mantendo o nível subsuperficial do efluente no tanque.

4.4.5 Escolha das espécies de macrófitas aquáticas

A escolha das espécies utilizadas se baseou em seu potencial de fitorremediação e também paisagístico. Além disso, optou-se por espécies nativas que já são adaptadas ao clima local. Espécies exóticas só foram escolhidas pelo conhecido potencial na fitorremediação. Na tabela 05 são apresentadas as espécies empregadas na WC e os respectivos autores que as estudaram. A densidade do plantio foi de 4 a 5 mudas/m².

Tabela 5 - Escolha das espécies de plantas utilizadas no sistema WC

Nome popular	Espécie	Testada por	Nº de mudas
Bananeira ou cana amarela	<i>Canna indica</i>	Kaick & Macedo, 2008	557
Bananeira ou cana vermelha	<i>Canna indica</i>	Kaick & Macedo, 2008	532
Vetiver	<i>Vetiveria zizanioides</i>	Alves <i>et al.</i> , 2008	911
TOTAL			2.000

Fonte: O empreendedor

4.4.6 Pontos de monitoramento

Para a verificação da eficiência e possibilitar a coleta de amostras, foram instaladas caixas de inspeção em alvenaria na entrada e na saída do efluente do sistema WC.

4.4.7 Manutenção do sistema

De acordo com o Projeto Hidráulico Sanitário do fabricante da Estação Compacta, recomenda-se a remoção de 2.000 litros de lodo a cada 5 ou 6 meses, no caso de utilização do equipamento em máxima carga hidráulica e orgânica.

A manutenção do sistema WC foi realizada apenas com o monitoramento das mudas e verificação da necessidade da retirada de folhas secas para a sua melhoria estética. Recomenda-se a poda semestralmente ou quando se perceber a necessidade, dependendo de fatores climáticos, para crescimento exacerbado.

A verificação do escoamento do esgoto nas caixas de inspeção (entrada e saída) foi feita diariamente, a fim de evitar possível obstrução do fluxo. Observa-se na Figura 17 todas etapas de tratamento do esgoto doméstico no empreendimento.

Figura 17 - Fluxograma do tratamento do esgoto doméstico do Condomínio Residencial Floresta.



Fonte: O empreendedor

4.5 Monitoramento da WC no condomínio residencial

4.5.1 Pontos de coleta do efluente

Para a verificação da eficiência do sistema WC foram estabelecidos pontos de coleta do afluente e efluente para encaminhamento das análises laboratoriais.

Foram definidas como pontos de coleta de amostras:

- **Entrada:** efluente já tratado na ETE Compacta, sendo coletado na caixa de inspeção antes da entrada do sistema WC;

- **Saída:** efluente já tratado no sistema WC, sendo coletado na caixa de inspeção após a saída do sistema.

4.5.2- Monitoramento

Desde sua implantação, no ano de 2011, foram realizadas análises semanais e mensais, de acordo com a Resolução CONSEMA 128/06 para esgotos domésticos, sendo avaliados os parâmetros prioritários: OD (mg/L), DBO₅ 20°C (mg/L), DQO (mg/L), SSusp (mg/L), nitrogênio amoniacal (mg/L), fósforo total (mg/L), pH e coliformes termotolerantes (NMP/100 mL). Além destas, também foram analisados os parâmetros turbidez (NTU), Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) (mg/L), temperatura do ar (°C), temperatura do efluente (°C) e coliformes totais (NMP/100 mL). Todas as coletas e análises dos parâmetros foram realizados por Laboratório credenciado à FEPAM.

4.5.3 Relatório Fotográfico

As fotos abaixo relacionadas mostram a WC em operação, até os dias atuais.

Figura 18 - Vista das plantas no Wetland



Fonte: O autor

Figura 19 - Vista das plantas no Wetland antes do processo de poda



Fonte: O autor

Figura 20 - Vista das plantas na *Wetland* durante um processo de poda



Fonte: O autor

Figura 21 - Vista das plantas na *Wetland* logo após o processo de poda



Fonte: O autor

4.6 Período de coleta de dados

Foram levantados dados de análises realizadas por laboratório cadastrado juntamente a FEPAM, do ano de início de sua implantação 2011 até o final do ano de 2014.

4.6.1 Parâmetros analisados

Serão analisados os parâmetros da Tabela 06 abaixo, que seguem a Metodologia Analítica conforme o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* 2005 em diante e atual:

Tabela 6 - Metodologia adotada nos ensaios laboratoriais

Parâmetro	Unidade	Metodologia	LD
DQO	mg O ₂ /L	SM 5220 B	5,0
DBO₅	mg O ₂ /L	SM 5210 B	1,0
Fósforo total	mg P/L	SM 4500 P - E	0,01
Nitrogênio Total Kjeldhal	mg N- NTK/L	SM 4500 NH ₃ C e SM 4500 N org B	5,0
Nitrogênio Amoniacal	mg N- NH ₃ /L	SM 4500 NH ₃ C	5,0
Sólidos Suspensos totais	mg/L	SM 2540 D	0,01
Turbidez	NTU	Nefelométrico	0,01
Coliformes Termotolerantes	NMP/100 mL	SM Parte 9221	1,8
Óleos e Graxas Totais	mg/L	SM 5520 D	1,0

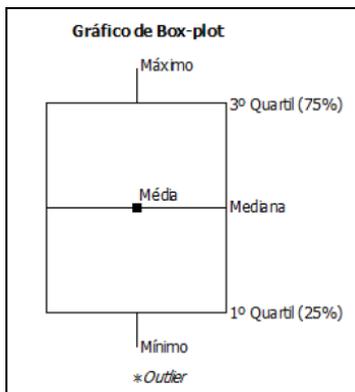
Legenda: LD = Limite de Detecção

Fonte: Elaborado pelo autor

4.6.3 Análise estatística

Para a caracterização dos parâmetros físicos, químicos e biológicos analisados e apresentação dos dados obtidos, foram utilizados métodos gráficos (gráficos box-plot). A Figura 22 mostra a representação dos gráficos utilizados na presente pesquisa.

Figura 22 - Representação utilizada para os gráficos box-pot



Fonte: O autor.

As comparações dos valores médios de concentração dos poluentes de interesse no efluente de entrada e saída e das médias de eficiências do processo de tratamento com WC foram realizadas através da análise estatística. Dessa forma, foi avaliado o desempenho alcançado no Sistema de WC no período em questão.

5 RESULTADOS

5.1 Efluentes

5.1.1 Resumo dos resultados

A amostragem iniciou-se em fevereiro de 2011, dois meses após o plantio da *Canna indica* e *Vetiveria zizanioides*, e durou até dezembro de 2014.

Os parâmetros de qualidade das águas residuárias analisados foram DBO₅, DQO, Sólidos Suspensos Totais, Turbidez, NTK, N-Amoniacal, Fósforo total, Coliformes Totais e Termotolerantes. Os valores da média aritmética, desvio padrão, mínimo, máximo e enquadramento na Resolução CONSEMA 128/2006 encontram-se na Tabela 07 abaixo:

Tabela 7 - Concentração média, desvio padrão, máximos e mínimos, relacionados com legislação estadual vigente dos parâmetros de qualidade do efluente.

Parâmetro	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo	CONSEMA 128/06
DQO (mg O ₂ /L)	92,9	43,4	21,0	221,0	360,0
DBO ₅ (mg O ₂ /L)	33,4	23,7	2,10	102,4	150,0
Fósforo Total (mg P/L)	4,6	2,4	0,10	8,10	-
NTK (mg N-NTK/L)	45,0	23,9	5,0	116,	20,0
Nitrogênio Amoniacal (mg N-NH ₃ /L)	40,5	20,5	5,0	74,2	20,0
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	5,5	7,5	0,20	43,9	160,0
Coliformes Totais (NMP/100mL)	1,1.10 ⁵	6,9.10 ⁴	1,8.10 ²	1,6.10 ⁵	-
Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)	5,9.10 ⁴	6,7.10 ⁴	1,8.10 ⁰	1,6.10 ⁵	-
Turbidez (UNT)	24,6	42,2	0,400	219,10	-

Fonte: O autor

Para os parâmetros analisados DQO, DBO₅ e Sólidos Suspensos, os mesmos estiveram dentro da faixa da legislação em vigor. No entanto, quanto aos nutrientes, mais especificamente falando-se de nitrogênio, os valores encontrados não atendem parâmetros.

A Tabela 8 mostra os valores relacionados ao percentual de remoção, o desvio padrão, bem como valores máximos e mínimos, dos parâmetros analisados.

Tabela 8 - Eficiência percentual, desvio padrão, máximos e mínimos para remoção dos parâmetros analisados

Parâmetro	Média (%)	Desvio Padrão (%)	Mínimo (%)	Máximo (%)
DQO	70,94	14,19	10,71	92,19
DBO ₅	68,94	19,11	1,06	97,07
Fósforo Total	47,85	26,73	3,61	99,26
NTK	43,83	27,72	0,00	98,41
Nitrogênio Amoniacal	41,41	28,44	0,00	98,36
Sólidos Suspensos Totais	80,26	23,64	0,00	99,16
Coliformes Totais	27,43	40,39	0,00	99,89
Coliformes Termotolerantes	49,44	40,85	0,00	100,00
Turbidez	83,70	20,29	9,24	99,50

Fonte: O autor

Através dos dados acima, verifica-se que a remoção de matéria orgânica foi satisfatória no período, apresentando valores médios em torno de 70%. Quanto a remoção de SST e a turbidez, o sistema se mostrou ainda mais eficiente, ultrapassando os 80% de eficiência. No que diz respeito a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e a coliformes, a remoção destes parâmetros não se mostrou expressiva, pois não alcançou valores acima de 50%.

5.1.2 Remoção e eficiência encontrada para o período de análise

A Tabela 09 mostra uma síntese dos Valores Médios Encontrados (VME) e da eficiência dos parâmetros analisados no decorrer dos anos em análise.

Tabela 9 - Resumo dos VME e da eficiência encontrada no decorrer dos anos de análise.

Parâmetro	2011		2012		2013		2014	
	VME	%	VME	%	VME	%	VME	%
DQO (mg O ₂ /L)	77,7	68,1	94,5	76,5	132,5	68,1	118,4	56,4
DBO5 (mg O ₂ /L)	28,8	70	40,1	70,3	48,4	69,2	23,9	55,3
SST(mg/L)	6	70,3	4,7	90,3	8,9	78,8	5,3	74,3
Turbidez (UNT)	9,5	80,3	26,5	88,3	50,1	81	51,7	71,1
Coliformes Totais (NMP/100mL)	86157	40,7	113570	22,1	135800	15,1	139571	12,8
Coliformes Termo. (NMP/100mL)	54646	61,3	63335	40	70230	47,1	37647	55,6
Fósforo Total (mg P/L)	2,1	71,5	6	38,4	6,6	29,8	6,5	16,5
NTK (mg N-NTK/L)	21,8	64,8	57,7	35,2	64,2	23,8	60,5	16,9
Nitrogênio NH ₃ (mg N-NH ₃ /L)	20,7	64,6	51,2	30,9	54,5	19,9	58,9	14,1

Fonte: o autor

Abaixo serão discutidos os valores encontrados do monitoramento da WC durante os anos de 2011 e 2014, em que foram realizados em torno de 100 análises laboratoriais.

5.1.2.1 DQO

Os Gráficos 01, 02, 03 e 04 mostram os valores obtidos de DQO na entrada e saída da WC, durante os períodos compreendidos entre 2011, 2012, 2013 e 2014, respectivamente.

Gráfico 1 - Valores obtidos de DQO na entrada e saída da WC durante o ano de 2011

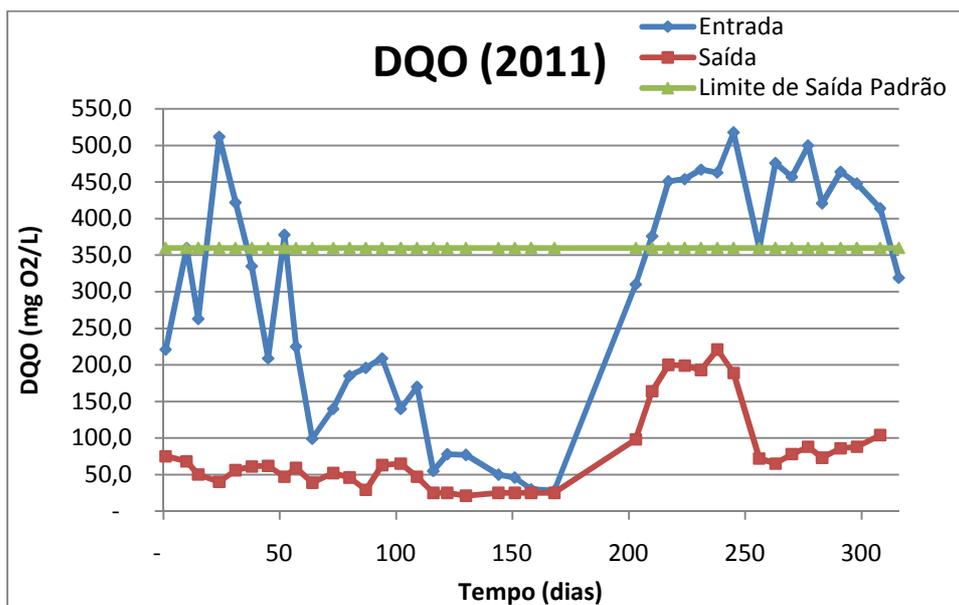


Gráfico 2 - Valores obtidos de DQO na entrada e saída da WC durante o ano de 2012

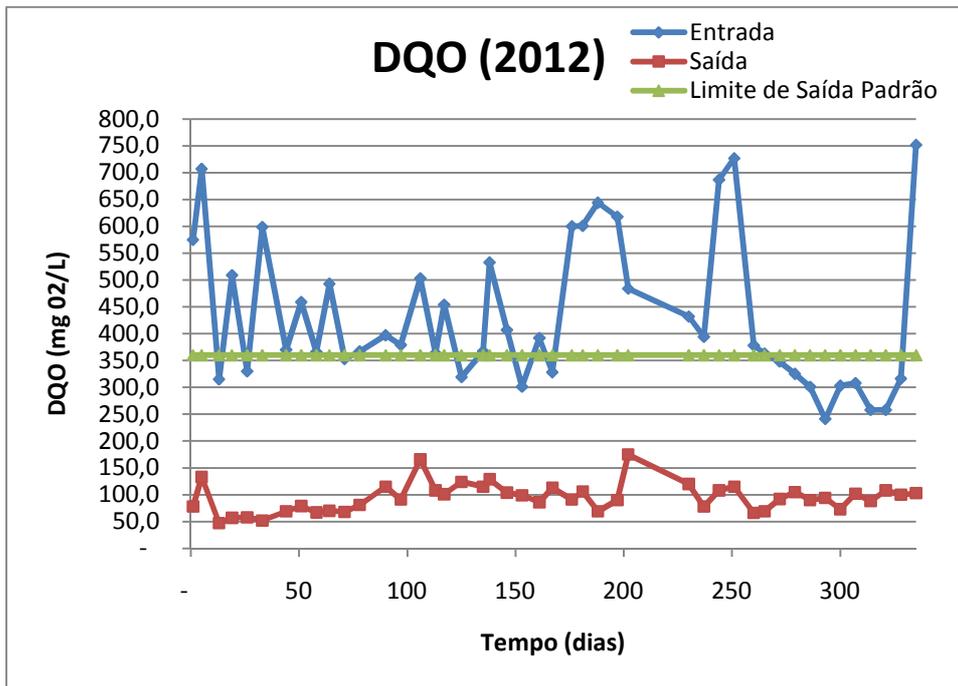


Gráfico 3 - Valores obtidos de DQO na entrada e saída da WC durante o ano de 2013

