UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

THIAGO TOZI DE MATTOS

VITOR NARDOTO LUCRÉCIO

Avaliação do Comportamento Hidrodinâmico de um Wetland Construído de Fluxo Horizontal

VITÓRIA
2012

THIAGO TOZI DE MATTOS

VITOR NARDOTO LUCRÉCIO

Avaliação do Comportamento Hidrodinâmico de um Wetland Construído de Fluxo Horizontal

Trabalho de Conclusão de Curso apresenta do ao Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do grau de Bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Franci Gonçalves
Co-Orientador: Prof. Dr. Daniel Rigo

VITÓRIA

2012

THIAGO TOZI DE MATTOS

VITOR NARDOTO LUCRÉCIO

Avaliação do Comportamento Hidrodinâmico de um Wetland Construído de Fluxo Horizontal

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do grau de Bacharel em Engenharia Ambiental.

.

COMISSÃO EXAMINADORA

_____

Prof. Dr. Ricardo Franci Gonçalves
Orientador

_____

Prof. Dr. Daniel Rigo
Co-orientador

_____

Prof. Dr. Renato Ribeiro Siman
Examinador Interno

_____

Msc. Giovana Martinelli
Examinador Externo

Vitória, 06 de Julho de 2012.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos primeiramente aos nossos pais, pelo apoio incondicional, pelo incentivo e pela preocupação nas horas mais difíceis do nosso trabalho.

Às meninas da pós-graduação da ETE-UFES que de alguma forma nos auxiliaram durante toda a realização do trabalho. Agradecemos em especial à Andrielly, que sempre esteve ao nosso lado, ajudando sempre que possível, sugerindo ideias enriquecedoras e auxiliando em todos os procedimentos realizados durante os experimentos.

Ao técnico do Laboratório de Hidráulica da UFES Antônio Carlos, pela ajuda durante as etapas iniciais do nosso trabalho.

Ao Professor Daniel Rigo, por ter nos mostrado a luz no fim do túnel por diversas vezes durante a sua orientação.

Ao Professor Ricardo Franci pela orientação e por ter nos inspirado e incentivado para a realização deste trabalho, sempre nos passando tranquilidade e confiança.

A todos os nossos amigos de turma, que estiveram ao nosso lado durante esses cinco anos de curso, e que nessa última etapa nos acompanharam a cada passo certo e a cada passo errado, e assim permaneceram, sempre nos apoiando e torcendo pelo nosso sucesso.

E a todos os demais amigos e familiares que contribuíram para o nosso sucesso na realização deste trabalho e para a nossa formação.

RESUMO

Surge como uma alternativa aos problemas de escassez e má qualidade dos corpos d'água o reúso deste bem para fins menos nobres que não exijam potabilidade. Dentre as alternativas para esse reúso, são utilizados tratamentos biológicos de forma a garantir baixo consumo de energia e insumos químicos, pouca manutenção e fácil operação. Os wetlands construídos agregam todas essas vantagens, tornando o reúso viável técnica e economicamente. De forma a otimizar sua eficiência de tratamento, os wetlands devem apresentar um escoamento mais próximo possível do fluxo pistão. Para avaliar tal regime, utilizou-se a técnica de injeção de traçador na unidade em estudo de forma a se obter a curva de passagem na seção de saída. A partir desta curva foram calculados diversos indicadores que permitem uma avaliação minuciosa do regime hidráulico real. Este trabalho teve como objetivo a avaliação do comportamento hidrodinâmico de um wetland de fluxo horizontal e escoamento subsuperficial no tratamento de água cinza instalado no Parque Experimental da UFES, a partir da curva de passagem obtida e dos indicadores de eficiência hidráulica calculados após ensaio com traçador. A partir da curva determinou-se o tempo de detenção hidráulica real (t_g) igual a 0,81 dia. Para o indicador eficiência hidráulica o valor determinado foi de 0,75. O indicador de curto-circuito t_{10} apresentou um valor de 0,59. Para os indicadores de mistura Mo, σ^2 e d, foram obtidos os seguintes valores, respectivamente: 1,92, 0,076, 0,039.Concluiu-se desta forma que, de acordo com os valores encontrados na literatura, o wetland construído analisado apresentou características de escoamento de fluxo disperso, tendendo ao regime ideal de fluxo pistão, demonstrando condições de obter eficiência satisfatória para aplicação no tratamento de águas cinzas.

Palavras-chave: reúso, wetland construído, traçador, indicadores de eficiência hidráulica, comportamento hidrodinâmico, fluxo pistão.

ABSTRACT

Emerges as an alternative to the problems of scarcity and poor quality of water resources the reuse possibility for less noble purposes. Among the alternatives for the reuse, biological treatments are used to ensure low energy consumption and chemical inputs, low maintenance and easy operation. The constructed wetlands aggregate all these advantages, making it technically and economically viable for reuse. In order to optimize efficiency of treatment, wetlands must have a flow closest to the plug flow. To evaluate this scheme we used the technique of injection of tracer in the studied unit in order to obtain the residence time distribution curve through the output section. From this curve we calculated several indicators that allow a deep evaluation of the actual hydraulic regime. This study aimed to evaluate the hydrodynamic behavior of a horizontal flow wetland and subsurface flow in the treatment of gray water installed in the Parque Experimental from UFES, from the curve obtained and the hydraulic efficiency indicators calculated after the tracer test. From the residence time distribution curve was determined the actual hydraulic retention time (t_g) equal to 0.81 days. The hydraulic efficiency indicator value found was 0,75. The short-circuit indicator t_{10} showed a value of 0.59. For mixing indicators Mo,σ^2 and d, the following values obtained were, respectively: 1.92, 0.076, 0.039. It was concluded that, according to the values found in the literature, the constructed wetland analyzed presented a flow dispersed characteristics, tending to the optimum regime for plug flow, showing conditions to obtain satisfactory performance for the gray water treatment.

Keywords: reuse, constructed wetland, tracer, indicators of hydraulic efficiency, hydrodynamic behavior, plug flow.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1–Análise de cenários com e sem o uso de fontes alternativas de água em residências. 19
Figura 2 – Perfil diário de produção de água cinza e consumo de água de reúso. ...23
Figura 3 – Opções para reúso de águas cinzas e seus respectivos tratamentos prévios. 25
Figura 4– SFH com escoamento subsuperficial. 31
Figura 5– SFV com escoamento subsuperficial. 32
Figura 6 – Principais problemas de ordem hidráulica identificadas em reatores. 36
Figura 7 – Distribuição dos tempos de detenção para o escoamento real e os escoamentos ideais de pistão e mistura completa. 37
Figura 8 – Proposta de configuração de modelos de descrição de wetland horizontal de escoamento subsuperficial. 43
Figura 9– Edificação adaptado para coleta de água cinza localizado no Parque Experimental da UFES. 45
Figura 10 – Máquina de lavar utilizada para a produção de água cinza. 46
Figura 11 – Reservatório de 180 L para água cinza. 46
Figura 12 – Caixa d'água localizada no telhado da edificação. 47
Figura 13 – Fluxograma do efluente pela Estação de Tratamento de Água Cinza. ..48
Figura 14 – Malhas localizadas nos ralos dos chuveiros e na mangueira de saída da máquina de lavar. 49
Figura 15 – Reator anaeróbio que compõe a ETAC. 50
Figura 16 - Reservatório de água cinza ligado à bomba peristáltica. 51
Figura 17 – Entrada de água cinza no wetland. 51
Figura 18–Wetland de fluxo horizontal preenchido com brita 1 e 0 e macrófitas da espécie *Equisetum arvense* (cavalinha). 53
Figura 19 - Tubulação de saída do wetland para a coleta de amostras. 55
Figura 20 – Espectrofotômetro Hach DR2800. 55
Figura 21 - Curva de calibração para fluoresceína sódica. 57
Figura 22 – Curva de passagem obtida no ensaio. 59
Figura 23 - Curva de passagem acumulada. 61
Figura 24 – Curva de passagem adimensional. 61

LISTA DE TABELAS E QUADROS

Tabela 1 – Produção de água cinza em uma residência.....22
Tabela 2 – Vantagens e desvantagens de sistemas de wetlands construídos.....28
Tabela 3 –Valores dos indicadores de EH para escoamentos do tipo pistão e mistura completa.....41
Tabela 4 – Frequência de uso e produção diária de água cinza. 47
Tabela 5 – Valores encontrados para os indicadores de curto-circuito. 63
Tabela 6– Valores encontrados para os indicadores de mistura.....64
Tabela 7 – Valores calculados para os indicadores de eficiência hidráulica do wetland construído. 65

QUADRO 1–SIMULAÇÃO DE DISTRIBUIÇÃO DE CONSUMO DE UMA FAMÍLIA BRASILEIRA DE 4 PESSOAS. 22
QUADRO 2–PRINCIPAIS POLUENTES ENCONTRADOS NAS ÁGUAS CINZAS E RISCOS ASSOCIADOS. 24
QUADRO 3 – ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA.....26
QUADRO 4– MECANISMOS DE REMOÇÃO DE POLUENTES NOS WETLANDS CONSTRUÍDOS.....29
QUADRO 5– DADOS PARA ELABORAÇÃO DA CURVA DE CALIBRAÇÃO PARA A FLUORESCEÍNA SÓDICA.....56

LISTA DE SIGLAS

ABES	Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental
ANA	Agência Nacional das Águas
CESP	Companhia de Elétrica do Estado de São Paulo
DBO_5	Demanda bioquímica de oxigênio a 20°C durante 5 dias
DQO	Demanda química de oxigênio
DTR	Distribuição do Tempo de Residência Hidráulica
ESALQ	Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”
FINEP	Financiadora de Estudos e Projetos
OMS	Organização Mundial de Saúde
PRFV	Plástico reforçado com fibra de vidro
PROSAB	Programa de Pesquisas em Saneamento Básico
SABESP	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
SANEPAR	Companhia de Saneamento do Paraná
SFH	Sistema de fluxo horizontal
SFV	Sistema de fluxo vertical
SST	Sólidos suspensos totais
TDH	Tempo de detenção hidráulica
UFES	Universidade Federal do Espírito Santo
WC	Wetland construído

LISTA DE SÍMBOLOS

C_0	Concentração inicial (mg/L)
C(t)	Concentração da parcela do fluido em função do tempo (mg/L)
$E(\theta)$	Concentração adimensionalizada
e_v	Eficiência volumétrica
e_{DTR}	Eficiência da distribuição dos tempos de residência hidráulica
Mo	Índice de Morril
t	Instante do tempo de passagem de parcela do fluido (dia)
t	Tempo médio de residência (dia)
t_{10}	Tempo de passagem de 10% da massa de traçador no ponto de monitoramento (adimensionalizado)
t_{90}	Tempo de passagem de 90% da massa de traçador no ponto de monitoramento (adimensionalizado)
t_g	Tempo correspondente ao centroide da área sob a curva de passagem (dia)
t_i	Tempo inicial de passagem de traçador no ponto de monitoramento (adimensionalizado)
t_p	Tempo de passagem da máxima concentração de traçador no ponto de monitoramento (adimensionalizado)
V_e	Volume efetivo (m^3)
V_u	Volume útil (m^3)
θ	Tempo adimensionalizado
σ^2	Índice de dispersão
σ_t^2	Variância da curva de passagem (dia^2)
$\sigma^2{}_\theta$	Variância adimensionalizada da curva de passagem
λ	Eficiência hidráulica

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 13
2 OBJETIVOS 14
2.1 OBJETIVO GERAL 14
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS 14
3 JUSTIFICATIVA 14
4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 16
4.1 A CRISE DA ÁGUA 16
4.2 REÚSO DA ÁGUA 17
4.2.1 Reúso potável 18
4.2.2 Reúso Não potável 18
4.2.3 ReúsoUrbano 19
4.3 CARACTERIZAÇÃO DAS ÁGUAS CINZAS 21
4.3.1 Características Quantitativas 21
4.3.2 Características Qualitativas 23
4.3.4 Tratamento de Águas Cinzas 25
4.4 WETLANDS 27
4.4.1 Wetlands Construídos 27
4.4.2 Classificação dos WetlandsConstruídos 30
4.4.3 Uso de Wetlands no Tratamento de Águas Cinzas 33
4.5 COMPORTAMENTO HIDRODINÂMICO 34
4.5.1 Regimes Hidráulicos 34
4.5.2 Características do Escoamento 35
4.5.3 Estudos com Traçadores 38
4.5.4 Indicadores de Eficiência Hidráulica 39
4.5.5 Comportamento Hidrodinâmico em Wetlands 42

5 METODOLOGIA.....44
5.1 PLANO EXPERIMENTAL 44
5.2 EDIFICAÇÃO COM PRODUÇÃO DE ÁGUA CINZA.....44
5.3 ATIVIDADES DE PRODUÇÃO DE ÁGUA CINZA.....47
5.4 SISTEMA DE TRATAMENTO 48
5.4.1 Pré-Tratamento.....48
5.4.2 Tratamento Anaeróbio 49
5.4.3 Tratamento Aeróbio 50
5.5 METODOLOGIA EXPERIMENTAL 53
5.5.1 Definição do Traçador 53
5.5.2 Ensaios Hidrodinâmicos 54
5.6 AVALIAÇÃO DO COMPORTAMENTO HIDRODINÂMICO.....58
6 RESULTADOS E DISCUSSÕES 58
6.1 ANÁLISE DA CURVA DE PASSAGEM.....58
6.2 DETERMINAÇÃO DOS INDICADORES DE EFICIÊNCIA HIDRÁULICA 62
6.2.1 Eficiência Hidráulica 62
6.2.2 Indicadores de Curto-Circuito 63
6.2.3 Indicadores de Mistura 64
7 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES 66
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 68
APÊNDICE A – TABELA COM OS VALORES DE ABSORBÂNCIA MEDIDOS E CONCENTRAÇÕES CALCULADAS.....72
APÊNDICE B – ESQUEMA EM PLANTA BAIXA E CORTE DO WETLAND CONSTRUÍDO 75

1 INTRODUÇÃO

A água é um dos recursos naturais mais abundantes no planeta, sendo também uns dos mais importantes para a manutenção da vida. Porém, a parcela disponibilizada nos cursos d'água é a menor de todas, exatamente onde se retira a maior parte para, por exemplo, utilizar como insumo na produção industrial, na agricultura e para o consumo humano.