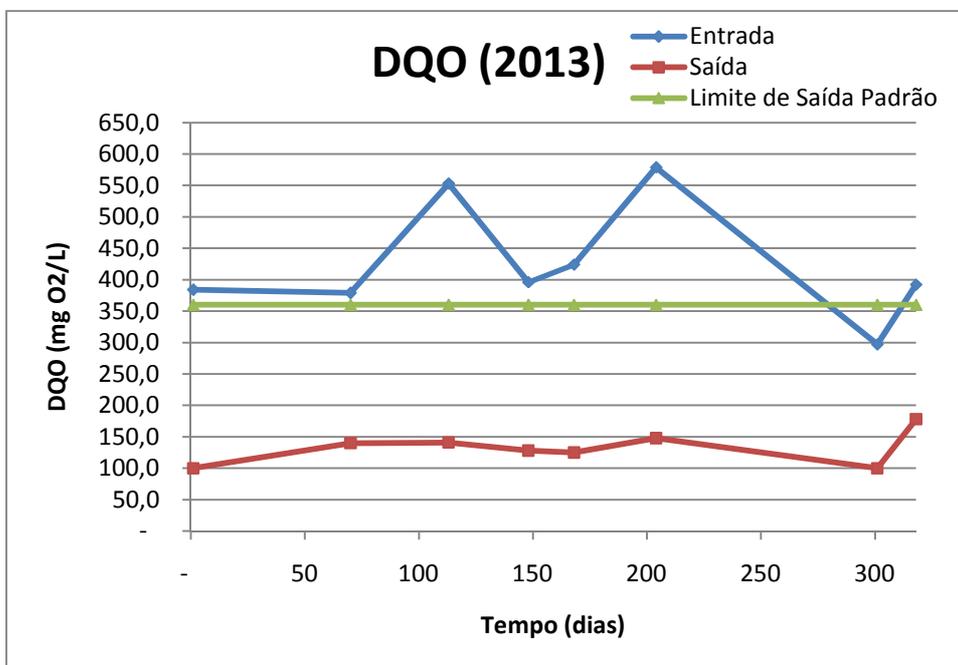
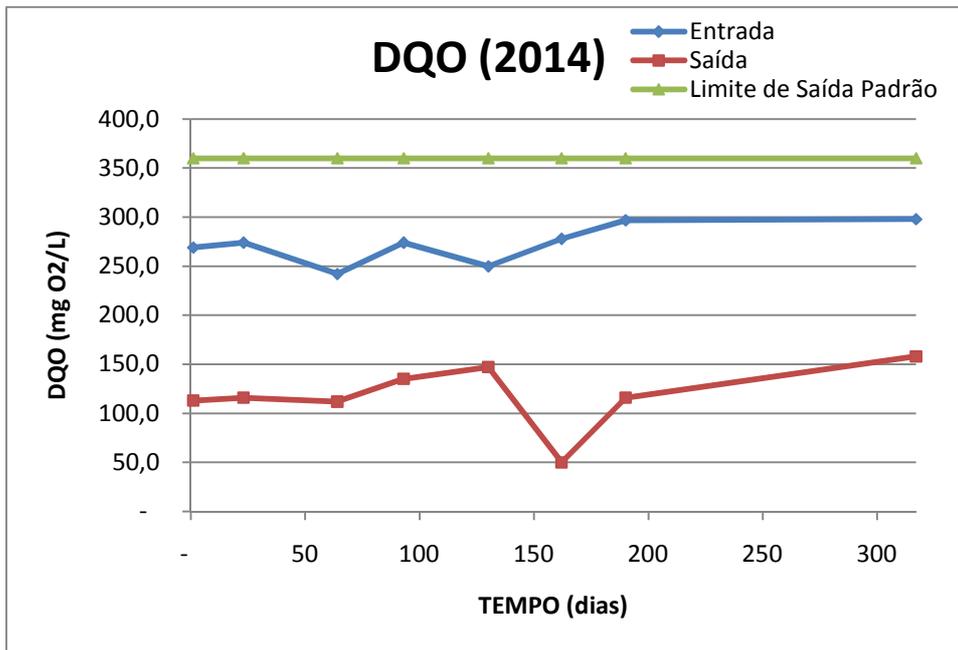


Gráfico 4 - Valores obtidos de DQO na entrada e saída da WC durante o ano de 2014



Após, foram analisados de maneira estatística utilizando-se gráficos tipo box-plot das concentrações, conforme Tabela 10.

Tabela 10 - Valores encontrados de DQO para confecção dos Box-plots

	2011		2012		2013		2014	
	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
Min NO	28,0	21,0	241,0	47,0	297,0	100,0	242,1	112,0
Q1	155,0	43,0	328,0	73,0	382,8	118,8	264,2	112,8
Mediana	319,0	63,0	379,0	92,0	394,0	134,0	274,0	116,0
Q3	449,5	87,0	509,0	108,0	456,3	142,7	282,7	138,2
Máx NO	518,0	104,0	752,0	133,0	553,0	178,0	297,9	158,0

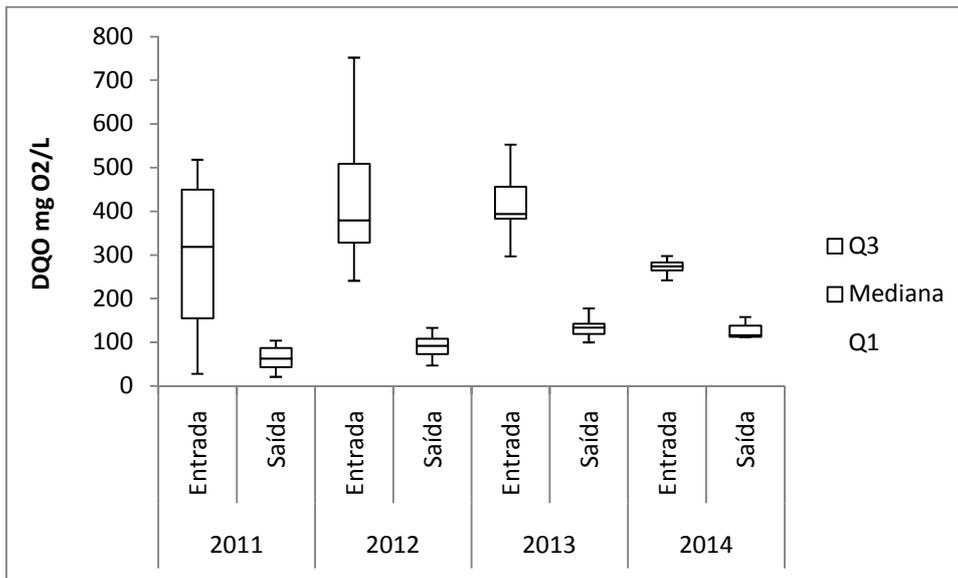
NO = ponto outlier (medida discrepante)

Q1 = quartil inferior contém 25% das menores medidas

Q3 = quartil superior contém 75% de todas as medidas

Após, foi gerado o Gráfico 05, onde mostra o comportamento do parâmetro DQO durante os anos analisados.

Gráfico 5 - Box-plot DQO entre o período de 2011 e 2014.



Verifica-se que as variações encontradas nos dois primeiros anos de análise foram de grande amplitude, inicialmente entrando em 28 mg O₂/L no ano de 2011 e saindo no ano de 2012 em 752 mg O₂/L, valores estes ditos NO (não overlay), não fazendo parte da significância dos dados tratados estatisticamente. No decorrer dos anos de 2013 e 2014, verificou-se que a DQO apresentou valores de entrada e saída com menores amplitudes de variações e significativas reduções deste parâmetro, como no ano de 2014 que apresentou valor máximo de entrada de 282,7 mg O₂/L no percentil 75% e mínimo de saída de 112,8 mg O₂/L no percentil 25%.

5.1.2.2 DBO₅

Os Gráficos 06, 07, 08 e 09 mostram os valores obtidos de DBO₅ na entrada e saída da WC, durante os períodos compreendidos entre 2011, 2012, 2013 e 2014, respectivamente.

Gráfico 6 - Valores obtidos de DBO5 na entrada e saída da WC durante o ano de 2011.

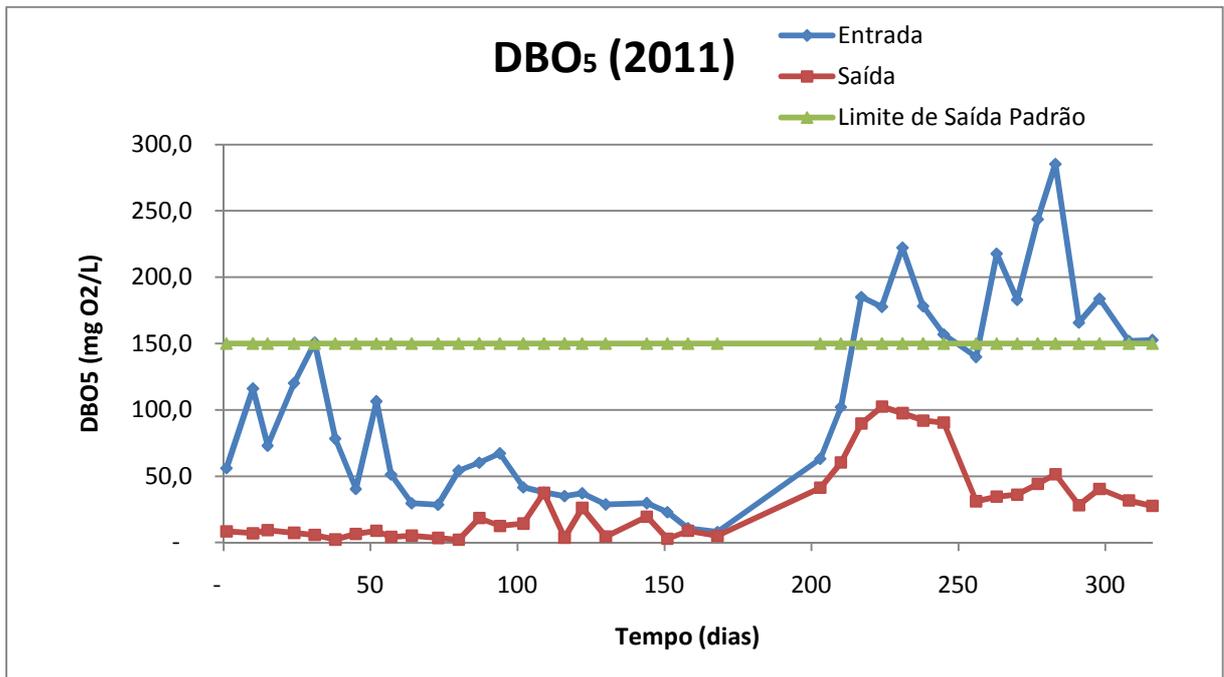


Gráfico 7 - Valores obtidos de DBO5 na entrada e saída da WC durante o ano de 2012.

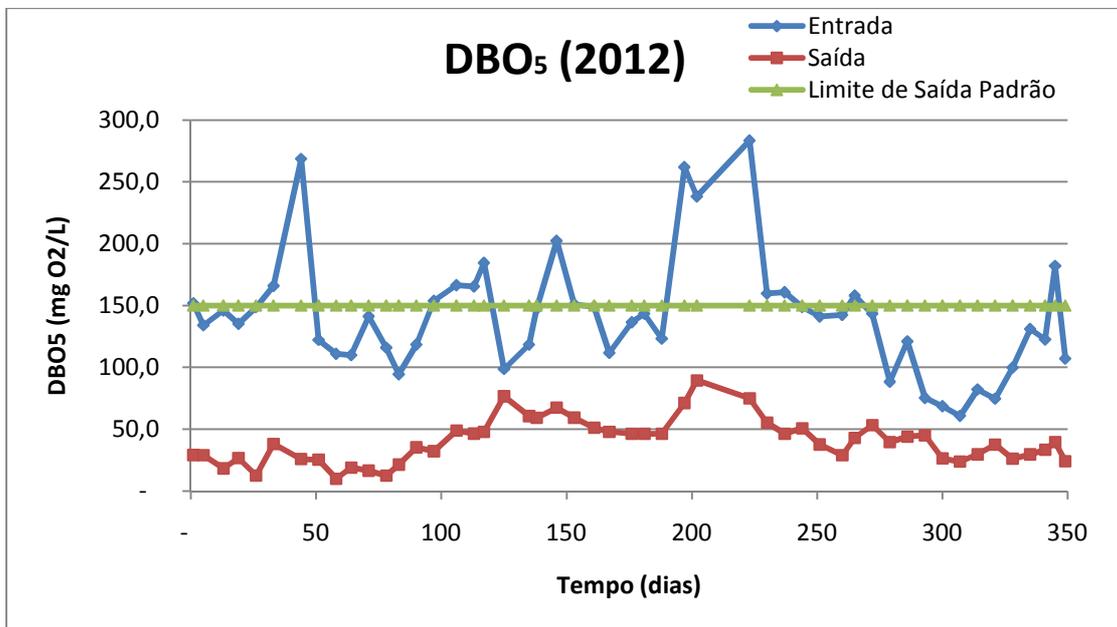
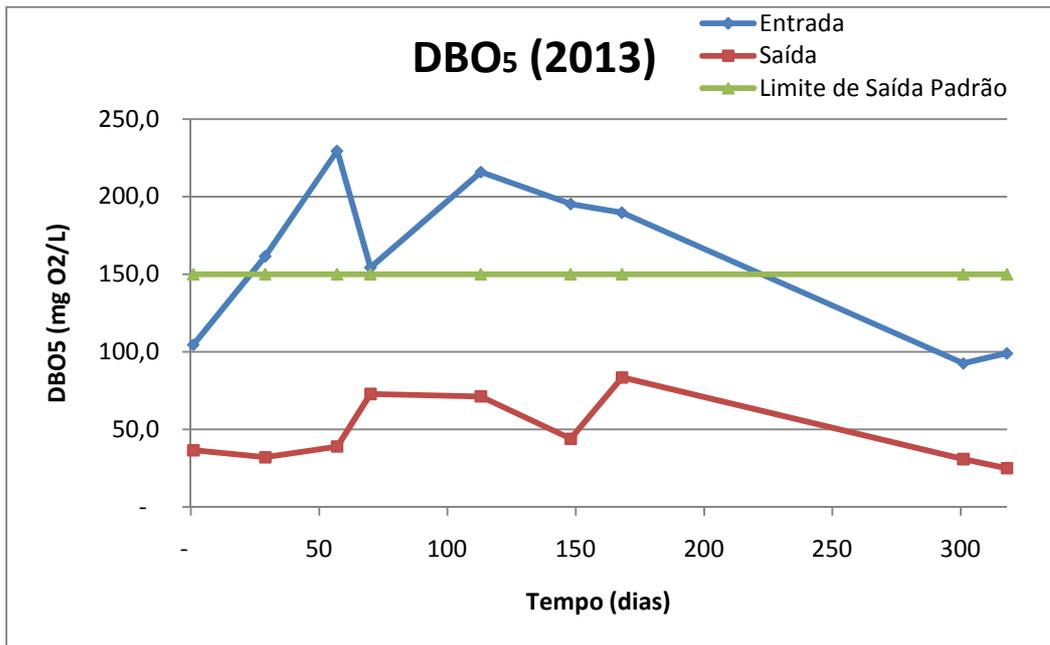
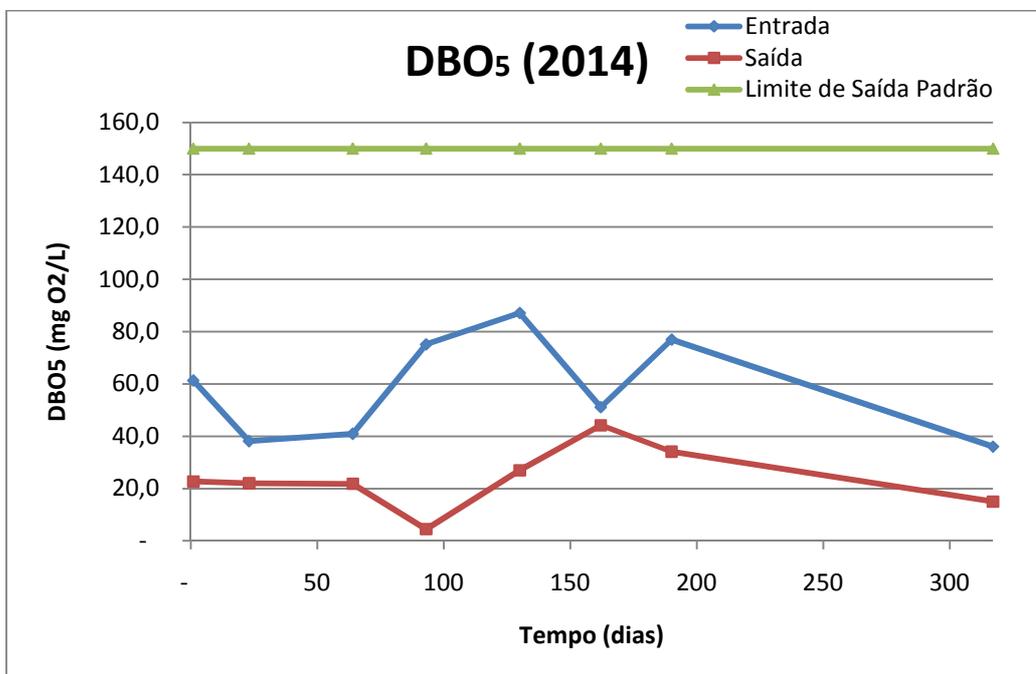


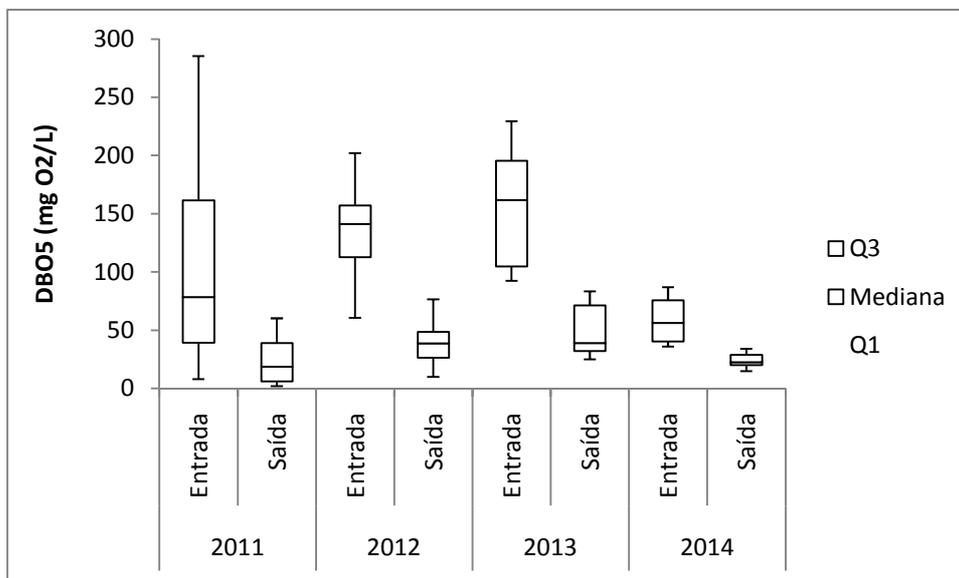
Gráfico 8 - Valores obtidos de DBO₅ na entrada e saída da WC durante o ano de 2013.Gráfico 9 - Valores obtidos de DBO₅ na entrada e saída da WC durante o ano de 2014.

Após, foram analisados de maneira estatística utilizando-se gráficos do tipo box-plot das concentrações, conforme Tabela 11.

Tabela 11 - Valores encontrados de DBO₅ para confecção dos gráficos Box-plot

	2011		2012		2013		2014	
	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
Min NO	8,0	2,1	60,7	9,9	92,6	25,0	36,0	15,0
Q1	39,1	6,1	112,8	26,4	104,6	32,1	40,2	20,1
Mediana	78,4	18,5	141,2	38,8	161,6	39,0	56,2	22,4
Q3	161,4	38,9	156,9	48,6	195,3	71,3	75,6	28,8
Máx NO	285,4	60,3	202,2	76,6	229,5	83,5	87,1	34,1

Após, foi gerado o Gráfico 10, onde mostra o comportamento do parâmetro DBO₅ durante os anos analisados.

Gráfico 10 - Box-plot DBO₅ entre o período de 2011 e 2014.

Verifica-se que as variações encontradas nos três primeiros anos de análise foram de grande amplitude, inicialmente entrando em 8 mg O₂/L no ano de 2011 e saindo no mesmo ano em 285,4 mg O₂/L, valores estes ditos NO (não overlay), não fazendo parte da significância dos dados tratados estatisticamente. No decorrer dos anos entre 2012 e 2014, verificou-se que a DBO₅ apresentou valores de entrada e saída com menores amplitudes de variações e significativas reduções deste parâmetro, como no ano de 2014 que apresentou valor máximo de entrada de 75,6 mg O₂/L no percentil 75% e mínimo de saída de 20,1 mg O₂/L no percentil 25%.

5.1.2.3 Fósforo Total

Os Gráficos 11, 12, 13 e 14 mostram os valores obtidos para Fósforo Total na entrada e saída da WC, durante os períodos compreendidos entre 2011, 2012, 2013 e 2014, respectivamente.

Gráfico 11 - Valores obtidos para Fósforo Total na entrada e saída da WC durante o ano de 2011.

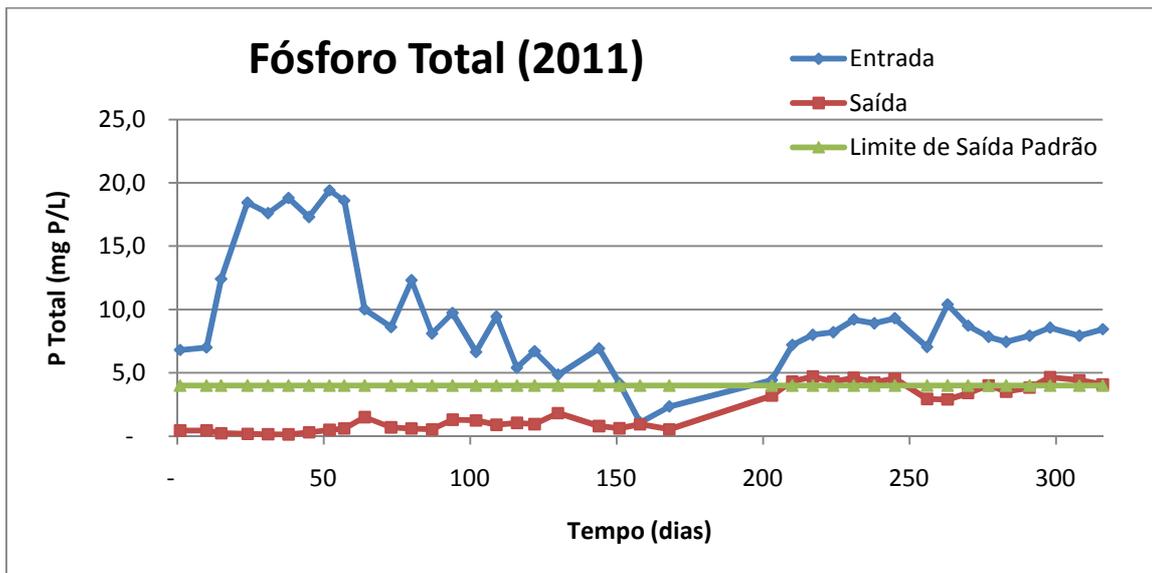


Gráfico 12 - Valores obtidos para Fósforo Total na entrada e saída da WC durante o ano de 2012.

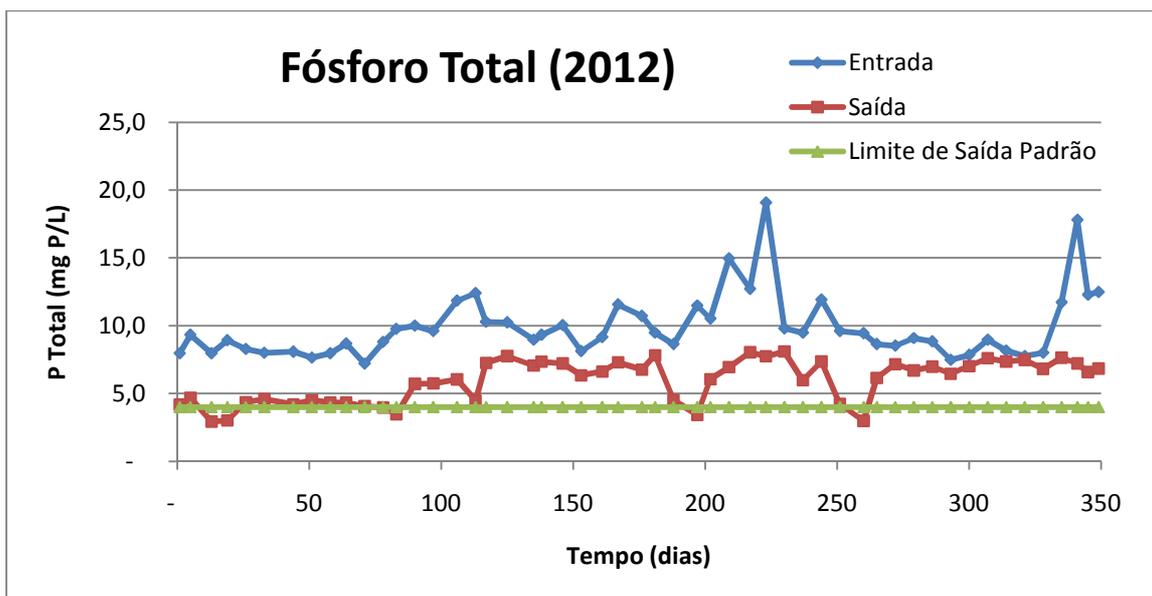


Gráfico 13 - Valores obtidos para Fósforo Total na entrada e saída da WC durante o ano de 2013.

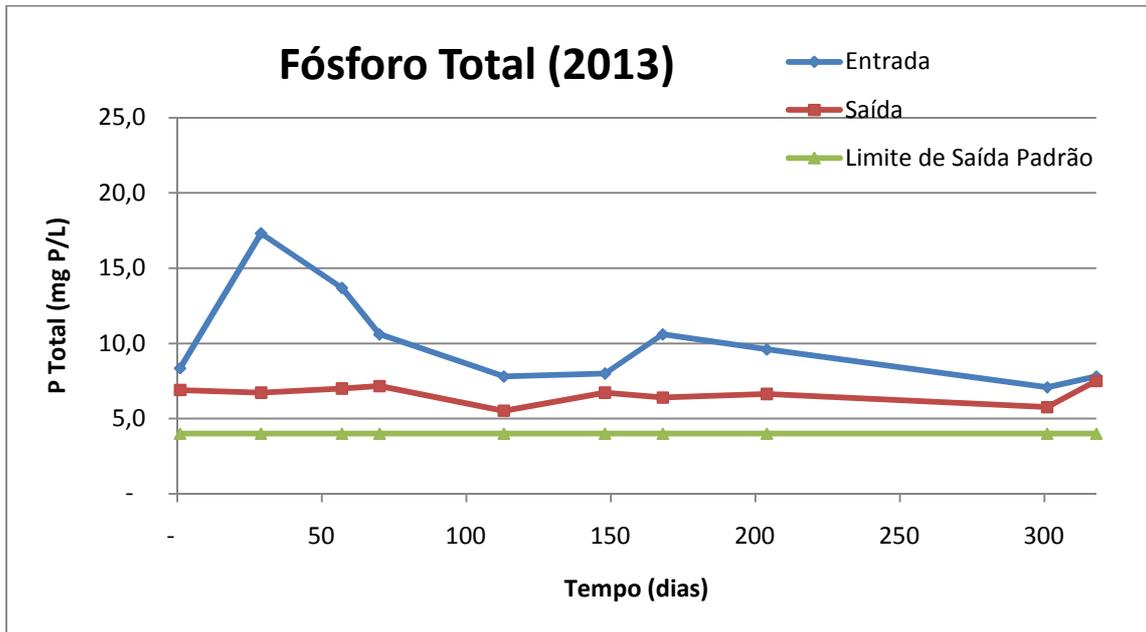
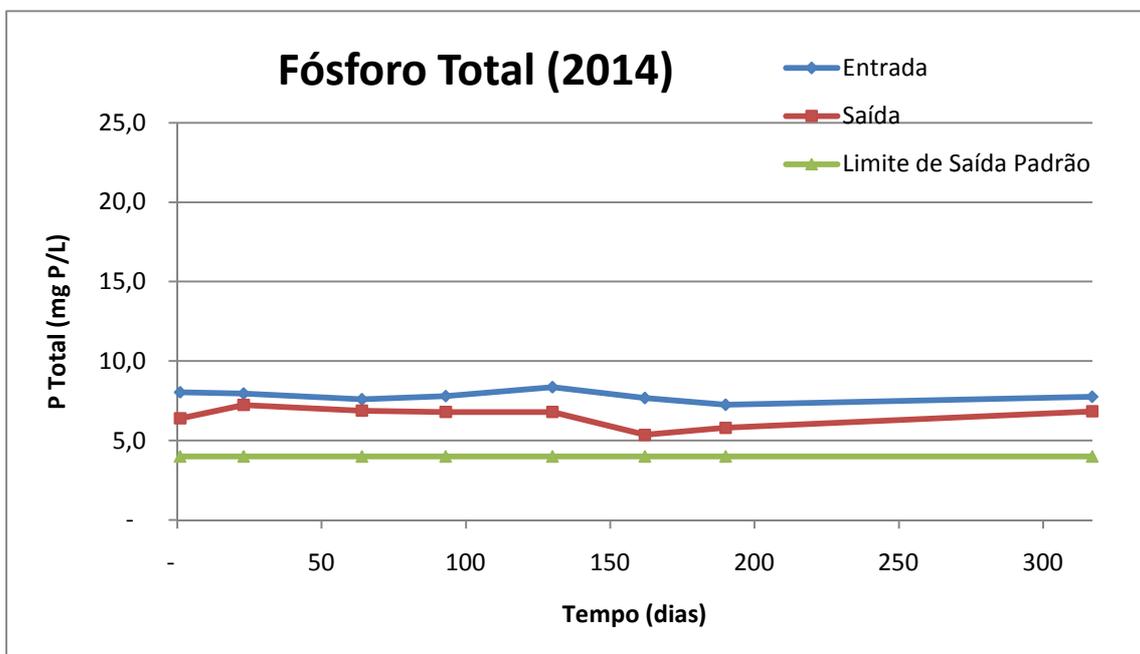


Gráfico 14 - Valores obtidos para Fósforo Total na entrada e saída da WC durante o ano de 2014.