Soma-se a essa pouca disponibilidade de água, em certas regiões, o crescimento da demanda por este recurso e a degradação da sua qualidade para uso humano, devido às ações do próprio homem. Os quadros críticos relacionados à qualidade de água no país evidenciam esse problema, cujos principais agentes são os efluentes de origem doméstica e industrial, além dos efluentes de atividades intensivas de criação animal e de atividades extensivas da agricultura.

Uma das soluções para atenuar esse problema é a implantação de sistemas de saneamento que permitem o reúso direto de água para fins não potáveis. O reúso direto proporcionaria um decréscimo na demanda de água de rios e reservatórios e consequentemente uma redução dos gastos com sistemas de tratamento de água.

No reúso direto, os efluentes gerados nas diversas atividades devem passar por um tratamento adequado, de forma que sejam garantidas características físico-químicas e microbiológicas satisfatórias, que não resultem em riscos para os usuários.

A escolha do tipo de tratamento deve ser criteriosa, para que o projeto não se torne inviável economicamente devido à alta demanda de energia, da necessidade de aplicação de produtos químicos e os custos elevados de implantação, operação e manutenção. Uma das maneiras de se reduzir esses custos em um sistema de reúso é a sua aplicação em escala residencial, através de sistemas de tratamento compactos, que ocupem menos espaço, necessitem de menos recursos energéticos e possam fazer parte do ambiente domiciliar sem causar incômodos aos residentes.

Como parte deste contexto, os wetlands construídos representam uma solução local ideal para o cenário socioeconômico atual, sendo bastante adequados às condições da maioria dos municípios brasileiros, de forma geral, carentes de recursos e de corpo técnico especializado.

Para a aplicação deste tipo de tratamento, a obtenção de parâmetros hidráulicos com confiabilidade mostra-se fator importante, aplicável no controle operacional, na

verificação da adequação construtiva e na investigação de não conformidades do sistema (BORGES *et al.*,2009). A eficiência de tratamento dos wetlands construídos depende, dentre outros fatores, das características do escoamento no seu interior. Para estes tipos de reatores, escoamentos do tipo pistão resultam em uma eficiência ótima de tratamento.

De forma a contribuir com a redução do consumo de água para fins não potáveis e com a diminuição da deterioração da qualidade das águas dos nossos mananciais, torna-se necessário o desenvolvimento de tecnologias para o reúso, onde a avaliação das características hidrodinâmicas contribui para o dimensionamento ideal do sistema de tratamento. Para essa avaliação, a aplicação de traçadores apresenta-se como uma técnica simples e de baixo custo, capaz de retornar resultados com grande confiabilidade.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Estudar o comportamento hidrodinâmico de um wetland construído de fluxo horizontal e escoamento subsuperficial com a aplicação de traçador.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Realizar ensaios com traçador no wetland construído.
- Determinar os indicadores de eficiência hidráulica para o wetland construído de fluxo horizontal e escoamento subsuperficial a partir da obtenção da curva de passagem.
- Apontar as características do regime de escoamento presente no wetland de acordo com os indicadores encontrados.

3 JUSTIFICATIVA

Com a problemática da relação entre a disponibilidade hídrica e o consumo neste país, somada à deterioração da qualidade da água principalmente nos centros urbanos, fica evidente o papel negativo dos efluentes domésticos e industriais neste

cenário, crescendo ainda mais a necessidade do desenvolvimento de alternativas para o tratamento de efluentes, viabilizando o seu reúso.

Tendo em vista a dificuldade de implantação de sistemas de tratamento convencionais – seja pela área requerida nas cidades ou por limitações geográficas na área rural – e a grande demanda de energia e de insumos que eles podem requerer, torna-se necessário também que essas novas alternativas apresentem-se como soluções locais para o tratamento de efluentes, de maneira que tenham baixo custo de implantação, operação e manutenção.

Este trabalho visa analisar um tratamento alternativo de águas cinzas por um sistema de wetland construído simples, eficiente e de baixo custo comparado a uma estação de tratamento convencional, com aplicação em escala residencial. Para tal, torna-se necessário um estudo das características do escoamento no interior do reator, de forma a encontrar possíveis interferentes no funcionamento do sistema, responsáveis pela redução na eficiência dos processos de tratamento. A obtenção de parâmetros avaliadores do escoamento subsidia a proposição de melhorias ao dimensionamento desse tipo de sistema, aumentando sua eficácia no tratamento de águas residuárias.

4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1 A CRISE DA ÁGUA

A água é um dos recursos naturais mais abundantes no planeta, ocupando cerca de 75% da superfície da Terra. Entretanto, esse número não se traduz em disponibilidade abundante para satisfazer as necessidades dos seres humanos. De todo o volume existente de água no planeta, 97% encontra-se salgada nos oceanos. Os demais 3% são encontrados congelados (2,5%), na atmosfera, nas superfícies dos continentes e em reservatórios subterrâneos (0,5%).

A parcela disponibilizada nos cursos d'água é a menor de todas; exatamente onde se retira a maior parte para, por exemplo, utilizar como fator de produção, utilizar na indústria e principalmente na agricultura. É nesses mesmos cursos onde são lançados os resíduos dessa utilização (BASSOI E GUAZELLI 2004).Devido a essas questões, temos que a problemática da água não envolve apenas a disponibilidade de água para os diferentes usos, devendo-se levar em conta também a sua qualidade assim como a sua distribuição.

O Brasil é um país beneficiado (aproximadamente 12% de toda água doce do planeta) por se situar numa região com características climáticas e geomorfológicas favoráveis à existência de água doce em abundância. Ele possui quase que a totalidade do seu território localizado entre dois trópicos, relativas baixas altitudes do relevo e grande influência da dinâmica das massas de ar, o que determina a predominância de climas quentes e temperaturas médias anuais acima de 20 °C, fatores que atuam diretamente sobre a pluviosidade.

Apesar da grande disponibilidade hídrica no Brasil, algumas regiões sofrem com a escassez de água, devido à má distribuição desse recurso. Verifica-se que mais de 70% dos recursos hídricos superficiais estão na região Amazônica, 47% do território nacional. Os dados do balanço hídrico mostram a grande diversidade hidrológica do território brasileiro. As vazões específicas variam de valores próximos a 34 L/s.km² na região Amazônica e nas regiões hidrográficas costeiras do Norte até 4 L/s.km² nas regiões hidrográficas costeiras do Nordeste Oriental, do São Francisco e do Paraguai (ANA, 2007).

Além disso, os quadros críticos relacionados à qualidade de água no país evidenciam a degradação dos corpos d'água, cujos principais agentes são os

esgotos de origem urbana e industrial, e os efluentes de atividades intensivas de criação animal e de atividades extensivas da agricultura (ANA, 2007).

Os baixos índices de qualidade da água disponível refletem o acometimento de doenças de veiculação hídrica sobre a população, especialmente a de baixa renda, desprovida de formas de tratamento adequado de água e esgoto. Relatórios da Organização Mundial de Saúde apontam que cerca de 13% da população mundial (aproximadamente 884 milhões de pessoas) não possui acesso seguro à água potável, sendo que apenas 54% da população tem acesso à água potável em sua residência (OMS, 2008).

Segundo Reis *et al.*(2005), o grande desafio do século XXI será criar mecanismos eficientes que combatam a escassez, a má qualidade, a distribuição ineficiente, o desperdício, entre outros fatores instaurados pela má gestão do uso da água.

4.2 REÚSO DA ÁGUA

O reúso de água apresenta-se como um dos métodos mais eficazes a serem aplicados para a conservação da água. Segundo Brega Filho e Mancuso (2002), o reúso da água subentende o emprego de uma tecnologia desenvolvida segundo os fins a que a água de reúso se destina e como a mesma tenha sido anteriormente utilizada.

Existem diversas formas de se reutilizar a água, tendo a Organização Mundial de Saúde (OMS, 1973) proposto as seguintes categorias de reúso de água:

- Reúso indireto: aquele em que a água usada por uma ou mais vezes em residências ou na indústria é despejada em águas superficiais ou subterrâneas e utilizada novamente de forma diluída.
- Reúso direto: aquele em que há o uso planejado e deliberado de efluentes tratados para outros fins benéficos;
- Reciclagem interna: aquele em que há o reúso interno de água em indústrias para fins de economia de água e controle de poluição.

O mesmo documento da OMS diferencia o reúso indireto intencional do não intencional, considerando o primeiro decorrente de descargas planejadas a montante, ou recargas planejadas em aquíferos.

A Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES) adota uma classificação distinta da proposta pela OMS. Mancuso e Santos (2003) trazem esta outra classificação, diferenciando o reúso em potável e não potável.

4.2.1 Reúso potável

Direto - tratamento do efluente seguido de reutilização direta no sistema de água potável.

Indireto - efluente disposto no corpo hídrico que após passar por diluição e tratamento natural, é captado, tratado e utilizado como água potável.

4.2.2 Reúso Não potável

Reúso não potável para fins agrícolas: aplicado para irrigação de plantas e dessedentação de animais. Quando se pratica essa modalidade de reúso, ocorre também a recarga do lençol subterrâneo.

Reúso não potável para fins industriais: aplicado para refrigeração de máquinas, nos processos industriais, caldeiras etc.

Reúso não potável para fins recreacionais: aplicado na irrigação de plantas ornamentais, campos de esportes, parques, lagos ornamentais, etc.

Reúso não potável para fins domésticos: aplicado na irrigação de jardins, para descargas sanitárias e limpeza de áreas externas.

Reúso para manutenção de vazões: utilização planejada de efluentes tratados, visando a uma adequada diluição de eventuais cargas poluidoras a eles carreadas, incluindo-se fontes difusas, além de propiciar uma vazão mínima na estiagem.

Reúso na aquicultura: aplicado na produção de peixes e plantas aquáticas visando à obtenção de alimentos e/ou energia, utilizando os nutrientes presentes nos efluentes tratados.

Reúso na recarga de aquíferos: aplicado para a recarga dos aquíferos com efluentes tratados, podendo ocorrer de forma direta, pela injeção sob pressão, ou de forma indireta, utilizando-se águas superficiais que tenham recebido descargas de efluentes tratados a montante.

A Figura 1 apresenta diferentes cenários de consumo de água com ou sem fonte alternativa de água em residências. O reúso de água deve então ser utilizado como um instrumento racional de conservação da água, onde devem ser consideradas as características físico-químicas e microbiológicas dos efluentes para que os métodos de tratamento sejam os mais adequados de acordo com o uso a que se propõe, além de serem economicamente viáveis.

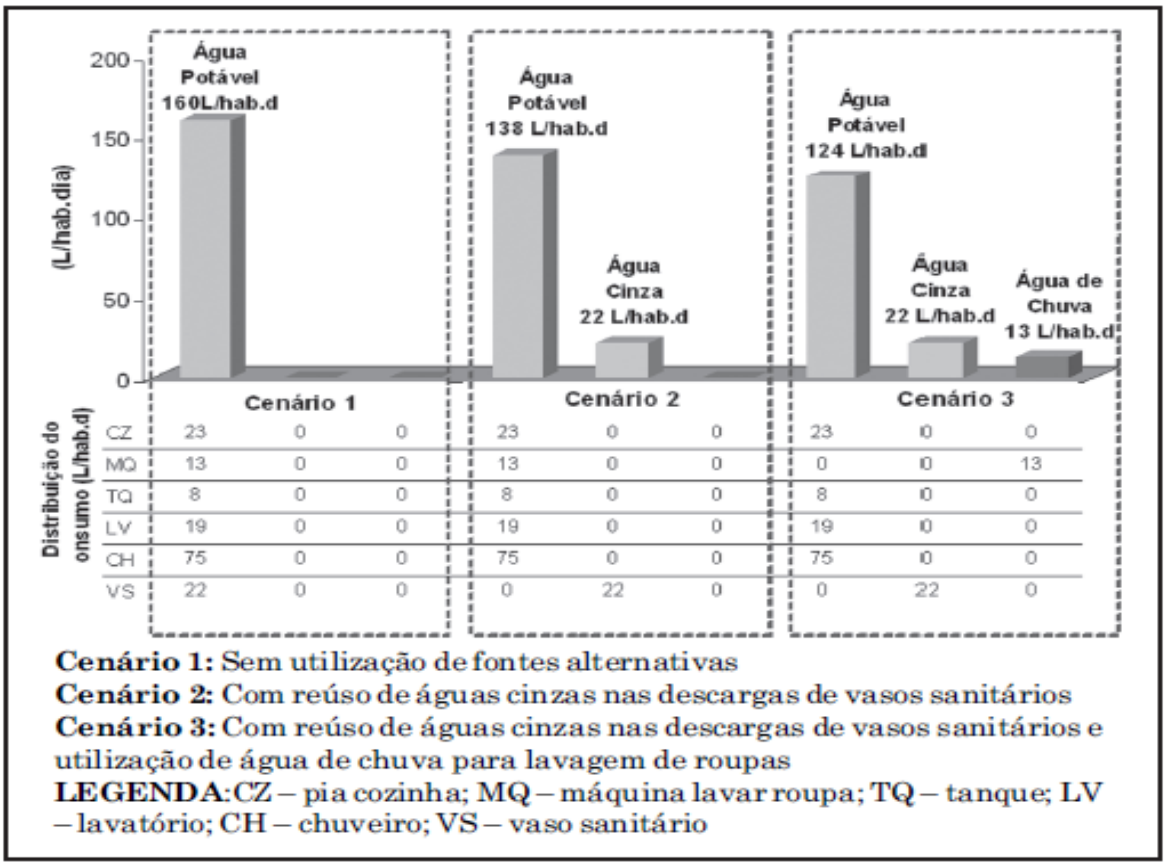


Figura 1–Análise de cenários com e sem o uso de fontes alternativas de água em residências.
Fonte: Gonçalves e Bazzarella (2005).