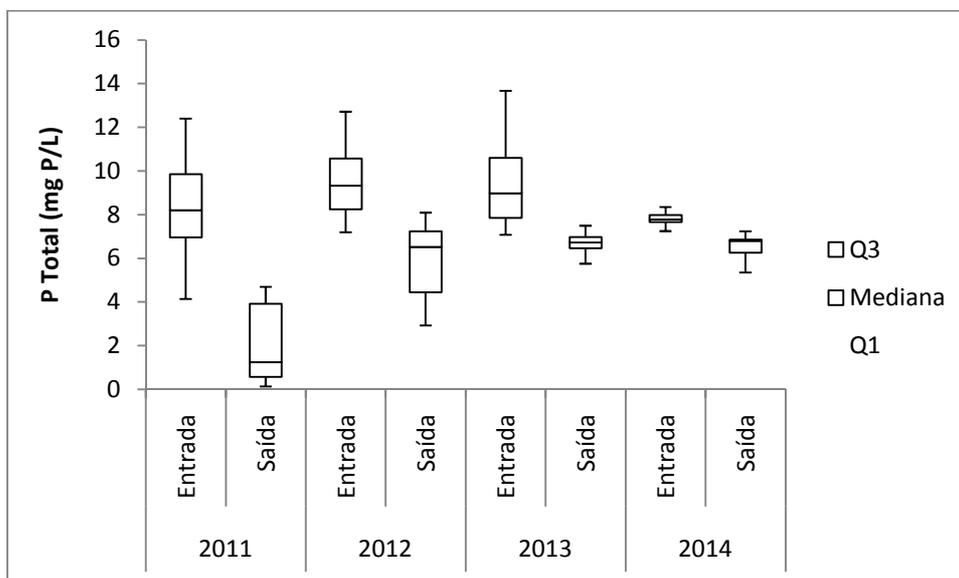


Após, foram analisados de maneira estatística utilizando-se gráficos do tipo box-plot das concentrações, conforme Tabela 12.

Tabela 12 - Valores encontrados de Fósforo Total para confecção do Box-plot

	2011		2012		2013		2014	
	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
Min NO	4,14	0,14	7,20	2,93	7,08	5,76	7,25	5,36
Q1	6,96	0,57	8,25	4,45	7,85	6,46	7,66	6,25
Mediana	8,20	1,24	9,32	6,52	8,98	6,72	7,78	6,80
Q3	9,86	3,92	10,57	7,23	10,60	6,98	7,98	6,85
Máx NO	12,40	4,70	12,72	8,10	13,68	7,50	8,36	7,24

Gráfico 15 - Gráfico box-plot de Fósforo Total entre o período de 2011 e 2014.



Verifica-se que no primeiro ano a redução deste parâmetro na WC foi muito eficiente, com valores de entrada e saída em torno de 8,2 mgP/L e 1,24 mgP/L, respectivamente. No início da operação do sistema, o condomínio era pouco povoado. Este fato pode ser explicado pelo TDH, já que o tempo de contato possui um papel importante para remoção deste nutriente na WC (Drizo et al., 2000). Além disto, também se ressalta a potencial capacidade de remoção de fósforo pela adsorção através do substrato, conforme Chung et al. (2007). Entre os anos 2012 e 2013 houve uma perda considerável de eficiência de remoção deste parâmetro, observando-se valores de entrada em torno de 9 mgP/L e saída de 6,7 mgP/L, podendo ser relacionado com o aumento populacional no condomínio. Após este período, de

2014 em diante, houve pouca amplitude dos valores de entrada, mantendo-se próximos de 7,7 mgP/L, porém, com pouca eficiência na remoção, saindo em torno de 6,8 mgP/L.

5.1.2.4 Nitrogênio Total Kjeldhal – NTK

Os Gráficos 16, 17, 18 e 19 mostram os valores obtidos para NTK na entrada e saída da WC, durante os períodos compreendidos entre 2011, 2012, 2013 e 2014, respectivamente.

Gráfico 16 - Valores obtidos para NTK na entrada e saída da WC durante o ano de 2011.

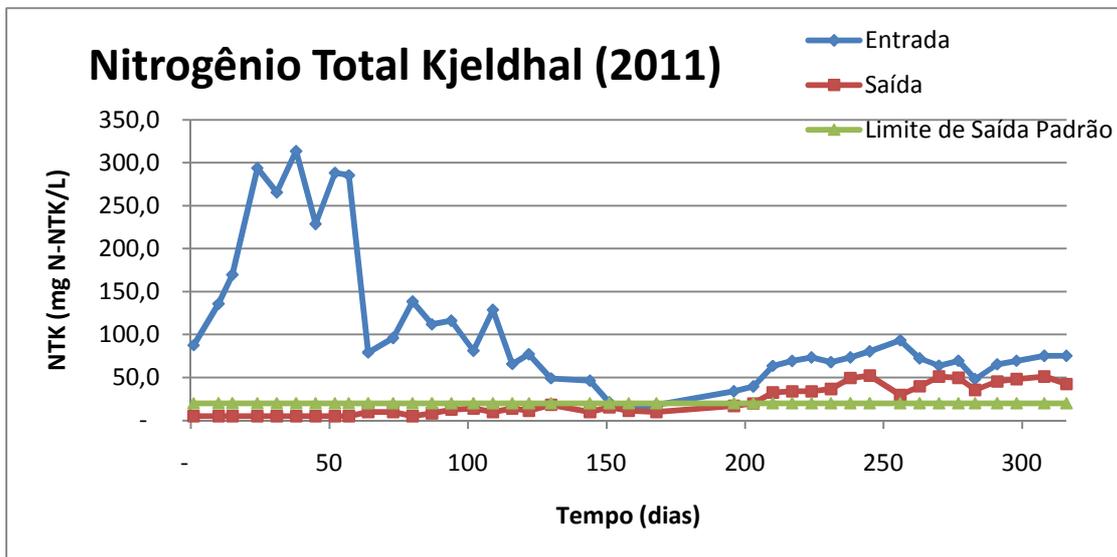


Gráfico 17 - Valores obtidos para NTK na entrada e saída da WC durante o ano de 2012.

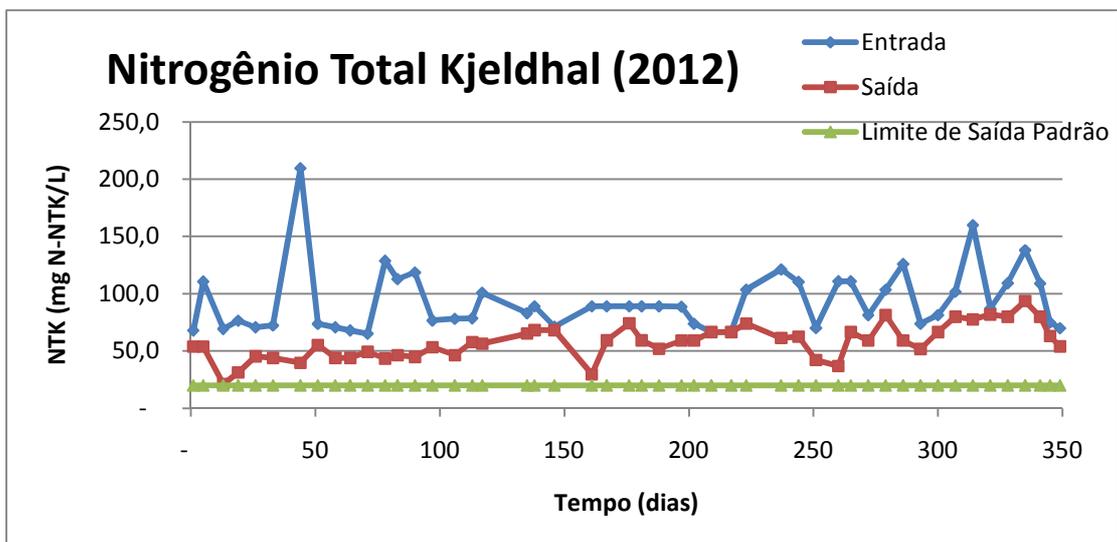


Gráfico 18 - Valores obtidos para NTK na entrada e saída da WC durante o ano de 2013.

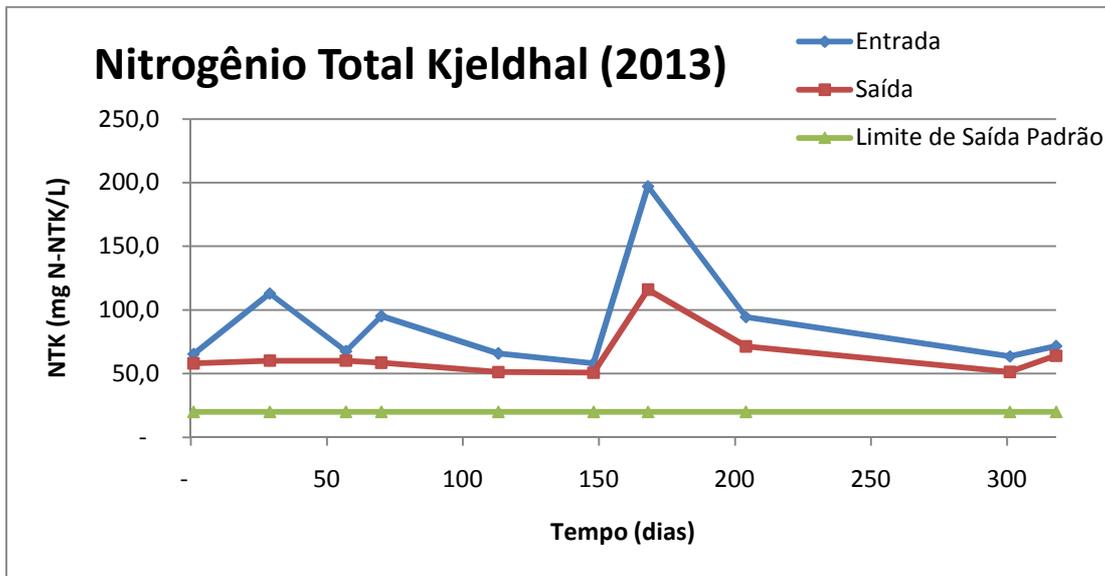
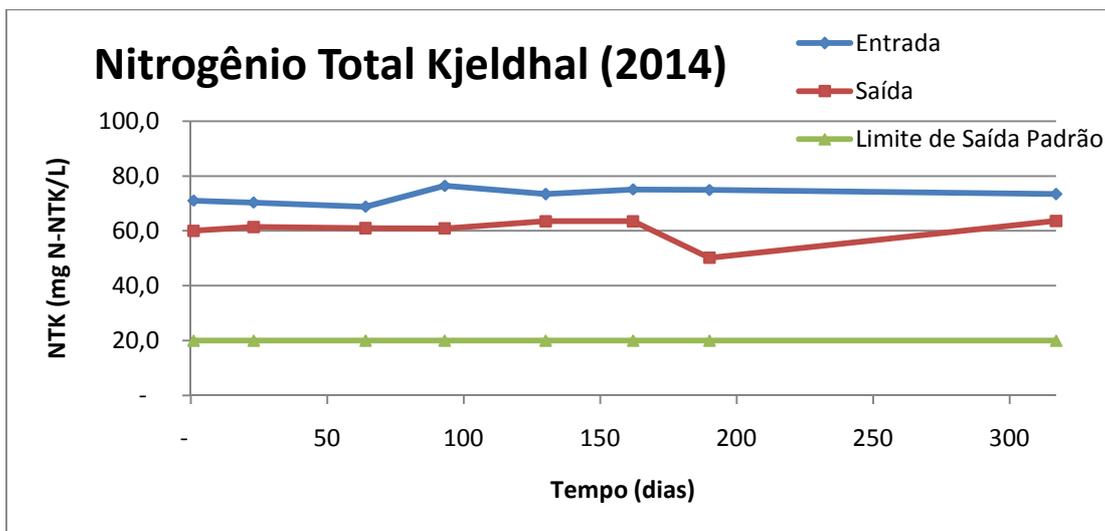


Gráfico 19 - Valores obtidos para NTK na entrada e saída da WC durante o ano de 2014.

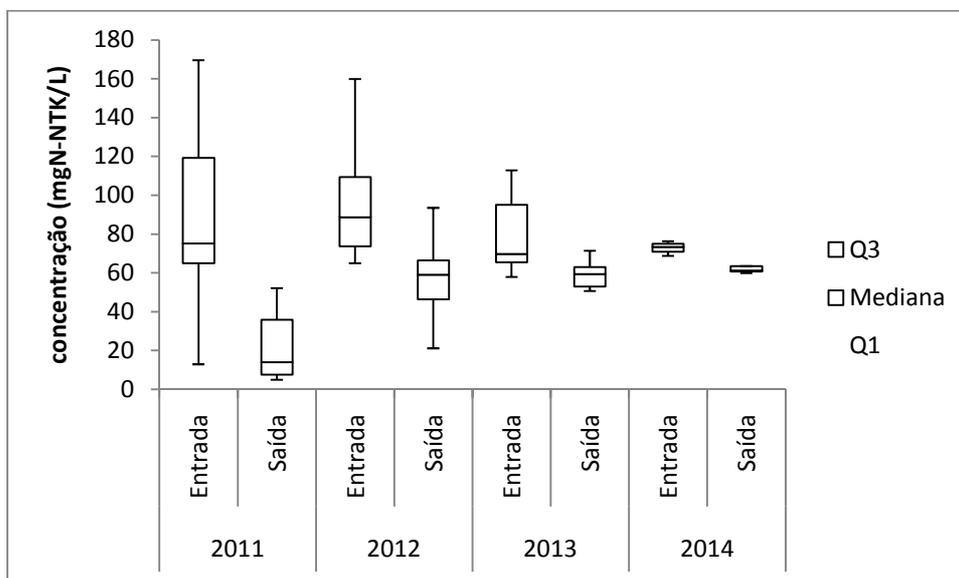


Os dados também foram analisados de maneira estatística, a partir de gráficos do tipo box-plot, das concentrações, conforme Tabela 13.