4.2.3 Reúso Urbano

O reúso de águas no setor urbano, segundo Leite (2003), possui um potencial muito amplo e diversificado. Segundo a mesma autora, as aplicações que demandam água com qualidade elevada, entretanto, requerem sistemas de tratamento e de controle avançados, podendo levar a custos incompatíveis com os benefícios correspondentes.

Dentre os principais tipos de reúso no meio urbano encontra-se o reúso de efluentes domésticos. Considerando as definições já adotadas, o reúso desse tipo de efluente

pode não ser empregado de forma a se ter o aproveitamento máximo do mesmo. Hespanhol (1999) destaca que o custo de sistemas de tratamento avançados para o reúso potável levaria, na maioria dos casos, à inviabilidade econômico-financeira do abastecimento público, não ocorrendo ainda, a garantia de proteção adequada para a saúde dos consumidores. O mesmo autor ainda sugere que a prática do reúso potável só poderá ser considerada, garantindo-se a operação dos sistemas de tratamento e distribuição e de vigilância sanitária adequados, obedecendo a critérios como emprego unicamente de sistemas de reúso indireto, emprego de barreiras múltiplas nos sistemas de tratamento, obtenção de aceitação pública e tomada de responsabilidade pelo empreendimento.

No caso do reúso de efluentes domésticos para fins não potáveis, os riscos à saúde e os níveis de tratamento são menores. Sendo assim, esse tipo de reúso é o mais adequado para os meios urbanos, com ampla variedade de usos para o efluente tratado, como em instalações prediais.

Os problemas associados ao reúso urbano não potável são, principalmente, os custos elevados de sistemas duais de distribuição, dificuldades operacionais e riscos potenciais de ocorrência de conexões cruzadas. Os custos, entretanto, devem ser considerados em relação aos benefícios de conservar água potável e de, eventualmente, adiar ou eliminar a necessidade de captação de novos mananciais para abastecimento público (LEITE, 2003).

Tendo em vista o reúso de efluentes domésticos em instalações prediais, uma das maneiras de aplicar esta modalidade de reúso é através da segregação do efluente gerado, de acordo com a origem dos efluentes na edificação, o que está intimamente ligado a sua qualidade. Dessa forma, o efluente doméstico pode ser segregado da seguinte maneira, segundo Gonçalves (2006):

> *Águas negras*: são águas residuárias proveniente dos vasos sanitários, contendo basicamente fezes, urina e papel higiênico. Apresentam elevada carga orgânica e presença de sólidos em suspensão, em grande parte sedimentáveis, em elevada quantidade;
>
> *Águas cinzas*: são as águas servidas que não possuem contribuição de efluentes de vasos sanitários. É a água residuária proveniente do uso de lavatórios, chuveiros, banheiras, pias de cozinha, máquina de lavar roupa e

tanque (JEFFERSON *et al*., 1999; ERIKSSON *et al*., 2002; OTTOSON e STENSTRÖM, 2003 *apud* GONÇALVES, 2006). Em função da presença de óleos e gorduras, alguns autores não consideram como água cinza o efluente oriundo de cozinhas (NOLDE, 1999 e CHRISTOVA-BOAL *et al*., 1996 *apud* GONÇALVES, 2006).

Águas amarelas: são águas residuárias provenientes de dispositivos separadores de fezes e urina. Podem ser geradas em mictórios ou em vasos sanitários com compartimentos separados para coleta de fezes e de urina;

Águas marrons: são águas residuárias provenientes de dispositivos separadores de fezes e urina, tendo em sua composição grandes quantidades de matéria fecal e papel higiênico.

Dentre as principais formas de reúso urbano destaca-se o reúso de águas cinzas, que vem se desenvolvendo muito em edifícios comerciais e residenciais.

4.3 CARACTERIZAÇÃO DAS ÁGUAS CINZAS

4.3.1 Características Quantitativas

A produção de águas cinzas numa residência pode variar de acordo com diversos fatores, como os hábitos familiares de consumo de água, a renda familiar e o clima da região. Diversos estudos trazem valores variados de volume gerado de águas cinzas. Rose (1991) *apud* Gonçalves (2006) traz que em Tucson, no Arizona, este volume pode ser da ordem de 117 L/hab.dia enquanto na Califórnia pode chegar a 223 L/hab.dia.

Com relação à fonte de águas cinzas em uma residência, Rabelo e Magri (2008) verificaram que do total produzido em uma residência, 58% é gerado na lavagem de roupa (tanque e máquina de lavar) enquanto 42% correspondem ao que é consumido no chuveiro e no lavatório. Ressalta-se aqui que os autores supracitados não consideram o efluente da pia da cozinha como água cinza. A Tabela 1apresenta a produção de água cinza para outros autores.

Tabela 1 – Produção de água cinza em uma residência.

Referência	Rabelo e Magri (2008)	NSW HEALTH (1999) apud Rabelo e Magri (2008)	Fiori *et al.* (2006)
Chuveiro e lavatório	42%	55%	46%
Tanque e máquina de lavar	58%	34%	28%
Pia da cozinha	-	11%	26%

Fonte: Adaptado de Emery e Mergulhão (2011).

As características como vazão específica dos aparelhos sanitários, associados à realidade de seus usos (frequência e duração de uso), permitem estimar a vazão diária de água cinza a ser produzida (SANTOS, 2002 *apud* GONÇALVES, 2006). Estimativa realizada por Gonçalves e Bazzarella (2005), apresentada no QUADRO 1, aponta para uma grande produção de água cinza que, considerando os usos menos nobres, como irrigação de jardins, aplicação em bacias sanitárias, lavagem de carros e pisos de áreas públicas, a produção de água cinza em uma residência típica de classe média no Brasil excede a essas demandas.

	Aparelho Sanitário					
	Vaso sanitário	**Lavatório**	**Chuveiro**	**Pia da cozinha**	**Tanque**	**Máquina de lavar roupa**
	3 descargas/dia 12 L/descarga	3 min/dia 10 L/min	10 min/dia 12 L/min	15 min/dia 10 L/min	5 min/dia 10 L/min	3 ciclos/semana 210 L/ciclo
Porcentagem da produção	14%	12%	47%	14%	5%	8%

QUADRO 1–SIMULAÇÃO DE DISTRIBUIÇÃO DE CONSUMO DE UMA FAMÍLIA BRASILEIRA DE 4 PESSOAS.
Fonte: Gonçalves e Bazzarella (2005).

Devido a essa grande produção de água cinza torna-se necessário um correto manejo das cargas hidráulicas decorrentes das variações de vazão na escala horária. Deve ser considerado que cerca de 80% de toda a água cinza em uma edificação predominantemente residencial são produzidos nos horários de pico (entre 6:00 e 9:00 h, 11:00 e 14:00 h e 17:00 e 21:00 h) (GONÇALVES, 2006).

Estudo realizado por Valentina (2009), em que foi avaliada a quantidade de água cinza produzida em uma edificação dotada de um sistema de reúso, concluiu que de 12 às 14h (Figura 2) ocorre o pico de produção devido, principalmente, às atividades

de lavagem de roupa e limpeza das residências. Outros horários de pico foram registrados decorrentes do maior uso do chuveiro.

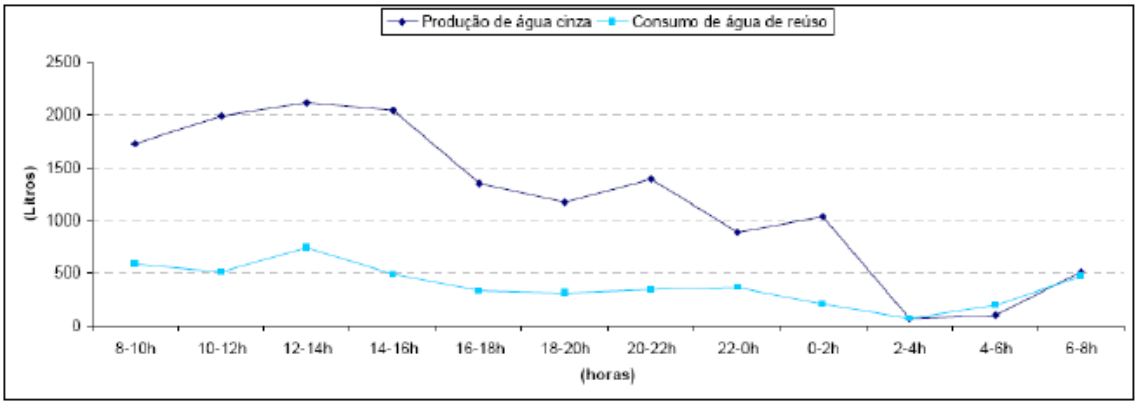


Figura 2 – Perfil diário de produção de água cinza e consumo de água de reúso.
Fonte: Valentina (2009).

4.3.2 Características Qualitativas

As águas cinzas de maneira geral apresentam turbidez e concentração de sólidos em suspensão bastante elevadas (GONÇALVES, 2006). Essa característica resulta da grande quantidade de resíduos de alimentos, cabelos, fibras de tecido dentre outros materiais, que conferem à água cinza aspecto desagradável.

A presença de compostos nitrogenados e fosforados em águas cinzas difere da observada em esgotos sanitários de características médias. De acordo com Gonçalves (2006), as concentrações de compostos nitrogenados em águas cinzas são relativamente baixas, pois a maior fonte de nitrogênio em efluentes sanitários é a urina. Com relação ao fósforo, devido ao grande uso de detergentes e outros produtos de limpeza contendo fosfato como no tanque, máquina de lavar e cozinha, as concentrações podem ser até superiores àquelas de esgotos sanitários.

Com relação à matéria orgânica e à matéria inorgânica, as águas cinzas podem possuir concentrações de DBO_5 e DQO superiores a concentrações características de esgotos sanitários concentrados, sendo a maior parte da DQO proveniente dos produtos de limpeza.

A existência de patógenos é proveniente da limpeza das mãos após o uso do toalete, lavagem de roupas com contaminação fecal e no próprio banho (BAZZARELLA, 2005). As águas cinzas provenientes da lavagem de roupas podem apresentar concentrações que variam de 10^7 UFC/100ml (primeira lavagem), até

apenas 25 UFC/100ml (no caso de segunda lavagem de máquina de lavar) de coliforme termotolerante. As águas cinzas provenientes de chuveiros e pias de banheiros são consideradas aparentemente como as menos contaminadas A concentração de coliforme tolerante pode variar de 10^4 a 10^6UFC/100 ml, (RAPOPORT, 2004).

OQUADRO 2 apresenta os poluentes típicos encontrados nas águas cinzas e seus respectivos riscos associados.

Fonte	Poluentes Típicos	Riscos Associados
Banheiros	Contaminação fecal e urina	Bactérias e vírus que causam doenças podem sobreviver por longo período de tempo no meio ambiente. Urina é geralmente estéril a não ser em caso de infecções urinárias. Amônia pode ser benéfica para algumas plantas
	Produtos químicos provenientes de sabões utilizados.	
	Cabelo, células, óleo	
	Produtos farmacêuticos Água quente	
Maquinas de lavar	Detergentes	Detergentes são prejudiciais a plantas e solo melhor utilizar com baixos níveis de salinidade e alcalinidade e que não aumentem o pH; Desinfetantes que eliminam microorganismos podem acabar com a microflora do solo; Água quente pode matar os microorganismos do solo que são fundamentais para a vida das plantas.
	Desinfetantes	
	Contaminação fecal	
Cozinha	Partículas de alimentos	As águas da cozinha não devem ser utilizadas no reuso porque detém alta concentração de contaminantes; Gorduras não são digeridas rapidamente pelos microorganismos do solo e repelem a água.
	Óleos e graxas	
	Detergentes	

QUADRO 2–PRINCIPAIS POLUENTES ENCONTRADOS NAS ÁGUAS CINZAS E RISCOS ASSOCIADOS.
Fonte: Adaptado de Rapoport (2004).

4.3.4 Tratamento de Águas Cinzas

Em função de suas características físico-químicas e biológicas, as águas cinzas podem ser tratadas por processos de tratamento semelhantes aos utilizados em estações de tratamento de esgoto sanitário (GONÇALVES, 2006). A definição quanto ao tipo de sistema a ser empregado depende, principalmente, da qualidade requerida ao efluente e da existência de normas e/ou legislações mais ou menos restritivas (EMERY, MERGULHÃO, 2011).

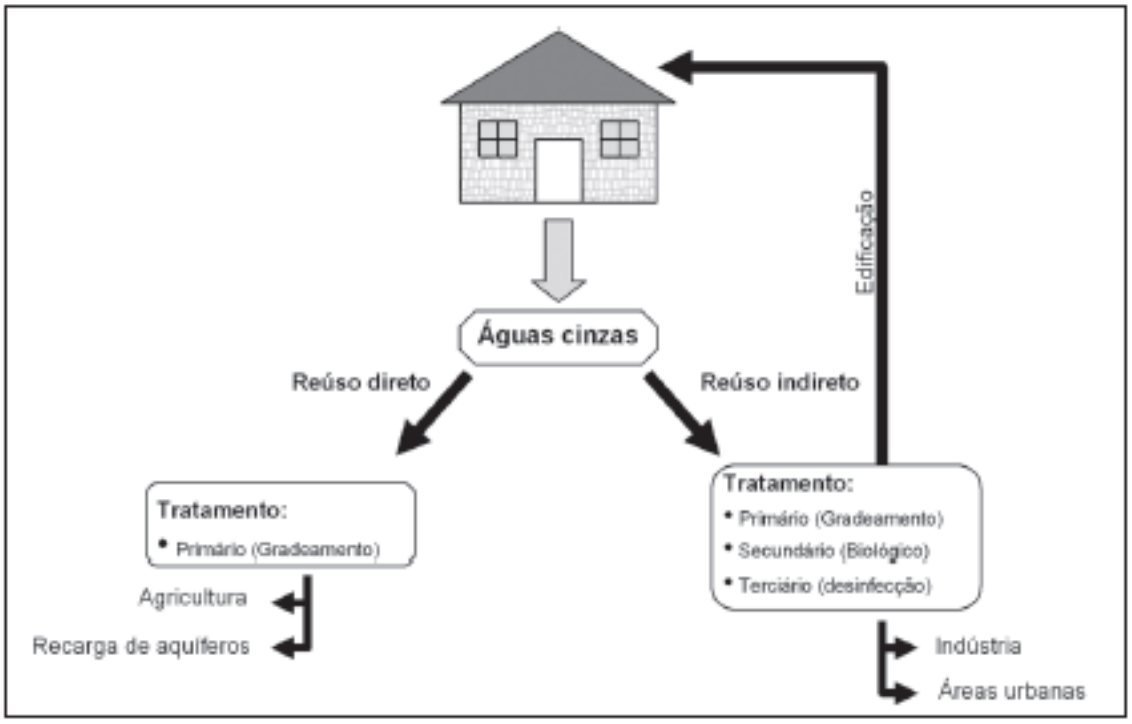


Figura 3 – Opções para reúso de águas cinzas e seus respectivos tratamentos prévios.
Fonte: Gonçalves, 2006.

Como pode ser observado na Figura 3, para um reúso ideal de águas cinzas dentro de edificações, é necessário um tratamento a nível terciário. Segundo Gonçalves (2006) um tratamento a esse nível garante uma água de reúso inodora, de baixa turbidez, com pouca matéria orgânica dissolvida e baixas densidades de coliformes termotolerantes. Exemplos de estações de tratamento de águas cinzas são apresentados no QUADRO 3 a seguir.

Local	Nível de Tratamento			Qualidade do Efluente	Referência
	Primário	**Secundário**	**Terciário**		
Austrália	Grade grosseira + filtro	Lodos ativados (tanque de aeração + clarificador)	Desinfecção com cloro	-	Neal (1996)
Suécia	Filtro de pedras	Sistema de 3 lagoas em série + filtro de areia	Desinfecção nas lagoas	DBO_5 = 0 N = 1,618 P = 0,02 Cter = 172	Günther (2000)
Alemanha	Decantação	Biodisco / 4 estágios	UV – 250±400 J.m²	DBO_5 = 5	Nolde (1999)
	Decantação	Leito Fluidizado	UV – 250±400 J.m²	DBO_5 = 5	Nolde (1999)
Inglaterra	Filtração simples ou dupla	-	Cloração	DBO_5> 50 Cter = 0	Jefferson *et al.* (1999)
	Grade + filtro duplo / areia	Membrana	-	DBO_5 = 4,7 DQO = 35,7 Turb = 0,34 Cter = 0	Jefferson *et al.* (1999)
	Grade	Membrana	-	DBO_5< 19 DQO = 112 Turb< 1 Cter = ND	Jefferson *et al.* (1999)
	Grade	Lodo ativado com membrana (MBR)	-	DBO_5 = 1,1 DQO = 9,6 Turb = 0,32 Cter = ND	Jefferson *et al.* (1999)
	Grade	Biofiltro aerado submerso	-	DBO_5 = 4,3 DQO = 15,1 Turb = 3,2 Cter = $2x10^4$	Jefferson *et al.* (1999)
Brasil / Predial	Peneira	Reator anaeróbio compartimentado + filtro biológico aerado submerso + filtro de areia	Cloração com pastilhas de hipoclorito de sódio	SST = 1 DBO_5 = 5 Turb = 2 CTer = 0	Bazzarella e Gonçalves (2005)
Brasil / Residencial	Grade fina	Filtro aeróbio com leito de brita	Cloração com pastilhas de hipoclorito de sódio	SST = 9 DBO_5 = 6 Turb = 14	Peters (2006)

QUADRO 3 – ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA
Fonte: Adaptado de Gonçalves *et al*. (2006).

4.4 WETLANDS

Esses tipos de sistemas adotam diversas denominações tanto no Brasil, como no mundo, sendo também conhecidos como sistemas alagados, sistemas de banhados, sistemas de zonas de raízes, leito de macrófitas, dentre outros.

4.4.1 Wetlands Construídos

Segundo Philippi e Sezerino (2004), desde o início do século XX, os banhados naturais têm sido utilizados como ponto de lançamento para o tratamento de esgotos, porém sua aplicação com base tecnológica se deu de fato durante a década de setenta nos Estados Unidos refletindo um maior interesse de pesquisa e uso desse tipo de tratamento.

O projeto pioneiro utilizando wetlands no Brasil foi realizado por Salati na Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ) em Piracicaba, SP, onde foi construído lago artificial nas proximidades do Rio Piracicamirim, altamente poluído (OLIVEIRA; VIDAL, 2008) De acordo com Naime e Garcia (2005), após os estudos de Salati em Piracicaba, houve desenvolvimentos visando aumentar a eficiência e reduzir custos da utilização de enraizadas, tendo como destaque a Companhia de Saneamento de São Paulo (SABESP), a Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR) e a Companhia Elétrica do Estado de São Paulo (CESP).

A aplicação desta tecnologia no Brasil pode ser aumentada uma vez que o clima tropical favorece o melhor desempenho dos microrganismos responsáveis pela despoluição das águas residuárias (SILVA, 2007). Os sistemas wetlands construídos (WC) são recomendados para pequenas cidades que disponham de área suficiente para sua implantação e podem ser associados aos sistemas individuais para melhoria da qualidade dos efluentes domésticos (SILVA, 2007). Em geral, apresentam um custo relativamente baixo de implantação e pouca demanda técnica para sua operação, tornando-se uma alternativa interessante de tratamento de águas residuárias nos municípios carentes de recursos e de corpo técnico qualificado. A Tabela 2 apresenta vantagens e desvantagens de sistemas de WC encontradas na literatura.

Tabela 2 – Vantagens e desvantagens de sistemas de wetlands construídos.

Vantagens	**Referências Bibliográficas**
Custos de construção e operação relativamente baixos	Duarte (2002); IEA (2004); Denny (1997); Koottatep *et al.*(2001)
Fácil manutenção	Sivestre e Pedro-de-Jesus (2002)
Tolerância a flutuações no ciclo hidrológico e nas cargas de contaminantes	Sivestre e Pedro-de-Jesus (2002)
Possibilidade de se obter alguns benefícios adicionais, tais como a criação de espaços verdes, de habitats naturais e de áreas recreacionais ou educacionais	Sivestre e Pedro-de-Jesus (2002)
Não requer o uso de energia	Sivestre e Pedro-de-Jesus (2002); Duarte (2002)
Não requer produtos químicos ou equipamentos mecânicos	Sivestre e Pedro-de-Jesus (2002)
Vantagens	Referências Bibliográficas
Redução da matéria orgânica e sólidos sedimentáveis	Cooper (1999); Sivestre e Pedro-de-Jesus (2002)
Podem ser construídos com solo e com mínimo de concreto e aço	Senzia *et al.* (2003)
Não possui mau cheiro, porque as raízes funcionam como filtro, eliminando-o	Sivestre e Pedro-de-Jesus (2002); Duarte (2002)
Possibilidade de um tratamento eficaz sem a necessidade de equipamentos complexos	Duarte (2002)
"Alta produção de biomassa que pode ser utilizada na produção de ração animal, energia (biogás) e biofertilizantes (compostos orgânicos)"	IEA (2004)
Considerável redução de patógenos	Chernicharo (2001)
Remoção satisfatória de matéria orgânica, sólidos suspensos, nitrogênio e fósforo	Chernicharo (2001)
Desvantagens	**Referências Bibliográficas**
Podem causar problemas com mosquitos	Sivestre e Pedro-de-Jesus (2002)
Necessidade de caracterizações precisas dos sólidos do efluente a tratar, do tipo de enchimento, do ciclo hidrológico e do regime de temperaturas	Sivestre e Pedro-de-Jesus (2002)
Colmatação que ocorre com alguma frequência, havendo, portanto, a necessidade do controle da carga hidráulica e de sólidos para minimizar este problema	Sivestre e Pedro-de-Jesus (2002)
Requer um período de início até a vegetação estar bem estabelecida	Duarte (2002)
Alguns compostos orgânicos removidos pelo sistema podem estar ligados aos sedimentos e se acumularem ao longo do tempo	Sivestre e Pedro-de-Jesus (2002)
Eficiências sazonais	Duarte (2002)

Fonte: Silva (2007).

Os principais elementos constituintes desses sistemas e responsáveis diretos pela efetividade no tratamento de águas residuárias são o meio suporte, as plantas, os microrganismos e o regime hidráulico. Os mecanismos de remoção de poluentes a eles relacionados são apresentados no QUADRO 4.

O meio realiza a remoção de compostos orgânicos e inorgânicos por meio de processos físicos (filtração e sedimentação), processos biológicos (transformações bioquímicas e bioacumulação de elementos químicos) e processos químicos (adsorção) de compostos orgânicos dissolvidos, nitrogênio, fósforo, entre outros (OLIVEIRA; VIDAL, 2008). A remoção dos sólidos suspensos e dos microrganismos, por filtração e adsorção, encontra-se diretamente relacionada com a granulometria do meio suporte, aumentando a eficiência de remoção com a diminuição do tamanho do grão (RIBEIRO, 2007). Segundo Melo (2003), a utilização de solo como meio suporte apresenta uma condutividade hidráulica menor que $1x10^{-5}m.s^{-1}$, enquanto a utilização de britas com diâmetros uniformes eleva a condutividade hidráulica para um nível igual ou maior que $1x10^{-3}$ $m.s^{-1}$.

Constituintes do Esgoto	**Mecanismos de Remoção**
Sólidos Suspensos	Sedimentação
	Filtração
Material Orgânico Solúvel	Degradação microbiológica - aeróbia
	Degradação microbiológica - anaeróbia
	Amonificação seguido de nitrificação e desnitrificação microbiana
	Retirada pela planta
	Adsorção
	Volatilização da Amônia
Fósforo	Adsorção
	Retirada pela planta
Metais	Complexação
	Precipitação
	Retirada pela planta
	Oxidação/Redução microbiana
Patogênicos	Sedimentação
	Filtração
	Precipitação

QUADRO 4– MECANISMOS DE REMOÇÃO DE POLUENTES NOS WETLANDS CONSTRUÍDOS.
Fonte: Cooper *et al*. (1996) *apud* Philippi (2004).

As plantas são as responsáveis pelo desenvolvimento do biofilme em suas raízes, onde ocorre a degradação da matéria orgânica complexa em compostos mais simples e assimiláveis pelas plantas. Elas também são responsáveis pela aeração do meio suporte, garantindo um ambiente aeróbio para a degradação da matéria orgânica e para os processos que transformam os nutrientes, que também serão assimilados por elas. Nos Estados Unidos, estudos mostraram que a utilização simultânea de múltiplas espécies de plantas, em sistemas wetlands construídos é capaz de remover microrganismos patogênicos como *Cryptosporidium parvum* e *Giárdia lamblia*, melhorando a qualidade da água (KARPISCAK *et al*., 1999 *apud* SILVA, 2007).

As macrófitas são vegetais capazes de sobreviver e se desenvolver em ambientes saturados de água e conferir resistência a regimes eutrofizados. Outra grande vantagem é que as macrófitas, diferente de outras espécies, possuem a habilidade de transportar oxigênio até a zona de raízes criando uma zona aeróbia junto à rizosfera, e à medida que se afasta se estabelece uma condição facultativa e posteriormente anaeróbia.

Em relação aos microrganismos, elencam-se as bactérias, fungos, e protozoários como os de maior atuação. As bactérias (aeróbias e anaeróbias) são os microrganismos mais abundantes em sistemas wetlands e acredita-se que elas são as responsáveis pela maior parte do tratamento das águas residuárias (NSFC, 1998 *apud* SILVA, 2007). Destes, os quimioautotróficos são responsáveis pela remoção da matéria orgânica e a transformação do nitrogênio (OLIVEIRA; VIDAL, 2008).

Quanto ao regime hidráulico, será discutido com maiores detalhes, posteriormente no trabalho, os seus diferentes tipos e respectivas características.

4.4.2 Classificação dos Wetlands Construídos

Segundo Monteiro (2008) os wetlands apresentam diversos tipos de configurações relacionadas ao fluxo da água e sua direção, ao regime de aplicação do afluente e o tipo de macrófita utilizada.

E podem ser classificados da seguinte maneira:

- Sistema de fluxo horizontal (SFH): Podem ser subdivididos em escoamento superficial e subsuperficial.
- Sistemas de fluxo vertical (SFV):Podem ser subdivididos em sentido ascendente e descendente.

Esses dois grandes grupos possuem subdivisões elaboradas por pesquisadores com a finalidade de se relacionar com o objetivo do tratamento, como redução da matéria carbonácea, nitrificação, desnitrificação, retenção/remoção de fósforo, entre outros.