Tabela 13 - Valores encontrados de NTK para confecção dos Box-plots

	2011		2012		2013		2014	
	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
Min NO	13,0	5,0	65,1	21,2	58,0	50,7	68,8	60,0
Q1	64,9	7,6	73,7	46,3	65,5	53,0	70,8	60,7
Mediana	75,2	14,0	88,7	59,1	69,7	59,4	73,4	61,2
Q3	119,3	35,8	109,3	66,5	95,0	63,1	75,0	63,5
Máx NO	169,6	52,2	159,9	93,6	112,9	71,4	76,4	63,6

Gráfico 20 - Box-plot de NTK entre o período de 2011 e 2014.



Verifica-se que a amplitude deste parâmetro foi muito alta em 2011. No primeiro ano a redução deste parâmetro na WC foi muito eficiente, observando-se valores de entrada e saída em torno de 75,2 mg/L e 14 mg/L, respectivamente. Este fato pode ser explicado pelo ciclo de vida das plantas mais jovens e a demanda pela assimilação e crescimento das mesmas logo após o plantio inicial e no período seguinte a poda (geralmente entre os meses de janeiro e fevereiro). Entre os anos 2012 e 2013 houve uma perda considerável de eficiência de remoção deste parâmetro, com valores de entrada em torno de 70-80 mg/L e saída de apenas 59 mg/L. Acredita-se que isto também se deve ao aumento populacional no condomínio. Após este período, de 2014 em diante, a amplitude dos valores de entrada estabilizaram, mantendo-se próximos de 73 mg/L, porém, com pouca eficiência na remoção, saindo em torno de 61 mg/L.

5.1.2.5 Nitrogênio Amoniacal (Nitrogênio NH₃)

Os Gráficos 21, 22, 23 e 24 mostram os valores obtidos para Nitrogênio NH₃ na entrada e saída da WC, durante os períodos compreendidos entre 2011, 2012, 2013 e 2014, respectivamente.

Gráfico 21 - Valores obtidos para Nitrogênio NH₃ na entrada e saída da WC durante o ano de 2011.

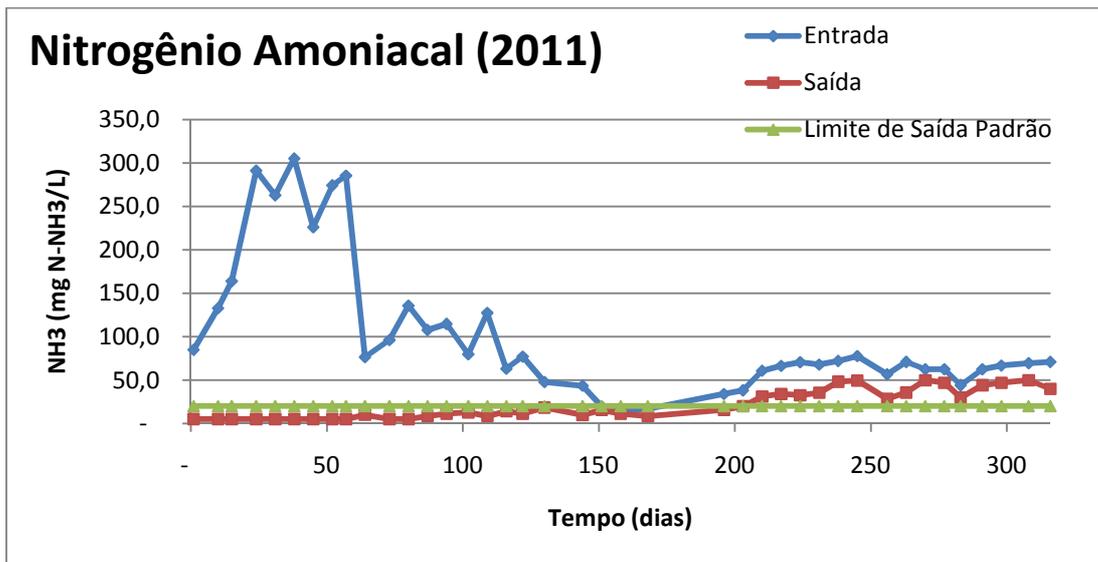


Gráfico 22 - Valores obtidos para Nitrogênio NH₃ na entrada e saída da WC durante o ano de 2012.

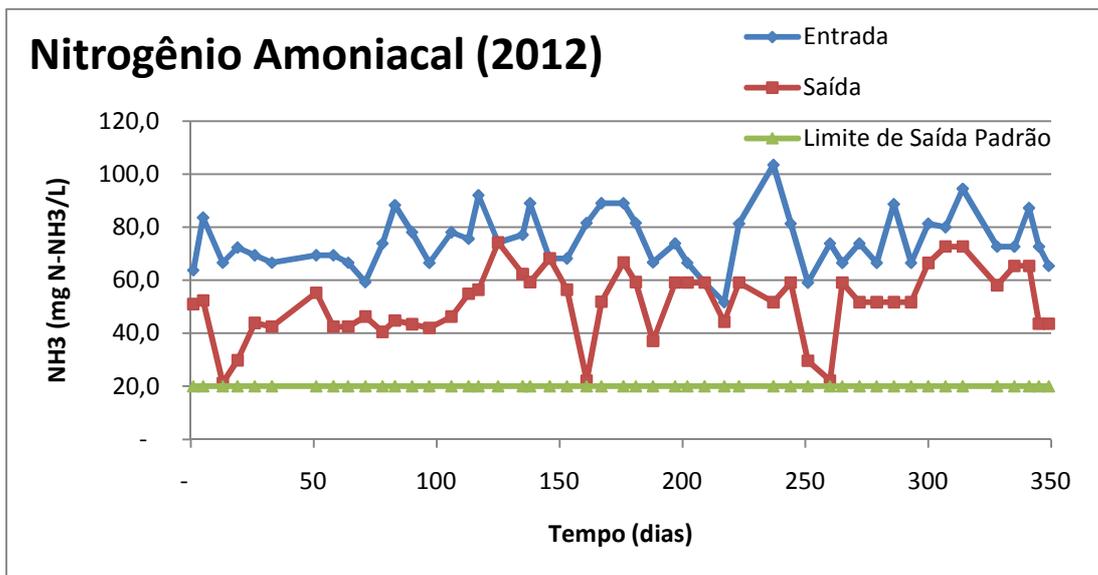


Gráfico 23 - Valores obtidos para Nitrogênio NH₃ na entrada e saída da WC durante o ano de 2013.

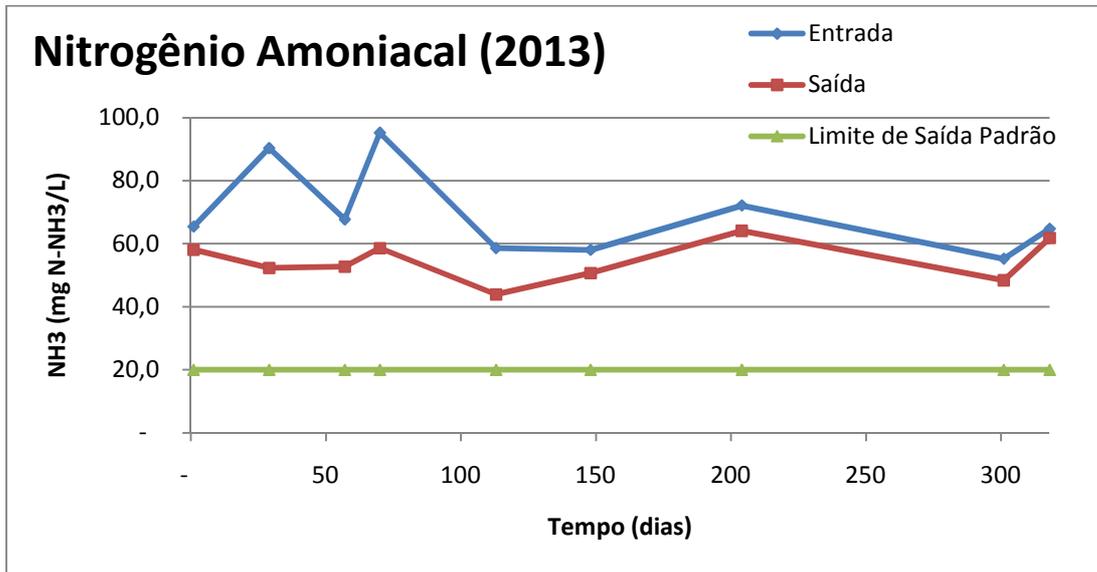
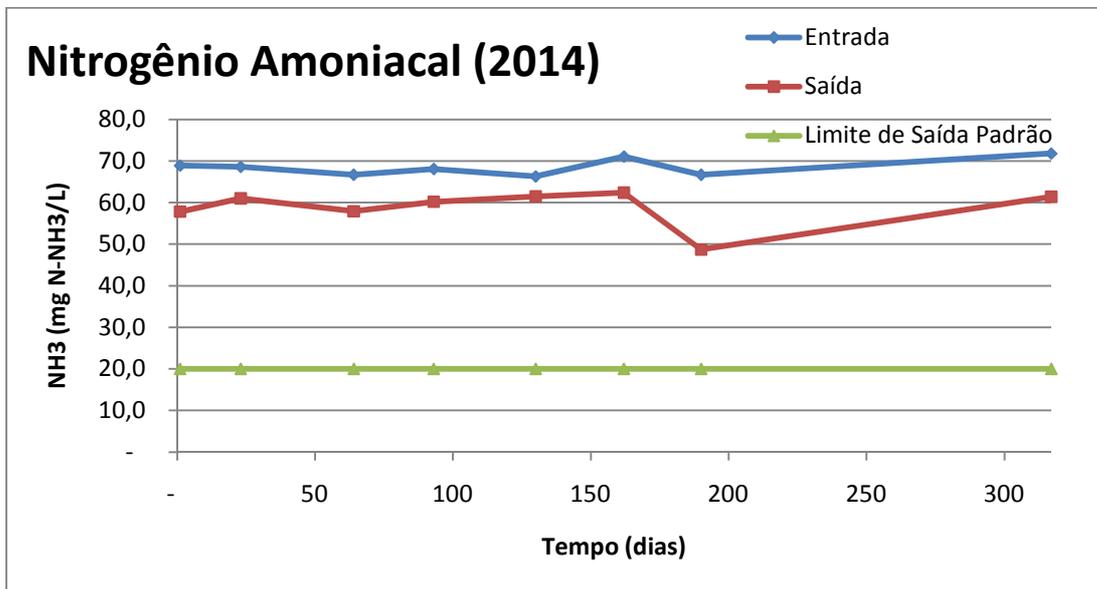


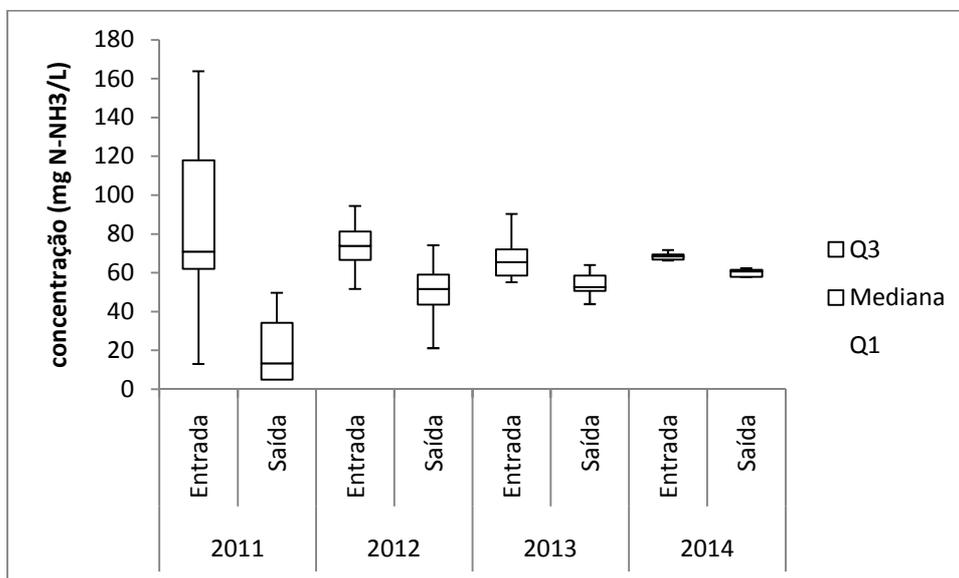
Gráfico 24 - Valores obtidos para Nitrogênio NH₃ na entrada e saída da WC durante o ano de 2014.



Os mesmos dados também foram analisados de maneira estatística, utilizando-se gráficos do tipo box-plot das concentrações, conforme Tabela 14.

Tabela 14 - Valores encontrados de Nitrogênio NH₃ para confecção do gráfico box-plot.

	2011		2012		2013		2014	
	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
Min NO	13,0	5,0	51,7	21,2	55,2	43,9	66,3	57,8
Q1	62,0	5,0	66,6	43,6	58,6	50,7	66,7	57,9
Mediana	70,9	13,3	73,9	51,7	65,4	52,7	68,4	60,6
Q3	117,9	34,3	81,3	59,1	72,1	58,6	69,5	61,4
Máx NO	163,9	49,7	94,5	74,2	90,3	64,1	71,8	62,4

Gráfico 25 - Gráfico box-plot de Nitrogênio amoniacal (NH₃) entre o período de 2011 e 2014.

Verifica-se que a amplitude deste parâmetro foi muito alta em 2011. No primeiro ano, a redução deste parâmetro na WC foi muito eficiente, observando-se valores de entrada e saída em torno de 70,9 mg/L e 13,3 mg/L, respectivamente. Este fato pode ser explicado pelo ciclo de vida das plantas mais jovens e a demanda pela assimilação e crescimento das mesmas logo após o plantio inicial e no período seguinte a poda (geralmente entre os meses de janeiro e fevereiro). Entre os anos 2012 e 2013 houve uma perda considerável de eficiência de remoção deste parâmetro, com valores de entrada de 65-71 mg/L e saída de apenas 52 mg/L, em função do condomínio ser mais povoado. Após este período, em 2014 em diante a amplitude dos valores de entrada estabilizaram, mantendo-se próximos de 68 mg/L, porém, com pouca eficiência na remoção, saindo em torno de 61 mg/L. É importante também salientar que os valores de Nitrogênio NH₃ se aproximam muito dos valores de NTK,

mostrando claramente que é pouco evidente o processo de nitrificação, pois, para a amônia ser oxidada é necessário oxigênio disponível e catalizada por bactérias do tipo *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*. Além disto, conforme Cristes et al. (2005), salienta que a DBO deve ser menor que 20 mg O₂/L para que a nitrificação significante possa ocorrer.