Oliveira e Vidal (2008) também apresentam uma subdivisão para a classificação dos WC, diferenciando os modelos segundo a direção do escoamento do efluente a ser tratado, podendo ser horizontal ou vertical.

a) Sistema de Fluxo Horizontal (SFH).

Nessa tipologia do sistema, o efluente após passar pela zona de entrada, percola vagarosamente através da zona de saída. Este processo faz com que o efluente siga no sentido horizontal, impulsionado pela declividade do fundo (aproximadamente 1%), passando ao longo de toda a porção filtrante, em contato com regiões aeróbias, anaeróbias e anóxicas.

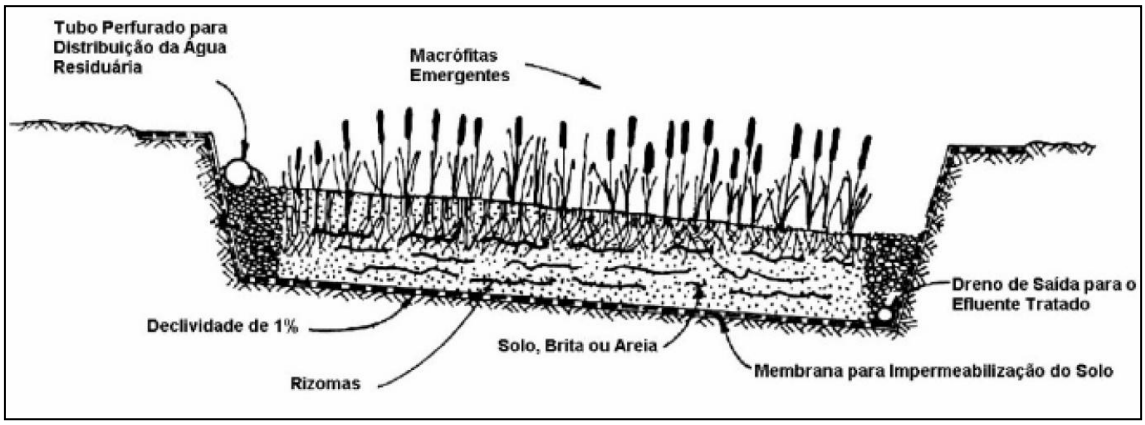


Figura 4– SFH com escoamento subsuperficial.
Fonte: Oliveira e Vidal (2008).

b) Sistema de Fluxo Vertical (SFV)

No SFV o efluente é lançado de maneira intermitente na superfície do módulo, inundando-o e percolando verticalmente, sendo coletado pelo sistema de drenagem situado no fundo do módulo. É constituído de uma superfície plana (diferentes dos SFH, onde há inclinação) escavada no terreno, preenchida por um material recheio geralmente composto de areia e brita. Também possui a impermeabilização de fundo com a finalidade de impedir a percolação do efluente para as camadas mais profundas do solo e dessa maneira, atingir o lençol freático.

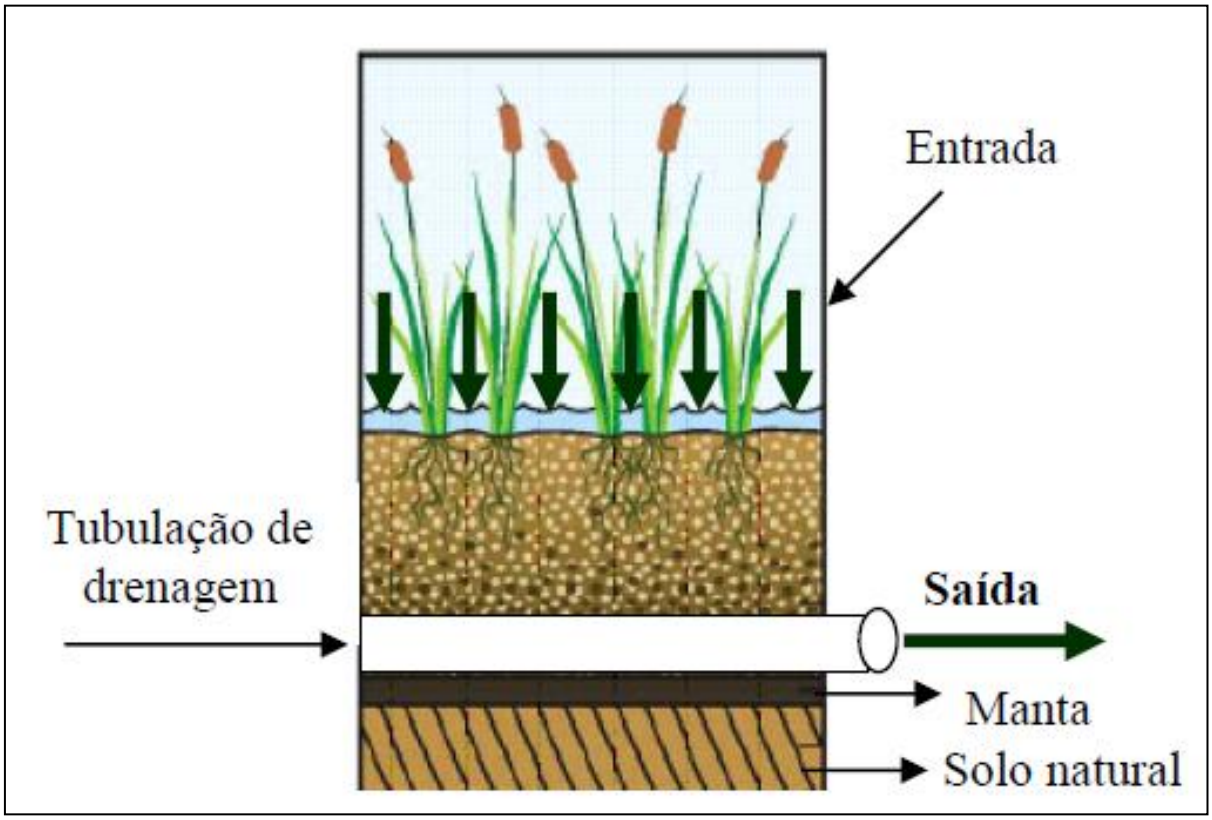


Figura 5– SFV com escoamento subsuperficial.
Fonte: Silva (2007) adaptado de Anjos (2003).

Em relação aos aspectos construtivos, o SFH apresenta maior simplicidade do que o SFV. Este necessita de um sistema de distribuição do afluente e de coleta do efluente ao longo de toda sua área, tanto na parte superior quanto inferior. Entretanto, os sistemas horizontais não apresentam a predominância de metabolismo aeróbio que ocorre no sistema vertical.

Nos sistemas de fluxo horizontal superficial, onde a lâmina de água permanece exposta, a incorporação de oxigênio é maior quando comparado ao escoamento

horizontal subsuperficial e também apresentam uma maior inativação de patógenos devido à penetração dos raios solares na água. Porém, esses sistemas são potencialmente criadores de mosquitos.

Segundo Valentim (2003), sistemas wetlands naturais têm a necessidade de uma área 10 vezes maior por unidade de volume do que um sistema tipo wetlands horizontais superficiais, e este 10 vezes mais área que um sistema tipo wetlands subsuperficiais para obtenção da mesma qualidade de água em termos de DBO. Os wetlands verticais necessitam uma área 5 vezes menor que os horizontais subsuperficiais, devido a sua capacidade de fornecimento de oxigênio.

Independente do tipo de configuração dos wetlands é imprescindível a utilização de sistemas de tratamento preliminar e primário para a proteção do sistema contra o processo de colmatação (MONTEIRO, 2009).

4.4.3 Uso de Wetlands no Tratamento de Águas Cinzas

O Tratamento de águas cinzas por meio de wetlands construídas remove de maneira muito significativa os poluentes presentes para que possam ser despejadas na natureza ou até mesmo reutilizadas. Em casos de despejo de águas cinzas sem qualquer tipo de tratamento em corpos d’água, diversos efeitos podem ser observados, como desequilíbrio de pH, aumento da demanda de oxigênio e aumento da turbidez.

As dimensões de um wetland construído dependem basicamente da quantidade de efluente que será recebida e da redução de DBO desejada no processo. Como regra geral, para cada 135 litros de água cinza processados por dia é necessário um wetland de um metro cúbico (JENKINS, 2005).

O nível de tratamento é determinado pelo tempo de detenção hidráulica (TDH) no tanque. O TDH geralmente varia de 3 a 7 dias para uma taxa de DBO de 6 a 10 g DBO/m²/d. Dependendo da vazão de água cinza e considerando um tempo de retenção hidráulica elevado, um sistema de fluxo horizontal requer de 1 a 3 metros quadrados de terreno por pessoa (KADLEC; KNIGHT, 1996).

Os wetlands de fluxo horizontal apresentam eficiente remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos. A taxa de remoção de DBO varia de 65 a 90%, para

concentrações de DBO do efluente variando de 30 a 70mg/l. Efluentes geralmente apresentam níveis de SST (Sólidos Suspensos Totais) de 10 a 40mg/l que correspondem a uma remoção de 70 a 95%. A remoção de microrganismos patógenos é de 99%. Em relação aos nutrientes, a remoção típica fica em torno de 15 a 40% para o nitrogênio e 30 a 50% para o fósforo (CRITES; TCHOBANOGLOUS, 1998).

4.5 COMPORTAMENTO HIDRODINÂMICO

O estudo hidrodinâmico do fluxo de um reator possibilita a avaliação de vários fatores inerentes, como o grau de mistura, a verificação do volume efetivo pela indicação da existência de zonas mortas, da existência de caminhos preferenciais e a determinação do tempo de detenção hidráulica real (DOMINGUES, 2005).

4.5.1 Regimes Hidráulicos

A determinação do melhor regime hidráulico que explica o comportamento de um reator depende das condições de fluxo e do padrão de mistura que ocorrem no seu interior. Os reatores podem ter fluxo intermitente ou fluxo contínuo. Dentre aqueles com fluxo contínuo, destacam-se os regimes de fluxo em pistão, mistura completa, fluxo disperso e associações de células em série e/ou em paralelo – sendo os dois primeiros, idealizações teóricas (TOSCANI, 2010).

4.5.1.1 Fluxo Pistão

De forma simplificada, o escoamento em fluxo pistão ocorre analogamente ao que é observado em um êmbolo, ou seja, as partículas entram continuamente em uma das extremidades do reator e são descarregadas na mesma sequência em que entraram na saída, ocorrendo uma mínima dispersão longitudinal (TOSCANI, 2010). Deste modo, essas partículas levam o mesmo tempo para atravessar o reator (SIQUEIRA, 1998).

4.5.1.2 Mistura Completa

Diferentemente do reator em fluxo pistão, nesses reatores há máxima dispersão longitudinal. Propõe-se nesse modelo que as partículas, assim que entram no reator, sofrem uma dispersão instantânea, e a saída delas se dá proporcionalmente a sua concentração estatística. Este modelo idealizado diz que a concentração em qualquer ponto do reator é igual à concentração efluente (TOSCANI, 2010), ocorrendo uma homogeneidade de qualquer propriedade do fluido em toda a extensão do reator e a qualquer tempo (SIQUEIRA, 1998).

4.5.1.3 Fluxo Disperso

Os regimes de mistura completa e fluxo pistão são abstrações matemáticas que dificilmente ocorrem na prática, visto que pressupõem condições ideais de mistura ou de ausência de dispersão longitudinal respectivamente. Desse modo, surgiu o que se chama de fluxo disperso, fluxo real ou fluxo arbitrário, no qual há um grau de mistura intermediário, correspondendo ao comportamento da maioria dos reatores reais. Nos equacionamentos, este modelo introduz o coeficiente de dispersão “d” (TOSCANI, 2010). Porém, em geral os valores de “d” se situam entre 0,1 e 1,0.

4.5.2 Características do Escoamento

A maior parte dos reatores operando para tratamento biológico de efluentes não tem um comportamento hidrodinâmico ideal, mas podem ser considerados, dentro de uma faixa de erro aceitável, reatores de fluxo pistão ou mistura completa ideais (BEWTRA; BISWAS, 2006*apud*TOSCANI, 2010). Os desvios entre o regime real e ideal de escoamento são causados por vários aspectos do escoamento (Figura 6), entre os quais se destacam: curto-circuito, recirculações, zonas mortas e misturas (SIQUEIRA *et al.*, 1999). Tais características do escoamento podem ser conceituadas como:

> *Curto-circuito*: caminhos preferenciais percorridos por partículas que resultam em um tempo de residência no reator menor que o tempo de detenção teórico, o que conduz a uma diminuição das eficiências de remoção (RIBEIRO, 2007).

Recirculações: são comportamentos rotacionais observados nas partículas no interior do reator.

Zonas mortas: são regiões do reator onde o tempo de residência das partículas é elevado em relação ao tempo de detenção teórico. Ou seja, ocorrem poucas trocas com as regiões adjacentes.

Mistura: é o espalhamento aleatório do constituinte que ocorre no volume do reator. Esse espalhamento pode ser influenciado por fatores como a difusão, advecção diferenciada e correntes de densidade.

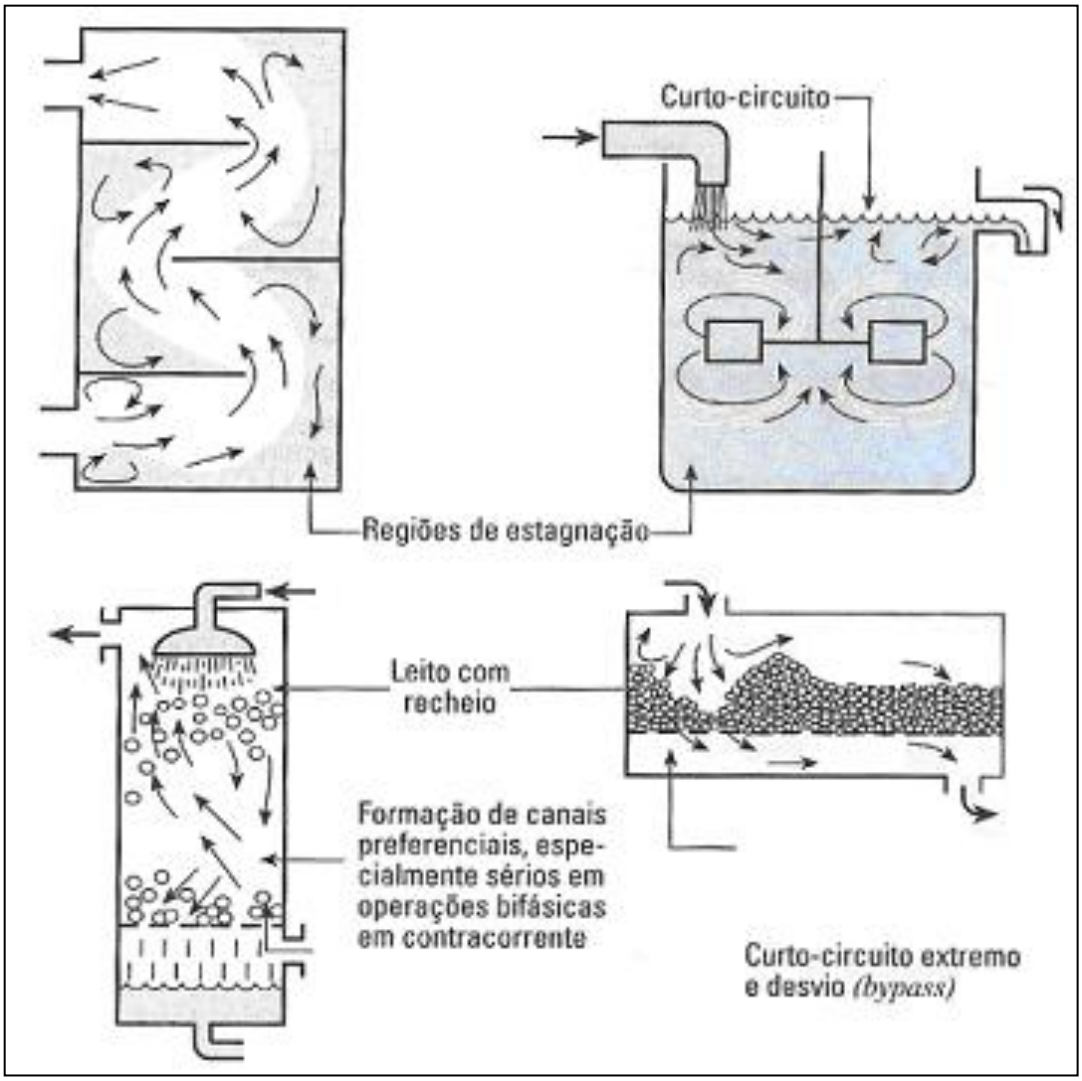


Figura 6 – Principais problemas de ordem hidráulica identificadas em reatores.
Fonte: Levenspiel (2000) *apud* Toscani (2010).

O tempo de detenção hidráulico (TDH) teórico é dado pela razão entre o volume útil do reator pela vazão do escoamento. Este tempo representaria a permanência de

uma partícula de fluido no reator, ou seja, da seção de entrada até a saída no caso de um regime de pistão ideal.

A distribuição desses tempos de detenção é chamada de curva de passagem, que determina o tempo da passagem de parcelas do fluido pelo reator. Na Figura 7pode-se observar as curvas de passagem para três diferentes tipos de escoamento: pistão, mistura completa e real.

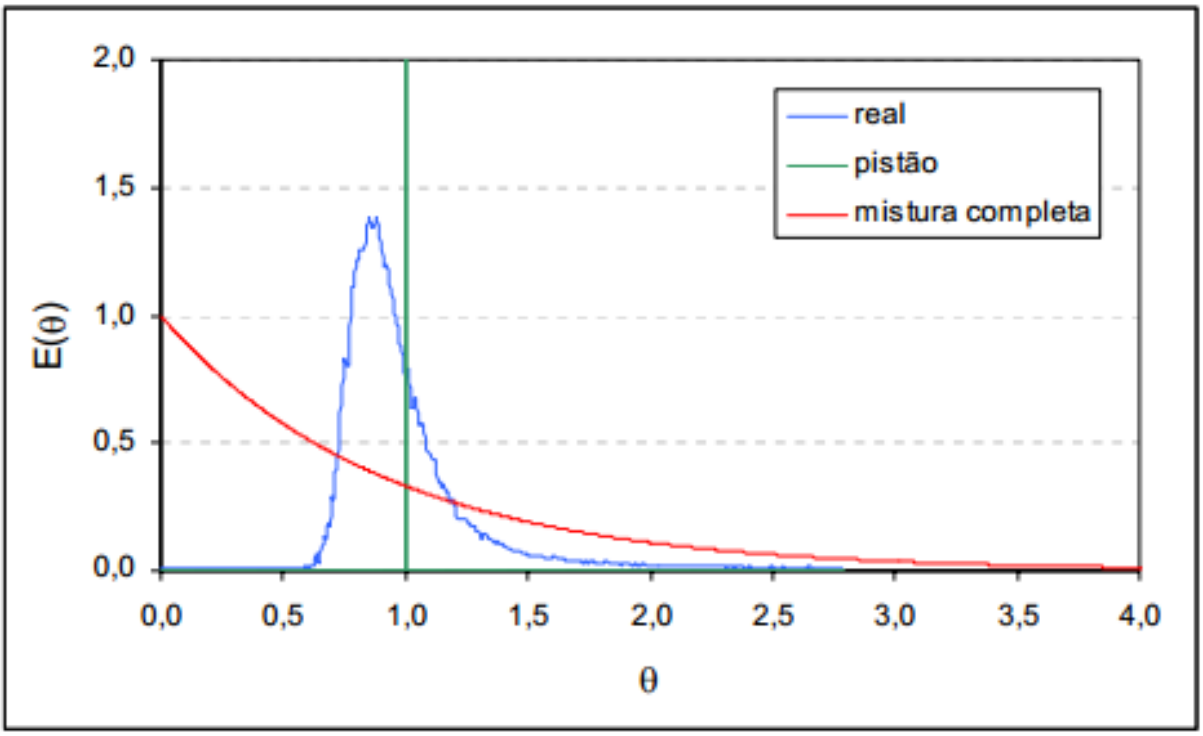


Figura 7 – Distribuição dos tempos de detenção para o escoamento real e os escoamentos ideais de pistão e mistura completa.
Fonte: Siqueira (1998).

O eixo E(θ) representa a concentração adimensional e pode ser definido como a razão entre a concentração medida e a concentração C_0, que corresponde à razão entre a massa total injetada do traçador e o volume efetivo do reator.

O tempo adimensional θ corresponde à razão entre o tempo de medição e o tempo de detenção hidráulico teórico ($t \quad TDH$).

Através da curva de passagem, também é possível determinar o tempo médio de residência (t), também chamado de tempo de detenção hidráulica real.

$$t = \frac{{}_{o}^{\infty} t.C \quad t \quad .dt}{{}_{o}^{\infty} C \quad t \quad .dt} \qquad (1)$$

onde:

t: tempo médio de residência (dia);

t: instante do tempo de passagem da parcela do fluido (dia);

C(t): concentração da parcela do fluido no instante t (mg/L).

4.5.3 Estudos com Traçadores

A avaliação do comportamento hidráulico e do tempo de detenção real em um reator é comumente realizada através da adição de traçadores no sistema. Essa técnica consiste basicamente na injeção de alguma substância conservativa – de maneira instantânea ou contínua – ou até mesmo de pequenos objetos de algum material (por exemplo, plástico) para obtenção da concentração na saída do volume de controle analisado ao longo do tempo (TOSCANI, 2010; SIQUEIRA *et al.*, 1999).

Para a execução deste experimento do tipo estímulo-resposta, uma massa conhecida do traçador é adicionada a montante da zona de entrada do reator a ser estudado. Após um período estimado, iniciam-se as medições da concentração do traçador no efluente, continuamente ou em intervalos de tempo regular. Dessa maneira, obtém-se como resposta, a concentração do traçador no efluente, em função do tempo transcorrido desde o início do ensaio.

Os tipos de substâncias usados e os métodos dependem das condições específicas de cada situação (TOSCANI, 2010). Portanto, na escolha dos traçadores a serem usados, fatores como toxicidade, reatividade, solubilidade e limite de detecção devem ser considerados (DIERBERG; DEBUSK, 2005).

Cada substância utilizada possui uma característica que permite a sua identificação na saída do sistema a ser avaliado. Os principais tipos de traçadores são os corantes, salinos, fluorescentes e radioativos. Como traçador salino podemos citar o cloreto de sódio (NaCl); como fluorescente a rodamina e a fluoresceína; e como radioativo o iodo, o cromo e o trítio (AISSE, 1987 *apud* TOSCANI, 2010).

4.5.4 Indicadores de Eficiência Hidráulica

A eficiência hidráulica (EH) pode ser definida como o grau de desvio entre as características hidrodinâmicas ideal e real do escoamento (TEIXEIRA, 1993). Quanto maior a EH de uma unidade, menores os desvios entre os resultados obtidos pelo tratamento e os previstos na fase de projeto (THIRUMURTHI, 1969; THOMPSON, 1969).

Para determinação da EH, os indicadores tentam quantificar o grau de aproximação do comportamento de um escoamento real com os esperados para o escoamento ideal, através da determinação dos níveis de curto-circuito e mistura (SANT'ANA, 2001).

Siqueira (1998) aponta que existem alguns indicadores que não representam de forma clara os fenômenos físicos a eles associados, apresentando em seus estudos uma avaliação de diversos indicadores hidrodinâmicos:

Tempo inicial de passagem ($\mathbf{t_i}$): tempo do início da passagem do traçador na saída da unidade. Indica a intensidade de curto-circuito.

Tempo de chegada de 10% de massa do traçador ($\mathbf{t_{10}}$): tempo necessário para que 10% da massa do traçador injetado alcance a saída da unidade. É considerado um bom indicador de curto-circuito.

Tempo de passagem da máxima concentração do traçador ($\mathbf{t_p}$): tempo de passagem da máxima concentração de traçador na saída da unidade. É indicado para situações com alta ocorrência de curto-circuito.

Índice de Dispersão ($\boldsymbol{\sigma^2}$): representa um indicador de mistura que está diretamente relacionado com a variância da curva de passagem, portanto indica o grau de espalhamento do traçador no interior da unidade. Pode ser calculado da seguinte forma:

$$\sigma^2 = \frac{\sigma_t^2}{{t_g}^2} \qquad (2)$$

onde:

t_g: tempo correspondente ao centroide da área sob a curva de passagem (dia);

σ_t^2: variância da curva de passagem (dia²).

O t_g e a σ_t^2 são obtidos a partir das seguintes equações:

$$t_g = \frac{TDH \int_0^\infty \theta E(\theta) d\theta}{\int_0^\infty E(\theta) d\theta} \quad (3)$$

$$\sigma_t^2 = \frac{TDH^2 \int_0^\infty \theta^2 E(\theta) d\theta}{\int_0^\infty E(\theta) d\theta} \quad (4)$$

onde:

TDH: tempo de detenção hidráulica teórico (dia);

θ: tempo adimensionalizado;

$E(\theta)$: concentração adimensionalizada.

Índice de Morril (**Mo**): esse índice é definido pela razão entre os tempos de passagem de 90% e 10% da massa do traçador na saída da unidade ($Mo = t_{90} \ t_{10}$).

Coeficiente de dispersão(**d**): este coeficiente é uma medida quantitativa da intensidade de mistura na unidade, sendo calculado a partir da determinação experimental da distribuição do TDH. Considera-se o valor de "d" nos reatores com fluxo pistão igual a zero (ou seja, sem dispersão longitudinal entre volumes de controle subsequentes), enquanto nos reatores de mistura completa o valor seria infinito (TOSCANI, 2010). Na prática, segundo Von Sperling (1996), valores menores ou iguais a 0,2 indicam condições de fluxo em pistão e maiores ou iguais a 3 indicam mistura completa. A obtenção do coeficiente de dispersão pode ser realizada a partir das equações propostas por Levenspiel (1972), utilizando o índice de dispersão extraído da curva de passagem.

Considerando o WC utilizado para este trabalho como um reator fechado, tem-se a seguinte equação de Levenspiel (1972):

$$\sigma^2 = 2d - 2d^2 \left(1 - e^{1/d} \right) \quad (5)$$

onde:

σ^2: índice de dispersão;

e: número neperiano.

Eficiência hidráulica (λ): É utilizado como medida para análise dos volumes mortos e padrão de escoamento em wetlands (PERSSON *et al.*, 1999) e pode ser definido pela seguinte expressão:

$$\lambda = e_{DTR} \cdot e_v \qquad (6)$$

onde:

e_{DTR}: eficiência da distribuição do tempo de residência;

e_v:eficiência volumétrica:

A e_{DTR}é determinada através da seguinte equação:

$$e_{DTR} = (1 - \sigma^2{}_\theta) \qquad (7)$$

onde:

$\sigma^2{}_\theta$: variância adimensionalizada da curva de passagem ($\sigma_t^2{}_{TDH}$).

Já a e_v é calculada pela equação abaixo:

$$e_v = \frac{t}{TDH} \qquad (8)$$

A Tabela 3 apresenta os valores dos indicadores para escoamentos ideais.

Tabela 3 –Valores dos indicadores de EH para escoamentos do tipo pistão e mistura completa.