5.1.2.6 Sólidos Suspensos Totais – SST

Os Gráficos 26, 27, 28 e 29 mostram os valores obtidos para SST na entrada e saída da WC, durante os períodos compreendidos entre 2011, 2012, 2013 e 2014, respectivamente.

Gráfico 26 - Valores obtidos para SST na entrada e saída da WC durante o ano de 2011.

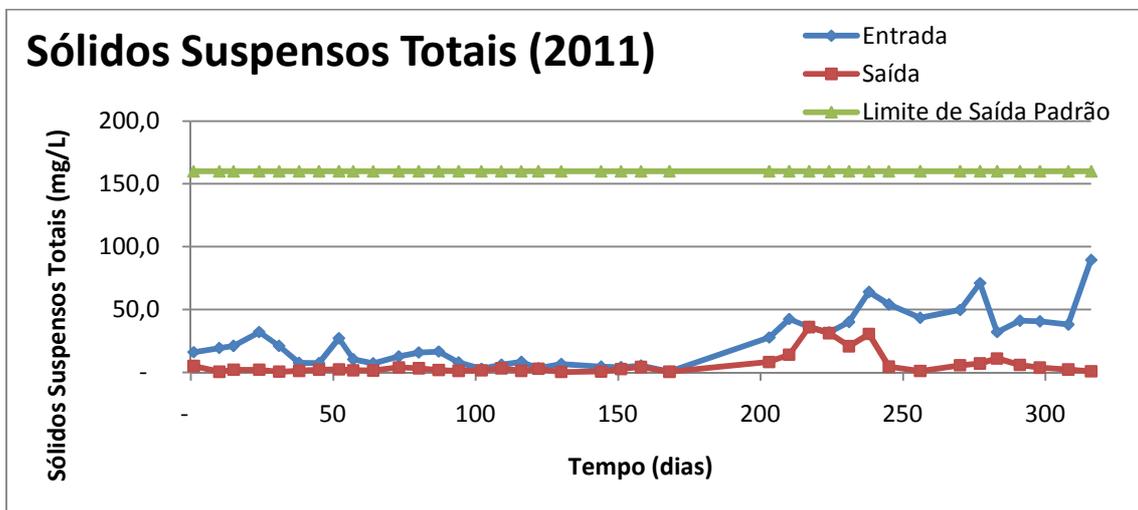


Gráfico 27 - Valores obtidos para SST na entrada e saída da WC durante o ano de 2012.

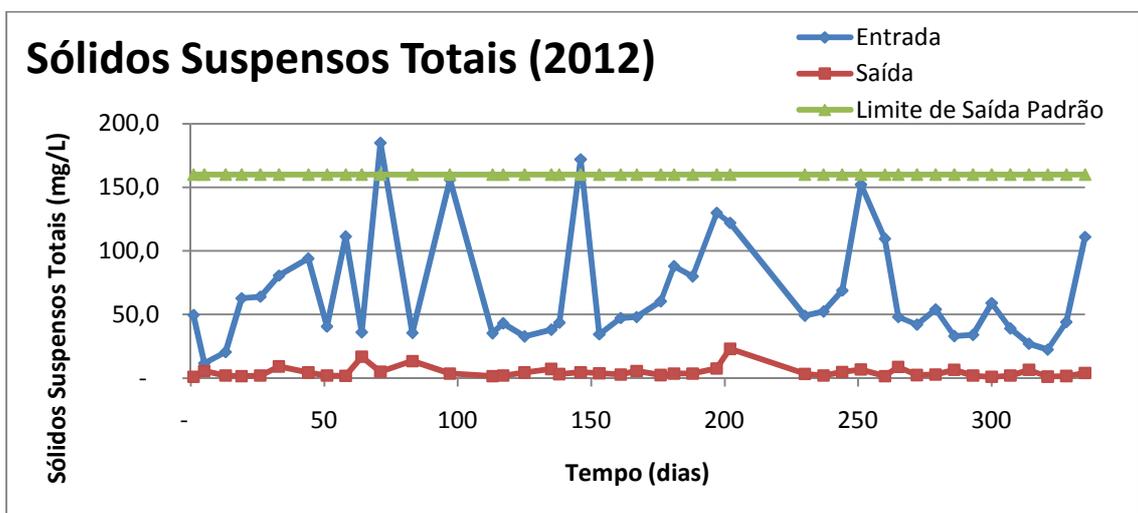


Gráfico 28 - Valores obtidos para SST na entrada e saída da WC durante o ano de 2013.

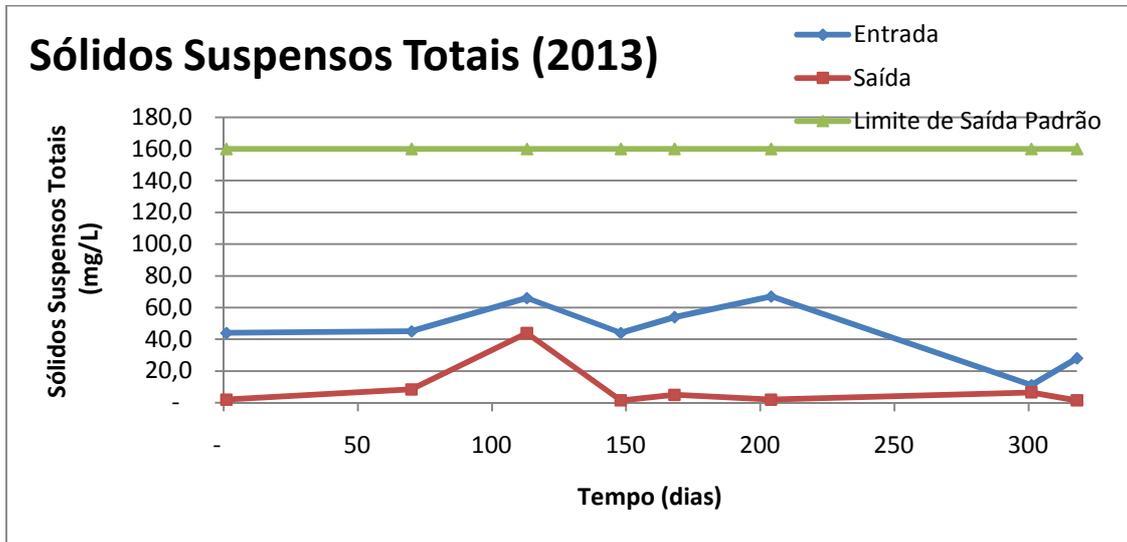
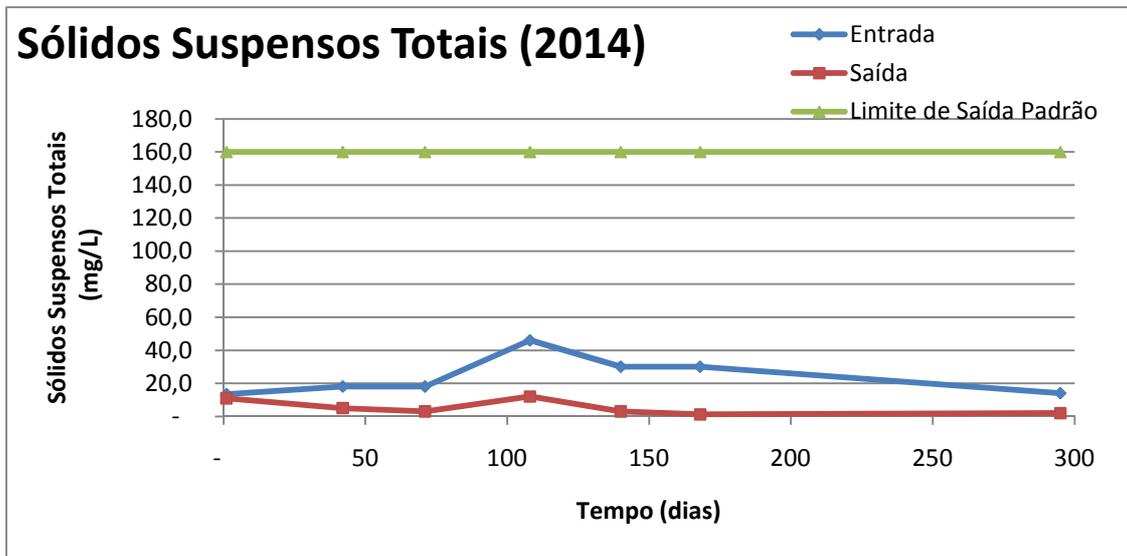


Gráfico 29 - Valores obtidos para SST na entrada e saída da WC durante o ano de 2014.

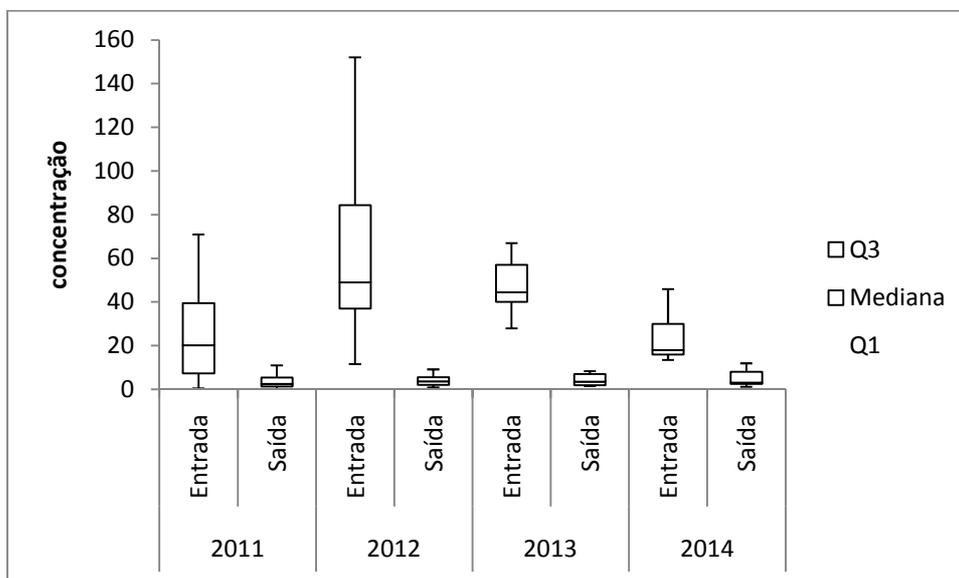


Os dados também foram analisados de maneira estatística, a partir da construção de gráficos do tipo box-plot das concentrações, conforme Tabela 15.

Tabela 15 - Valores encontrados de SST para confecção dos Box-plots

	2011		2012		2013		2014	
	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
Min NO	0,5	0,2	11,6	1,0	28,0	1,5	13,5	1,2
Q1	7,3	1,3	37,0	2,0	40,0	1,9	16,0	2,5
Mediana	20,2	2,5	49,0	3,6	44,5	3,5	18,0	3,0
Q3	39,5	5,5	84,3	5,6	57,0	7,0	30,0	8,0
Máx NO	71,0	11,0	152,1	9,2	67,0	8,4	46,0	12,0

Gráfico 30 - Box-plot de SST entre o período de 2011 e 2014.



No primeiro ano a redução deste parâmetro na WC foi muito eficiente, apresentando valores de entrada e saída em torno de 20,2 mg/L e 2,5 mg/L, respectivamente. Já entre os anos de 2012 e 2013, foram os anos de maior variação de entrada, oscilando valor de entrada de 44-49 mg/L e saída em 3,6 mg/L. Este valor elevado de entrada em relação aos outros anos de estudo pode ser explicado em virtude do descarte de lodo do reator UASB, que deveria se dar com uma periodicidade menor, com intuito de evitar sobrecarga do sistema e o lançamento indesejado de concentrações elevadas de sólidos para a WC. Isto também pode ter acarretado a colmatagem do meio filtrante. No decorrer de 2014 o valor de entrada ficou em torno de 18 mg/L e de saída em torno de 3 mg/L, demonstrando alta eficiência de remoção deste parâmetro, em virtude de limpezas de lodo mais frequentes no reator UASB.

5.1.2.7 Coliformes Totais e termotolerantes

Quanto ao parâmetro Coliformes Totais, a Tabela 16 mostra os valores médios de concentração de saída e a eficiência de remoção, juntamente com os Desvios Padrões (DP).

Tabela 16 - Valores médios de concentração de saída e a eficiência de remoção

Ano	Concentração		Eficiência	
	Média	DP	Média	DP
2011	$8,6.10^4$	$7,7.10^4$	40,7%	46,7%
2012	$1,1.10^5$	$6,5.10^4$	22,1%	35,7%
2013	$1,4.10^5$	$5,1.10^4$	15,1%	31,9%
2014	$1,4.10^5$	$5,4.10^4$	12,8%	33,8%

Quanto ao parâmetro Coliformes Termotolerantes, a Tabela 17 mostra os valores médios de concentração de saída e a eficiência de remoção, juntamente com os Desvios Padrões (DP).

Tabela 17 - Valores médios de concentração de saída e a eficiência de remoção

Ano	Concentração		Eficiência	
	Média	DP	Média	DP
2011	$5,5.10^4$	$7,0.10^4$	61,3%	41,9%
2012	$6,3.10^4$	$7,0.10^4$	40,0%	40,7%
2013	$7,0.10^4$	$5,4.10^4$	47,1%	30,9%
2014	$3,8.10^4$	$5,6.10^4$	55,6%	37,5%

A eficiência na redução do parâmetro Coliformes Totais foi pequena e passou de 40,7% no ano de 2011 para insignificantes 12,8% no ano de 2014. Enquanto que a eficiência na redução do parâmetro Coliformes Termotolerantes foi maior, alcançando valor médio de 61,3% em 2011, mantendo-se entre 40-50% entre 2012 e 2013 e aumentando a eficiência em 2014 para 55,6%.

Os mecanismos ou fatores determinantes na remoção de coliformes em WC, incluem temperatura, retenção nas raízes das plantas e no biofilme, adsorção a matéria orgânica, predação, efeito biocida resultante do material excretado por algumas macrófitas e radiação solar (KADLEC e KNIGHT, 1996).

Souza *et al.* (2004), utilizando WHFSS como pós-tratamento de reatores UASB e um TDH de 10 dias, obtiveram remoções de 4 e 3 log para os *Wetland* Plantados e *Wetland* Não Plantado, respectivamente. Esses autores verificaram diferença estatística, com melhor desempenho para o *Wetland* Plantado, apenas nos primeiros 18 meses de operação do sistema. Calijuri *et al.* (2009) observaram remoções de 2 a 4 log de *E. coli* para WHFSS recebendo efluentes de reator UASB e operando com TDH de 2,2 dias. O melhor desempenho observado na literatura nacional pesquisada para WHFSS foi no trabalho de Sezerino *et al.* (2005), em pós-tratamento de lagoas, que obtiveram 5,4 e 5,5 log de eficiência global de remoção de coliformes totais e *E. coli*, respectivamente. Vale salientar que na saída da WC o efluente passa por um clorador.