Indicadores de EH	Tipos de Escoamento	
	Pistão	**Mistura Completa**
$\mathbf{t_i}$	1,0	0,0
$\mathbf{t_{10}}$	1,0	0,11
$\boldsymbol{\sigma^2}$	0,0	1,0
Mo	1,0	21,8
d	0,0	∞
λ	1,0	0,0

Fonte: adaptado Siqueira (1998).

4.5.5 Comportamento Hidrodinâmico em Wetlands

Diversos autores apresentam os wetlands horizontais como reatores que operam em fluxo pistonado não ideal ou tendem a esse padrão de mistura (KADLEC;KNIGHT,1996; DAVIS, 2000; PHILIPPI; SEZERINO, 2004; LIMA *et al.*, 2003). Borges *et al.* (2009) lembram que todos os indicadores usados no monitoramento da eficiência hidráulica de WC são função do tempo de residência hidráulica no sistema. Como os dados sobre o comportamento hidrodinâmico de WC, operando em escoamento subsuperficial, ainda são escassos, as estimativas para alguns parâmetros de projeto são feitas assumindo-se o modelo idealizado de escoamento tubular pistonado.

Alguns modelos de maior complexidade já foram estudados para tentar buscar uma melhor compreensão do comportamento hidrodinâmico de wetlands. Werner e Kadlec (2000), por exemplo, propuseram um modelo formado por um canal de escoamento principal composto por um reator de fluxo pistão, ao longo do qual se acoplam uma série de infinitos reatores de mistura completa, visando simular as zonas de mistura limitada.

Marsili-Libelli e Checchi (2005) *apud* Toscani (2010) afirmam que esse aumento na complexidade dos modelos preditivos do comportamento de wetlands não vem sendo acompanhado por um aumento compatível do nível de entendimento dos processos intervenientes. Eles apresentam modelos diferenciados para descrição de um wetland horizontal de escoamento subsuperficial, compostos por combinações de reatores de mistura completa de diferentes volumes em série e paralelo, seguidos por um reator de fluxo pistão (Figura 8).

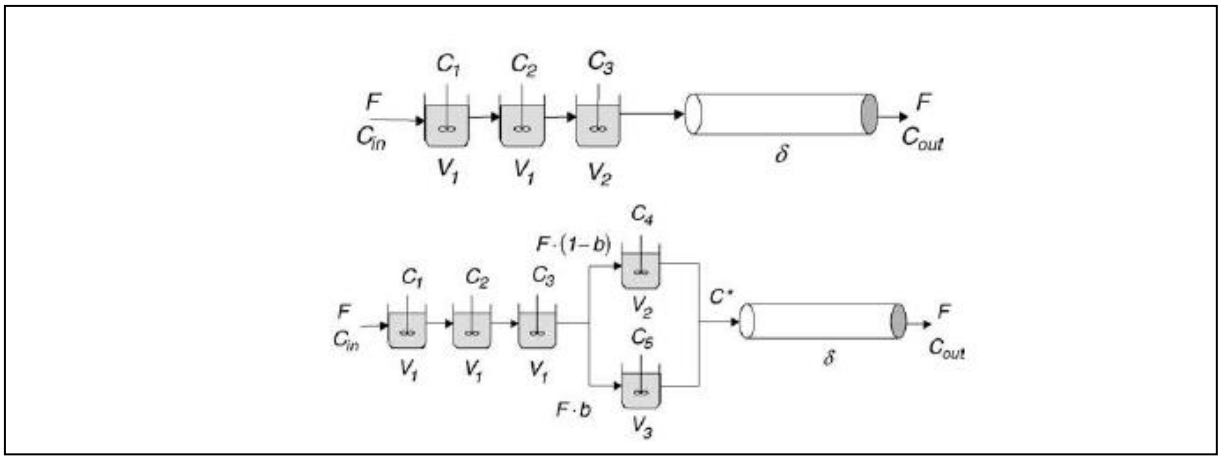


Figura 8 – Proposta de configuração de modelos de descrição de wetland horizontal de escoamento subsuperficial.
Fonte: Marsili-Libelli e Checchi (2005)

As interferências no regime de escoamento em wetlands podem ser provocadas pelas características dos componentes do reator e/ou por falhas na etapa de elaboração do projeto. De acordo com Ribeiro (2007), a porosidade do meio suporte tende a diminuir com o passar do tempo, devido ao acúmulo de sedimentos nos interstícios e ao desenvolvimento das raízes das plantas, que passam a ocupar esses espaços. Ainda segundo o mesmo autor, a heterogeneidade do meio, quer na sua constituição, quer na sua distribuição espacial no leito, pode favorecer o aparecimento de caminhos preferenciais no sistema, que resultam na diminuição do tempo de detenção hidráulica e, consequentemente, na redução da eficiência de tratamento.

Para Monteiro (2009), a aproximação a um regime de fluxo pistão ideal em wetlands horizontais depende da utilização de toda a área transversal do sistema, evitando-se assim, teoricamente, a formação dos caminhos preferenciais. Deve-se então ter um sistema de distribuição do afluente bem dimensionado e instalado que permita uma distribuição equitativa do afluente em toda largura do reator.

5 METODOLOGIA

5.1 PLANO EXPERIMENTAL

Os estudos para a elaboração deste trabalho foram realizados no Parque Experimental de Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), localizado no Campus Universitário de Goiabeiras, Vitória – Espírito Santo. O trabalho faz parte de um projeto de pesquisa financiado pela Financiadora de Estudos e Projetos – FINEP, ligada ao Ministério de Ciência e Tecnologia, cujo objetivo geral é desenvolver estudo de viabilidade econômica e tecnologia de custo reduzido para o reúso de águas cinzas em habitações de interesse social.

O plano experimental desta pesquisa compreendeu as seguintes etapas:

- Conhecimento prévio das instalações, de todo o sistema de tratamento e da produção de água cinza no Parque Experimental;
- Definição do traçador a ser utilizado e da metodologia a ser empregada nos ensaios com traçador;
- Obtenção da curva de passagem para o traçador;
- Avaliação da hidrodinâmica do wetland.

Todas essas etapas foram realizadas no período entre novembro de 2011 a junho de 2012.

5.2 EDIFICAÇÃO COM PRODUÇÃO DE ÁGUA CINZA

A produção de água cinza necessária para a realização dos experimentos é realizada pelos pesquisadores do Parque Experimental. Para a viabilidade desta produção, foram aproveitadas as dependências de uma das edificações existentes no Parque (Figura 9), que já possuía adaptações para a coleta diferenciada de água cinza gerada nos banheiros.

Figura 9– Edificação adaptado para coleta de água cinza localizado no Parque Experimental da UFES.

A edificação contem quatro banheiros, sendo dois individuais e dois coletivos (masculino e feminino). Cada banheiro individual possui um lavatório e os banheiros coletivos possuem dois lavatórios e um chuveiro cada. Em um dos banheiros coletivos, uma máquina de lavar também foi instalada para contribuir com a produção de água cinza (Figura 10).

Figura 10 – Máquina de lavar utilizada para a produção de água cinza.

Ao lado da edificação, um reservatório com capacidade de 180 L foi instalado para recebimento de toda a água cinza produzida nos banheiros (Figura 11). A partir deste reservatório, a água cinza produzida é conduzida por bombeamento para uma caixa d'água de 1000 L localizada no telhado da edificação, para em seguida ser encaminhada para a primeira etapa de tratamento (Figura 12).

Figura 11 – Reservatório de 180 L para água cinza.

Figura 12 – Caixa d'água localizada no telhado da edificação.

5.3 ATIVIDADES DE PRODUÇÃO DE ÁGUA CINZA

Dezesseis pessoas contribuem na produção de água cinza com atividades de banho, lavagem de mãos e lavagem de roupas. Para cada atividade, foram estabelecidas rotinas a serem seguidas pelos pesquisadores, de forma a garantir a quantidade necessária de água cinza por todo o período de duração da pesquisa. Todas as atividades são realizadas no decorrer do dia, durante os dias úteis da semana. A Tabela 4 apresenta a frequência de cada atividade e a estimativa de produção diária de água cinza. Os dados de duração e de vazão utilizada para cada uso foram retirados do trabalho realizado por Gonçalves (2006).

Tabela 4 – Frequência de uso e produção diária de água cinza.

Uso de água	Frequência	Duração	Vazão Prevista	Volume Consumido Previsto (L/uso)	Volume Total Estimado (L/dia)
Chuveiro	12 banhos/dia	10 min/banho	4 L/min	40	480
Lavatório	16 vezes/dia	3 min/uso	2,5 L/min	7,5	120
Máquina de lavar roupa	2 vezes/dia	1 hora/uso*	210 L/ciclo	210	420

* Um ciclo corresponde a uma hora de uso.

5.4 SISTEMA DE TRATAMENTO

Para o tratamento da água cinza produzida no Parque Experimental, foram estabelecidos três etapas de tratamento, apresentadas na Figura 13.

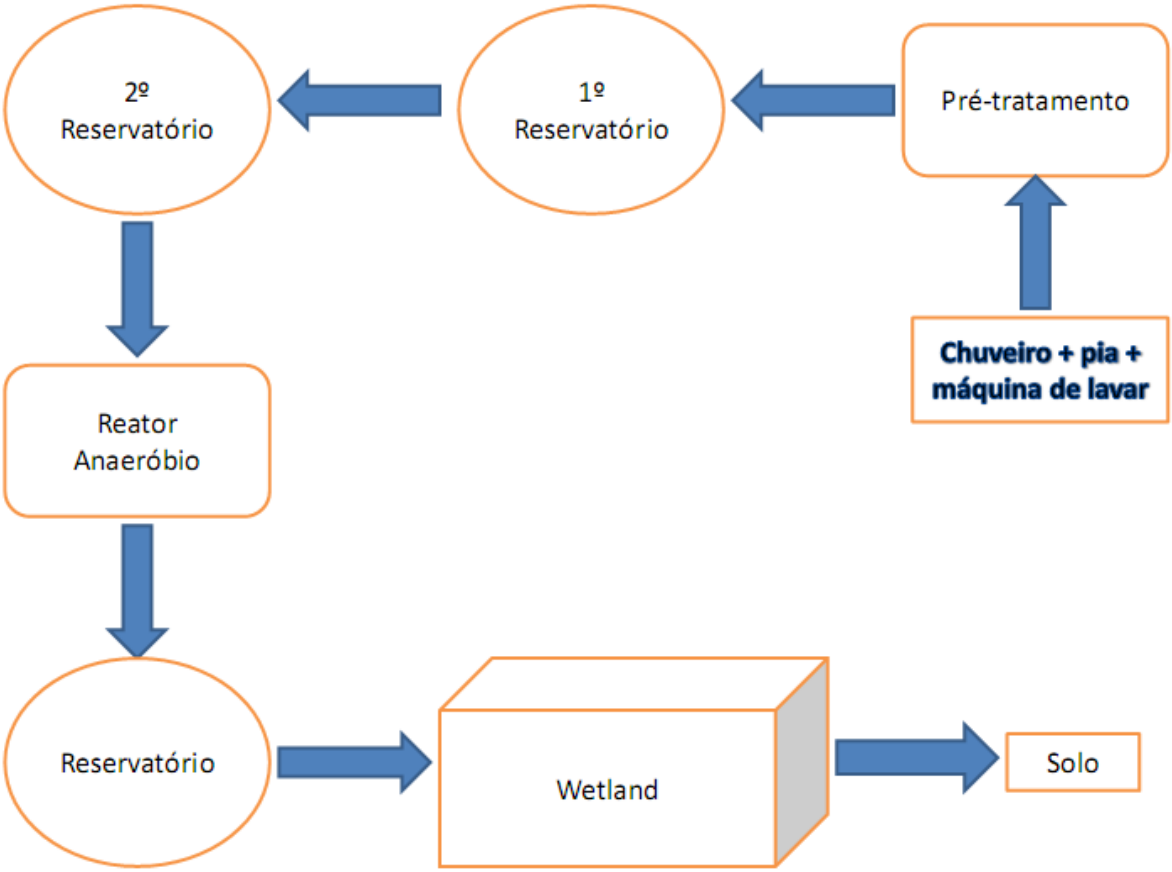


Figura 13 – Fluxograma do efluente pela Estação de Tratamento de Água Cinza.

5.4.1 Pré-Tratamento

Esta etapa consiste na instalação de malhas finas de rede que tem como objetivo agir como peneiras. Essas malhas ficam localizadas nos ralos dos chuveiros e na mangueira da saída da máquina de lavar e são responsáveis pela retenção de sólidos grosseiros (Figura 14). Trata-se de princípio de retenção puramente físico, no qual os sólidos presentes como fios de cabelo e tecido ficam retidos ao encontrarem as malhas da rede. O objetivo das malhas é proteger as etapas seguintes do tratamento de possíveis entupimentos, bem como evitar que sobrenadantes alcancem a superfície líquida do reator.

Figura 14 – Malhas localizadas nos ralos dos chuveiros e na mangueira de saída da máquina de lavar.

5.4.2 Tratamento Anaeróbio

Após a passagem pelo tratamento preliminar, o efluente é encaminhado para o tratamento anaeróbio.

O reator é composto por um leito de lodo biológico (biomassa) denso e de elevada atividade metabólica, no qual ocorre a digestão anaeróbia da matéria orgânica do esgoto em fluxo ascendente. A biomassa pode apresentar-se em flocos ou em grânulos de 1 a 5 mm de tamanho. O perfil de sólidos no reator varia de muito denso e com partículas granulares de elevada capacidade de sedimentação próxima ao fundo (leito de lodo), até um lodo mais disperso e leve, próximo ao topo do reator (manta de lodo).