5.1.2.8 Turbidez

Os Gráficos 31, 32, 33 e 34 mostram os valores obtidos para a Turbidez na entrada e saída da WC, durante os períodos compreendidos entre 2011, 2012, 2013 e 2014, respectivamente.

Gráfico 31 - Valores obtidos para Turbidez na entrada e saída da WC durante o ano de 2011.

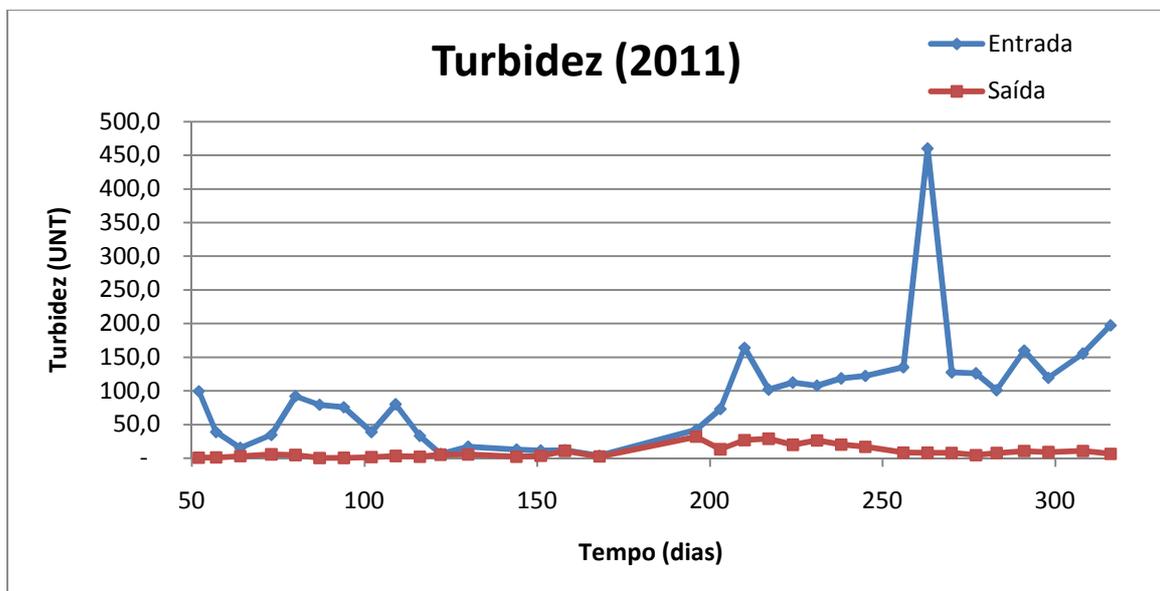


Gráfico 32 - Valores obtidos para Turbidez na entrada e saída da WC durante o ano de 2012.

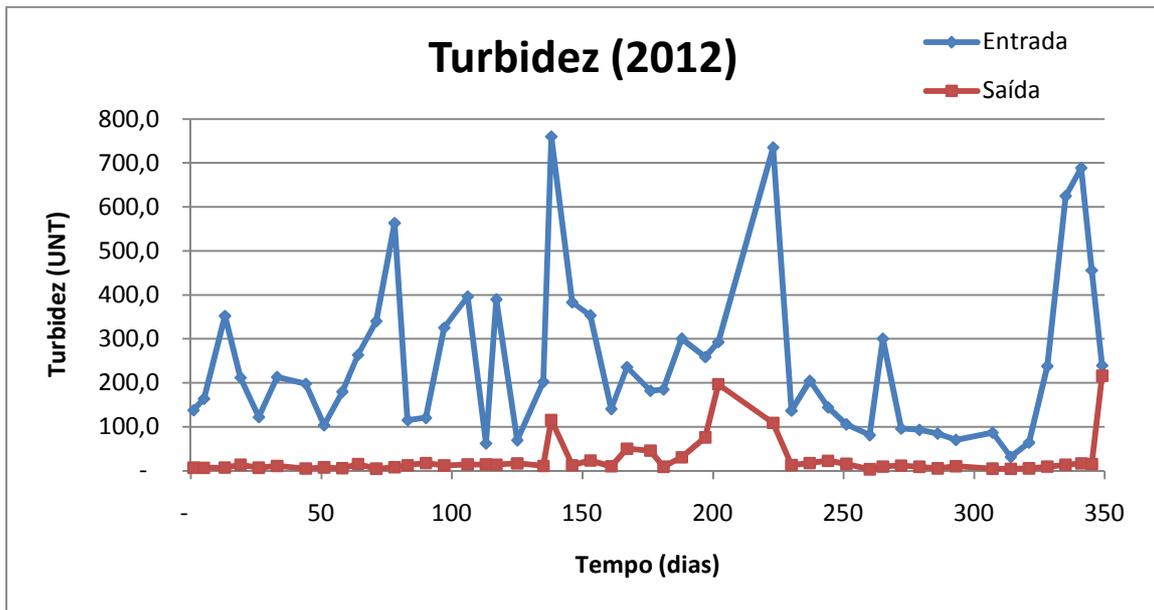


Gráfico 33 - Valores obtidos para Turbidez na entrada e saída da WC durante o ano de 2013.

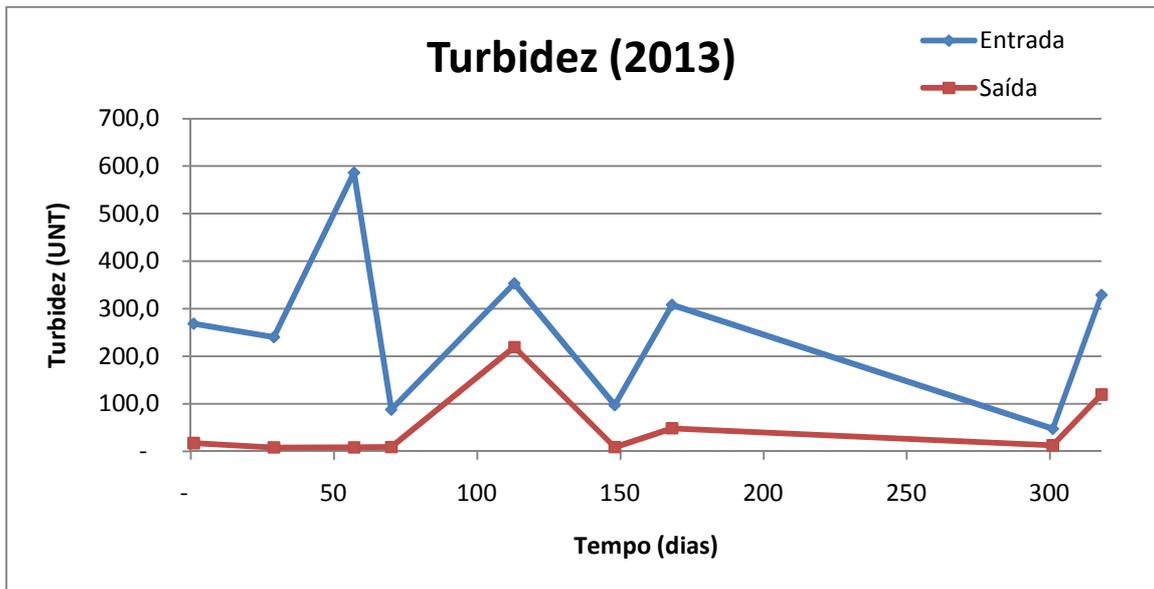
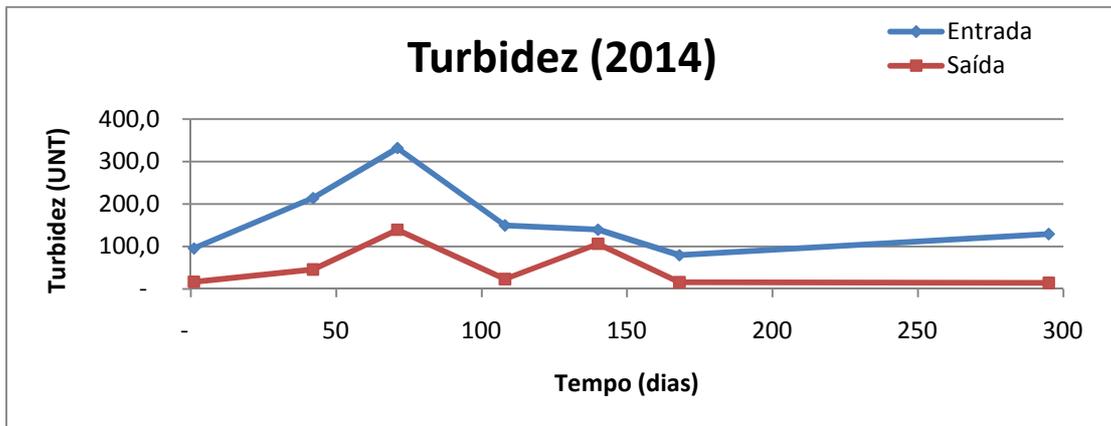


Gráfico 34 - Valores obtidos para Turbidez na entrada e saída da WC durante o ano de 2014.

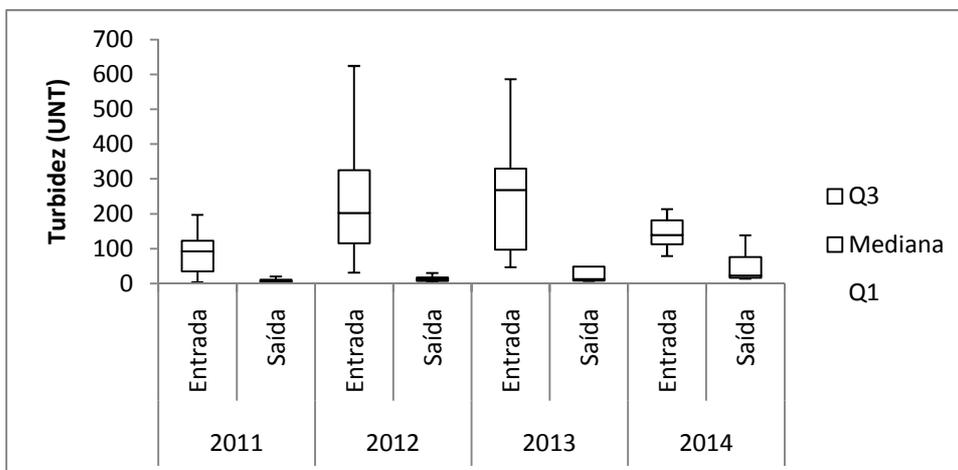


Os dados de turbidez também foram analisados de maneira estatística, a partir da construção de gráficos do tipo box-plots das concentrações, conforme Tabela 18.

Tabela 18 - Valores encontrados de Turbidez para confecção dos Box-plots

	2011		2012		2013		2014	
	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
Min NO	3,7	0,4	31,8	3,3	47,4	8,1	79,4	13,9
Q1	34,5	3,1	115,4	7,6	97,0	8,6	112,2	16,1
Mediana	92,2	6,5	202,3	12,5	268,6	12,4	139,3	23,1
Q3	122,3	10,9	325,4	17,0	329,2	48,4	181,6	75,7
Máx NO	197,4	20,2	624,5	30,7	586,6	48,4	213,8	139,0

Gráfico 35 - Box-plot da Turbidez entre o período de 2011 e 2014.



No primeiro ano a redução deste parâmetro na WC foi muito eficiente, verificando-se valores de entrada e saída em torno de 92,7 mg/L e 6,5 mg/L, respectivamente. Já entre os anos de 2012 e 2013, foram os anos de maior variação de entrada, oscilando valores de entrada de 202-268 mg/L e saída em 12,5 mg/L. Este valor elevado de entrada em relação aos outros anos de estudo pode ser explicado em virtude do descarte de lodo do reator UASB, que deveria se dar com uma periodicidade menor, com intuito de evitar sobrecarga do sistema e o lançamento indesejado de concentrações elevadas de sólidos para a WC. Isto também pode ter acarretado a colmatção do meio filtrante. No decorrer de 2014 o valor de entrada ficou em torno de 139 mg/L e de saída em torno de 23 mg/L, demonstrando alta eficiência de remoção deste parâmetro, em virtude de limpezas de lodo mais frequentes no reator UASB.

6 CONCLUSÃO

No primeiro ano (2011) de monitoramento do sistema *WC*, constatou-se que a eficiência na remoção de nutrientes foi satisfatória, apresentando valores de 64,8 e 71,5% de nitrogênio e fósforo, respectivamente. Isto ocorreu, provavelmente, devido aos fenômenos de adsorção, complexação e precipitação das formas de fósforo e da acumulação de lodo nas frações dos vazios da areia. Enquanto que o nitrogênio foi incorporação no biomassa das macrófitas por assimilação.

A partir do segundo ano (2012) em diante, observou-se um significativo decaimento da remoção de fósforo, fenômeno que, provavelmente, resulta da saturação do meio por fósforo. Com relação ao decaimento da eficiência do nitrogênio, presume-se que seja uma decorrência do envelhecimento das plantas aquáticas, no momento em que se dá a estabilização da necessidade de nutrientes.

Quanto aos parâmetros DBO_5 , DQO, SST e turbidez, o desempenho da *WC* mostrou-se satisfatório durante os anos analisados. Apresentou algumas variações relacionadas provavelmente com a periodicidade com que o lodo do reator UASB era retirado, mês do ano (inverno ou verão) e quantidade de inóculo deixada no reator.

Quanto à remoção de Coliformes Totais, verificou-se que no decorrer dos anos apresentou significativo decaimento da remoção, enquanto que a remoção de Coliformes Termotolerantes apresentou melhor resultado de remoção em comparação aos totais. Estas reduções estão relacionadas aos mecanismos de remoção destes parâmetros, que é de forma complexa e ocorre devido à combinação de fatores físicos, químicos e biológicos.

REFERÊNCIAS

- AGENCE DE L'EAU . **Épuration des eaux domestiques par filters plantes des macrophytes, recommandations techniques pour La conception et la realization.** Lyon, 2005, 44p.
- ALMEIDA, Rogério Araújo. **Substratos e plantas no tratamento de esgoto por zona de raízes.** 2005. 108 f. Tese (Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal - Doutorado) - Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2005.
- ANDRADE NETO, Cícero Onofre de. **Sistemas Simples para Tratamento de Esgotos Sanitários: Experiência Brasileira.** Rio de Janeiro: ABES, 1997.
- ANJOS, J. A. S. A. **Avaliação da eficiência de uma zona alagadiça (wetland) no controle da poluição por metais pesados: O caso da Plumbum em Santo Amaro da Purificação/BA.** 2003. 328 f. Tese (Doutorado em Engenharia) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, 2003.
- BRASIL, M. S. **Desempenho de sistemas alagado construído para tratamento de esgoto doméstico.** Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa – UFV, Viçosa, MG. 2005. 160p.
- BRIX, H. **Macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?** Water Sci. Technol, v. 35, p. 11–17, 1997.
- BRIX, Hans. **Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal processes and treatment performance.** In: MOSHIRO, G. A. (Ed.). *Constructed Wetland for Water Quality Improvement*, Boca Raton: Lewis Pub., 1993. p. 9-12.
- CHERNICHARO, C.A.L. (Coord.). **Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios.** 1ª Edição. Belo Horizonte: [s.n.], 2001. Projeto PROSAB
- CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores Anaeróbios.** 2ª edição. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2007. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias; v.5).

_____. **Constructed Wetlands for Treating Landfill Leachate.** In: MULAMOOTTIL, G.; MC BEAN, E. A.; ROVERS, F. (Org.). **Constructed wetlands for the treatment of landfill leachates.** Boca Raton: Lewis Publishers, 1998. p. 17-32.

COOPER P. F., JOB G. D., GREEN B., SHUTES R. B. E. **Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment.** Wrc publications. 184pp. plus data diskette: Swindon, United Kingdom, 1996.

COSTA, L. L.; CEBALLOS, B. S. O.; MEIRA, C. M. B. S.; CAVALCANTI M. L. F. **Eficiência de Wetlands construídos com dez dias de detenção hidráulica na remoção de colifagos e bacteriófagos.** Revista de Biologia e Ciências da Terra 3, (1). 104-112. 2003.

CUNHA, Caroline de Andrade da. **Análise da eficiência de um sistema combinado de alagados construídos na melhoria da qualidade das águas.** 2006. 157 f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

DE PAOLI, André Cordeiro. **Análise de desempenho e comportamento de wetlands horizontais de fluxo subsuperficial baseado em modelos hidráulicos e cinéticos.** Dissertação (Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) Universidade Federal de Minas Gerais, Minas Gerais, 2010.

DORNELAS, F. L. **Avaliação do desempenho de wetlands horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB.** Dissertação de mestrado do Programa de pósgraduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, UFMG. 2008.

ESTEVES, Francisco Assis. **Fundamentos de Limnologia.** 2^a ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FAULKNER, S. P.; RICHARDSON, C. J. Physical and Chemical Characteristics of Freshwater Wetland Soils. In: HAMMER, D. A. (ed). **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: municipal, industrial and agricultural.** Michigan: Lewis Publishers, 1989. p. 319- 352.

FIGUEIROA, Fernán Vernara. **Avaliação Econômica de Ambientes Naturais. O caso das áreas Alagadas: uma proposta para a Represa do Lobo (Broa), Itirapina, SP.** 1996. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia- Mestrado) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 1996.

FRENEY, J.R. et al . 1985. **Estimating ammonia volatilization from flooded rice fields by simplifield techniques.** Journal of Soil and Science, v.49, p.1049-54.

GERSBERG, R. M.; GEARHEART, R. A.; IVES, M. Pathogen Removal in Constructed Wetlands. In: HAMMER, D. A. (Ed.). **Constructed wetland for Waste Water Treatment: Municipal, Industrial e Agricultural.** Michigan: Lewis Publishers, 1989. p. 431 – 445.

HUSSAR, G.J. **Avaliação do desempenho de leitos cultivados no tratamento de águas residuárias de suinocultura.** Campinas: FEAGRI-UNICAMP, 118 p. (Dissertação de Mestrado). 2001.

INTERFAC-EHS. **Estudo da eficiência do tratamento de esgoto doméstico por sistema de wetland de fluxo vertical descendente para ser aplicado em comunidades isoladas estação de tratamento em escala de laboratório.** Revista de Saúde, Meio Ambiente e Sustentabilidade. ISSN 1980-0894, Seção, Vol. 8, n. 1, 2013

ITRC - Interstate Technology & Regulatory Council. **Technical and Regulatory Guidance. Document for Constructed Treatment Wetlands.** The Interstate Technology & Regulatory Council Wetlands Team. 2003.

KADLEC, R. H.; WALLACE, R. D. **Treatment wetlands.** 2. ed. 2008.

KADLEC, R.H AND KNIGHT, R.L. **Treatment Wetlands.** Boca Raton Lewis Publishes, 1996.

KADLEC, Robert H. **Wetlands for Water Polishing: Free Water Surface Wetlands.** In: MITSH, W. J. (Org.). **Global Wetlands: Old World and New.** New York: Elsevier Science, 1994. p. 411 – 420.

KEFFALA C.; GHRABI A.. **Nitrogen and bacterial removal in constructed wetlands treating domestic waste water.** Desalination, v. 185, p. 383–389, 2005.

KHATIWADA, N. R.; POLPRASERT, C. **Kinects of fecal coliform removal in constructed wetland.** Wat. Sci. Tech. v. 40, n. 3, p. 109 – 107, 1999.

LARA BORRERO, J. A. **Depuración de aguas residuales municipales con humedales artificiales.** 1999. 122 f. Dissertação (Mestrado em Ingeniería y Gestión Ambiental) – Instituto Catalán de Tecnología, Universidad Politécnica de Cataluña, Cataluña,1999.

LAUTENSCHLAGER, Sandro Rogério. **Modelagem do Desempenho de Wetlands Construídas.** Dissertação de Mestrado – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. São Paulo, 2001. 90 p.

LEITÃO, T. E.; BARBOSA, A. E.; HENRIQUES, M. J.; IRÃVAKO, V. M.; MENEZES, J. T. M. **Avaliação e Gestão Ambiental de Águas de Escorrência de Estradas.** 2006.

LEOPOLDO, P. R.; CONTE, M. L. **Processo fito-pedológico aplicado no tratamento de efluentes domésticos.** In: Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria Y Ambiental .Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental,. CD-ROM. México 1996.

MARQUES, D. M. **Terras Úmidas Construídas de Fluxo Subsuperficial.** In: CAMPOS, J.R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo.** 1ª Edição. Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 409-435. Projeto PROSAB.

MATOS, A. T.; LO MONACO, P. A. **Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos e líquidos da lavagem e despola de frutos do cafeeiro.** Viçosa: UFV, 2003. 68p.

MAY, E. et al. **Chemical and microbiological processes in gravel-bed hydroponic systems for sewage treatment.** In: COOPER P.F. and FINDLATER B.C. *Constructed wetlands in water pollution control.* Oxford, UK: Pergamon Press, 1990. p.33-40.

MITCHELL, C. & McNEVIN, D. **Alternative analysis of BOD removal in subsurface flow constructed wetlands employing Monod kinetics.** *Wat. Res.*, v.35, n°5, pp.1295-1303, 2001.

MITCHELL, S.F.; HAMILTON, D.P. **Variations in light climate in a shallow New Zealand Lagoon, INTECOL's International Wetlands Conference 1996 "Wetlands for the Future",** Australia (Encore Productions), International Association of Ecology, 5: p 79, 1996.

MITSCH, W.J. AND GOSSELINK, J.G. **Wetlands.** New York: Van Nostrand Reinhold, 1993.

MOTA, F.S.B.; VON SPERLING, M. (Coord.). **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção.** 1ª Edição. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

NUVOLARI, Ariovaldo. **As diversas opções de tratamento de esgoto sanitário.** In: _____. (Coord.). *Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola.* São Paulo: Bluchner, 2003. p. 461-483.

OLGUIN, E. J.; HERNÁNDEZ, E.; P.; COUTINO, R. GONZALES. **Aprovechamiento de plantas acuáticas para el tratamiento de águas residuales.** In: OLGUIN, E. J.; SANCHES, G.; RAMÍRES, M. E.; MERCADO, G. *Tecnologias ambientales para el desarrollo sustentable.* Veracruz: Instituto de Ecología Xalapa, 1994. p. 11-20.

PHIPPS, R.G. AND CRUMPTON, W.G. **Factors affecting nitrogen loss in experimental wetlands with different hydrologic loads.** *Ecological Engineering*, v.3, n.4, p.399- 408, 1994.

PHILIPPI, L. S. & SEZERINO, H. P. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas.** 1ª ed. Florianópolis/SC. Ed. do Autor 2004. 144p.

PLATZER, C.; HOFFMANN, H; CARDIA, W. **O wetland como componente de ECOSAN – Experiências com o uso e dimensionamento no clima subtropical.** In: International Conference on Sustainable Sanitation: “Food and Water Security for Latin America”. Fortaleza, 2007.

REED, S.C.; CRITES, R.W.; MIDDLEBROOKS, E.J. **Natural systems for management and treatment**. New York: McGraw-Hill, Inc. 1995, 435p.

REDDY, K. R. AND PATRICK, W.H. **Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments**. CRC Crit. Ver. Environ. Control, v.13, p.273-309, 1984.

REEDY, K. R.; D'ANGELO, E. M. **Soil processes regulating water quality in wetlands**. In: MITSH, W. J. (Org.). **Global Wetlands: Old and New**. New York: Elsevier Science, 1994. p. 309-324.

SALATI, E. (2000). **Utilização de sistemas de Wetlands Construídas para Tratamento de Águas**. Relatório Técnico para o Programa de Pós Graduação e Ciências da Engenharia Ambiental da EESC. São Carlos, 36p.

SALATI JR., E.; SALATI, E. SALATI, E. **Wetland projects developed in Brazil**. Wat. Sci. Tec. Great Britain, n. 3, p. 19-25. v. 40, 1999.

SEZERINO, P. H.. **Potencialidade dos Filtros Plantados com Macrófitas (Constructed Wetlands) no Pós-Tratamento de Lagoas de Estabilização sob Condições de Clima Subtropical**. Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, 166p. 2006.

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (2008). **Diagnóstico dos serviços de água e esgoto – 2010. Parte I: Texto – Visão geral da prestação dos serviços**. Ministério das Cidades/SNSA/PMSS. 2012.

SOUSA, J. T.; VAN HAANDEL, A. C.; COSENTINO, P. R. S.; GUIMARÃES, A. V. A. **Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas “wetlands” construídos**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, n. 1, p. 87-91, v.4, 2000.

SOUSA, J.T.; HAANDEL, A.C.; GUIMARÃES A.V.A. **Acumalação de fósforo em sistemas de wetlands**. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 21, João Pessoa, PB, 2001. Anais. João Pessoa: FITABES, 2001. CDROM.

SOUSA, J. T. de, VAN HAANDEL, A. C.; GUIMARÃES, A. V. A. **Performance of constructed wetland systems treating anaerobic effluents**. Water Science and Technology, Great Britain, n. 6, p. 295-299, v. 48, 2003.

STOTTMEISTER, U. et al. **Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment**. Biotechnology Advances v. 22, p. 93–117, 2003.

TCHOBANOGLIOUS, G., BURTON F.L., **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse**. McGrawHill Series in Water Resources and Environmental Engineering, New York, 1991.

TUNDISI, J. G. (Eds.) **Águas doce do Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 2.ed. São Paulo: Escrituras Editora e Distribuidora de Livros, 349p. 2002.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Constructed wetlands treatment of municipal wastewater**. Office of research and development. EPA/625/R-99/010, 2000.

USEPA (1993). **Subsurface Flow Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: A technology assesment**. United States Environmental Protection Agency. 87 p.

USEPA (2000). **Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters**. United States Environmental Protection Agency. 154 p.

VAN OOSTROM, A.J.,. **Nitrogen removal in constructed wetlands treating nitrified meat processing wastewater**. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 4. Guanzhou, China Center for International Development and Research, South China Institute for Environmental Sciences, 1994. p. 569-79.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3ª edição. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2005. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; v.1).

VYMAZAL, J. **The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience**. Ecological Engineering v. 18, p. 633–646, 2002.

WALLACE, S.; KNIGHT, R. **Water Environmental Research Foundation (WERF) small scale treatment wetlands database**. In: International Conference On Waste Stabilization Ponds, 6.; International Conference On Wetland Systems, 9., Avignon, France. p. 229-235. CD-ROM. 2004.

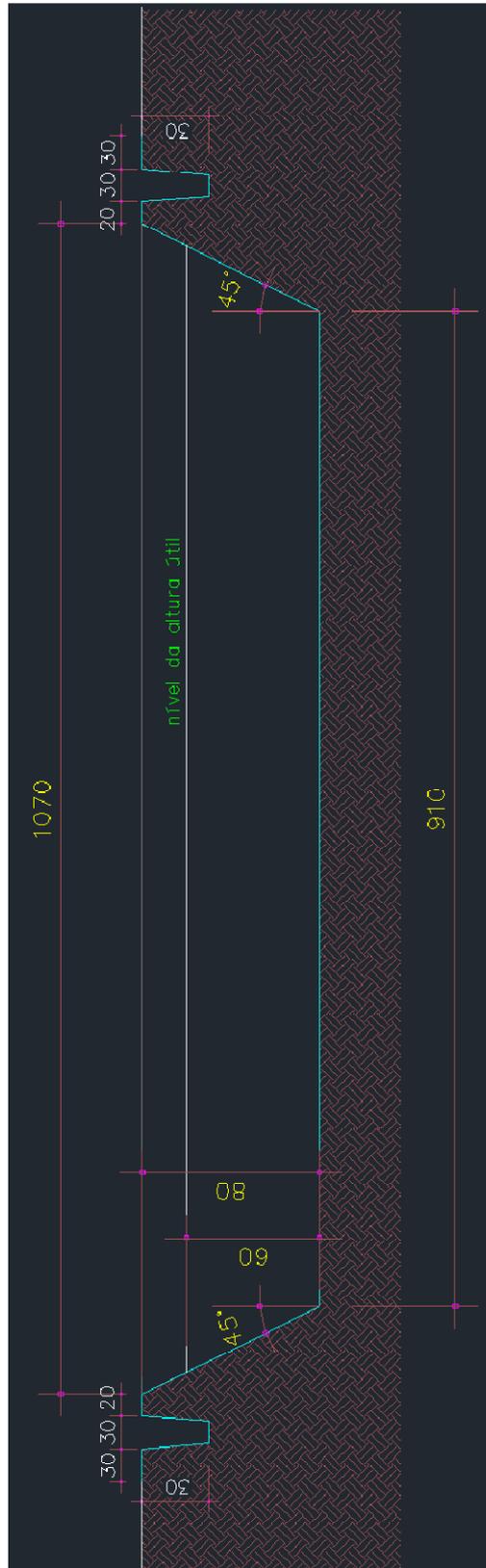
_____.; WALLACE, S.; VYMAZAL, J. **Treatment wetlands**. 2 ed. Boca Raton: CRC – Lewis, 2004.

WATSON, J. T; REED, S. C; KADLEC, R. H; KNIGHT, R. L; WHITEHOUSE, A. E. Performance Expectations and Loading Rates for Constructed wetlands. In: HAMMER, D.A. (Ed.). **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: municipal, industrial and agricultural**. Michigan: Lewis Publishers, 1989. p. 319-352.

WYNN, T. M., LIEHR, S. K. **Development of a Constructed Subsurface flow Wetland Simulation Model**. Ecological Engineering, Amsterdam, v.16, p. 519-536, 2001.

ANEXOS

Anexo A – Corte lateral - BB



Anexo B – Planta Baixa