A digestão anaeróbia de compostos orgânicos complexos em materiais orgânicos mais simples realizada por um conjunto de microrganismos presentes no reator tem como subproduto o biogás, formado principalmente por metano e gás carbônico.

Para este projeto, foi aproveitado o reator anaeróbio que compõe uma Estação de Tratamento de Águas Cinzas (ETAC) compacta já existente no Parque Experimental (Figura 15). Este reator possui a forma de um prisma com dimensões de 0,6 x 0,3 x 1,88 metros, totalizando um volume de 0,34 m^3, e para um TDH fixado de 8 horas, uma vazão de 0,71 L/min.

A tubulação contendo o afluente entra na parte superior da primeira câmara onde é direcionado verticalmente até 10 cm do fundo. Esta câmara se caracteriza pelo processo de digestão, onde ocorrem as reações de estabilização da matéria

orgânica pela manta de lodo. O leito apresenta fluxo ascendente no interior da câmara e segue para o reservatório à montante do WC.

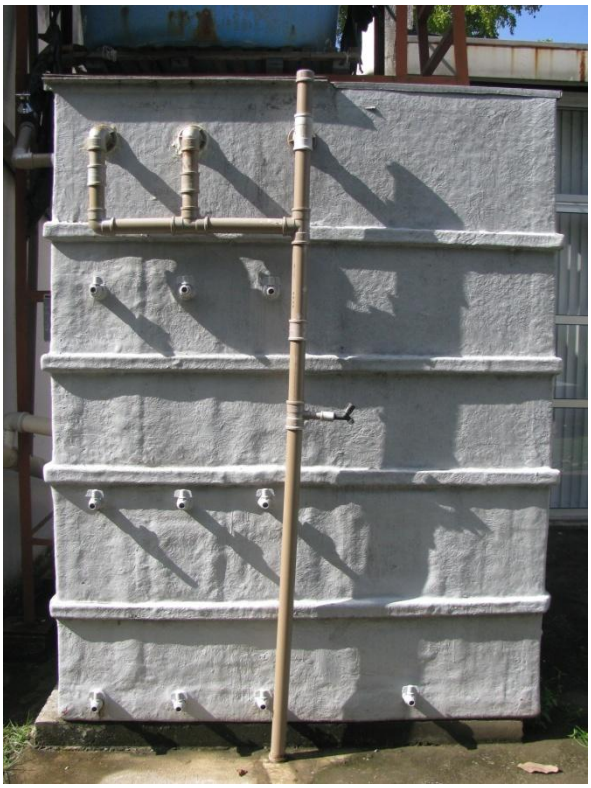


Figura 15 – Reator anaeróbio que compõe a ETAC.

5.4.3 Tratamento Aeróbio

O pós-tratamento do efluente do reator anaeróbio é realizado pelo wetland de fluxo horizontal e escoamento subsuperficial.

Após o reator, o efluente de água cinza segue para um reservatório com capacidade de 500 L localizado ao nível do solo que funciona como um tanque pulmão, garantindo a manutenção da vazão de alimentação do wetland (Figura 16).

Figura 16 - Reservatório de água cinza ligado à bomba peristáltica.

Uma bomba peristáltica é utilizada para bombear a água cinza deste reservatório para o wetland.

Figura 17 – Entrada de água cinza no wetland.

O tanque que dá forma ao wetland construído foi fabricado em PRFV (plástico reforçado com fibra de vidro), apresentando as seguintes dimensões de altura, largura e comprimento, respectivamente: 0,80 x 1,17 x 2,19 metros (Figura17). O

material escolhido para compor o meio suporte do wetland, foi a brita, sendo utilizados dois tamanhos diferentes. A primeira metade do tanque foi preenchida com brita nº 1, para que fossem evitados possíveis entupimentos. A outra metade utilizou brita nº 0, com o objetivo de aumentar a superfície de contato e assim otimizar o tratamento (Apêndice B). O meio suporte ocupou o tanque até 0,60 metros, sendo esta a altura útil do sistema, o que resulta em um volume útil (V_u) do leito de tratamento de 1,54 m³.

A vazão de projeto com a qual foram realizados os experimentos foi de 0,769 m³/dia, o que resultou em um TDH (tempo de detenção hidráulica) teórico de 2 dias. Entretanto, o volume efetivo (V_e) do tanque a ser considerado deve ser a soma dos espaços vazios entre os elementos filtrantes, ou seja, a diferença entre o volume útil (V_u) e o volume ocupado pelo meio suporte.

Após ensaios granulométricos, Pitaluga *et al.* (2011) encontraram para as britas 0 e 1 cerca de 50% de espaços vazios no volume ocupado. Desta forma, o TDH teórico a ser considerado deve ser metade do valor inicialmente calculado de 2 dias.

Para a escolha das macrófitas a serem plantadas no meio suporte, dois fatores foram levados em consideração: a eficiência para o tratamento e o aspecto visual de cada espécie. Desta forma foram escolhidas espécies de macrófitas ornamentais (*Cyperus isocladus* – mini papiro, *Canna x generalis* - beri, *Heliconia psittacorum* - helicônia e *Equisetum arvense* - cavalinha) que durante dois meses foram avaliadas em recipientes de menor escala, a fim de observar a melhor resistência em condições de alagamento. Dentre essas espécies, a cavalinha (*E.arvense*) foi selecionada devido ao seu melhor desenvolvimento e aspecto visual no período avaliado (Figura 18).

Figura 18–Wetland de fluxo horizontal preenchido com brita 1 e 0 e macrófitas da espécie *Equisetum arvense* (cavalinha).

5.5 METODOLOGIA EXPERIMENTAL

Os estudos hidrodinâmicos foram realizados no período entre abril e junho de 2012, englobando baterias de testes para definição da metodologia para a injeção do traçador, através de ajustes de parâmetros de entrada; e uma campanha definitiva para coleta de resultados.

5.5.1 Definição do Traçador

Para a avaliação do comportamento hidráulico do WC foi utilizado como traçador a fluoresceína sódica, também conhecida com uranina. A escolha dessa substância para o estudo foi definida devido à maior facilidade para obtenção deste traçador e às suas propriedades, sendo muito solúvel em água, não tóxica e facilmente detectável (HARDEN *et al.* 2003).

A fluoresceína sódica é considerada um traçador corante fluorescente, com coloração amarelo-esverdeado. Ela apresenta excitação máxima de 491 nm e emissão máxima de 513 nm (HARDEN *et al.* 2003). Alguns dos inconvenientes deste traçador são a sua degradação quando exposto à luz solar e a perda de fluorescência devido a variações de pH (SMITH; PRETORIUS, 2002 *apud* BORGES *et al.*, 2009). Cabe destacar que como já mencionado, o escoamento no WC é subsuperficial, não havendo incidência de luz solar no traçador durante os experimentos. Outro ponto importante é que a aplicação da fluoresceína (como será abordado a seguir) neste estudo foi realizada com o objetivo de se medir a sua cor e não a sua fluorescência, de forma que possíveis variações no pH dentro do reator não interferiram nos resultados obtidos.

A fluoresceína sódica utilizada foi obtida em pó, no Laboratório de Hidráulica da UFES.

5.5.2 Ensaios Hidrodinâmicos

A metodologia definitiva estabeleceu o monitoramento discreto do traçador, através da sua injeção no dispositivo de entrada do WC por meio da bomba peristáltica.

A coleta de amostras ocorreu manualmente na saída do WC em intervalo de tempo de 15 minutos, para posterior leitura em um espectrofotômetro para elaboração da curva de passagem.

Figura 19 - Tubulação de saída do wetland para a coleta de amostras.

A primeira etapa do experimento realizado consistiu na elaboração da curva de calibração para a fluoresceína no espectrofotômetro. O aparelho utilizado é do modelo Hach DR2800, instalado no Laboratório de Análises Físico-químicas e Microbiológicas dentro do Parque Experimental.

Figura 20 – Espectrofotômetro Hach DR2800.

A curva foi obtida através de diluições sucessivas a partir de uma massa conhecida do traçador. Com os valores de concentrações conhecidos, valores de absorbância são detectados pelo aparelho, sendo possível assim gerar uma curva que relaciona a concentração do traçador com o valor de absorbância na amostra.

Foram estabelecidos sete valores de concentração para a elaboração da curva de calibração do traçador, apresentados no QUADRO 5.

Concentração (mg/L)	Absorbância
0	0
0,5	0,020
1	0,042
1,5	0,078
2	0,087
2,5	0,110
3	0,169

QUADRO 5– DADOS PARA ELABORAÇÃO DA CURVA DE CALIBRAÇÃO PARA A FLUORESCEÍNA SÓDICA.

Da curva de calibração gerada, obtém-se uma aproximação linear para valores de concentração em função da absorbância (Figura 21). De modo a diminuir a interferências nas leituras do aparelho devido à turbidez do efluente do WC, as amostras coletadas foram filtradas em filtros de papel antes de serem lidas no espectrofotômetro.

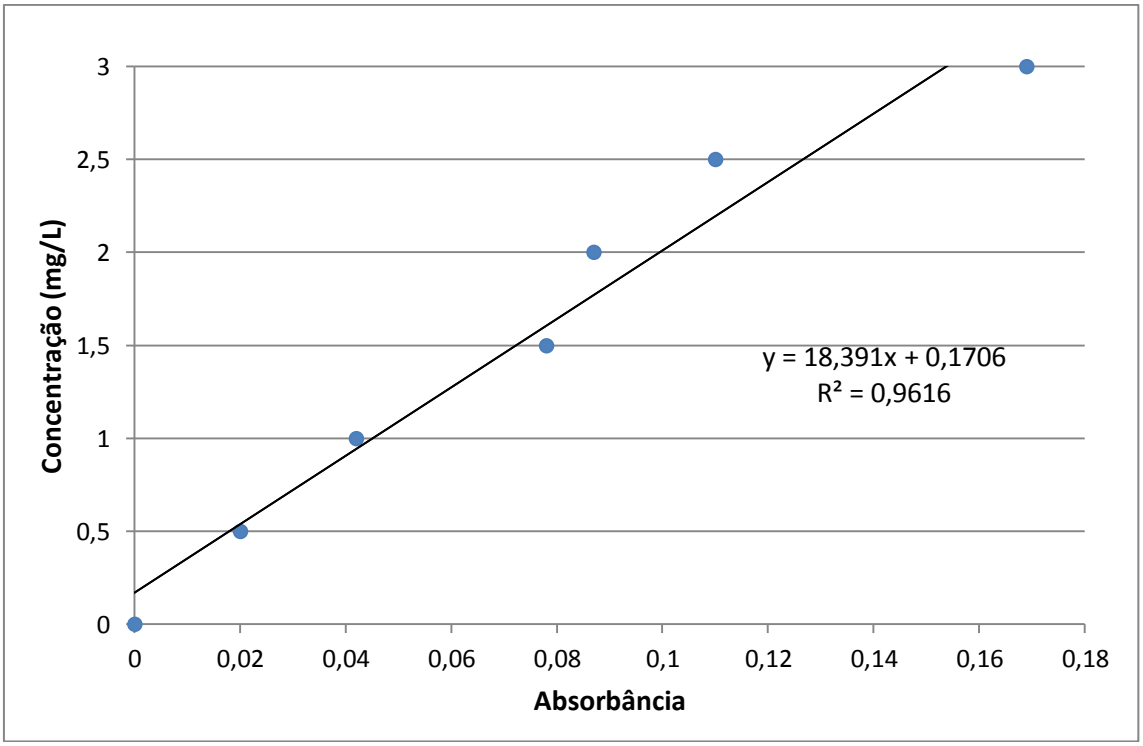


Figura 21 - Curva de calibração para fluoresceína sódica.

A segunda etapa do experimento envolveu a determinação da concentração desejada da solução de fluoresceína e do volume a ser injetado.

A concentração de fluoresceína sódica injetada foi elevada em relação aos trabalhos semelhantes encontrados. Desta forma, as amostras coletadas teriam uma maior coloração aparente, minimizando assim, as interferências de cor e turbidez já presentes no efluente e os erros de leitura para valores muito pequenos. Foram injetados 10 litros de afluente contendo 500 mg de fluoresceína sódica dissolvidos.

Foi realizada uma campanha definitiva com tempo de detenção hidráulica teórico de 1 dia. O tempo de injeção utilizado foi determinado a partir do volume de traçador a ser adicionado e da vazão do wetland, ou seja, o tempo de injeção deveria representar uma vazão semelhante à vazão do wetland. Sendo assim, foi estabelecido um tempo de aproximadamente 19 minutos para a injeção dos 10 litros de solução. Segundo Thirumurthi (1969) e Marske e Boyle (1973), é necessário um tempo inferior a 1/60 do tempo de detenção hidráulica para que a injeção de traçador seja considerada instantânea. Com o auxílio da bomba peristáltica para a injeção da solução de traçador, foi possível garantir uma vazão constante durante todo o experimento e um regime de injeção instantânea.

5.6 AVALIAÇÃO DO COMPORTAMENTO HIDRODINÂMICO

A avaliação do comportamento hidrodinâmico do WC foi realizada a partir da determinação dos indicadores hidrodinâmicos após obtenção da curva de passagem e posterior análise dos valores encontrados. Siqueira (1998) apresenta que nem sempre indicadores distintos, porém supostos avaliadores de um mesmo processo físico, levam ao mesmo resultado, possibilitando, assim, interpretações errôneas quanto ao desempenho hidrodinâmico da unidade em estudo. Desta maneira os trabalhos realizados somente utilizam alguns indicadores de EH.

Os indicadores estabelecidos para este trabalho foram os apresentados no item 4.5.4.

6 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Foram realizadas ao todo 10 injeções de traçador durante a realização deste trabalho. Essas diversas injeções serviram de contribuição para conhecer brevemente o comportamento do wetland e ajustar a metodologia de amostragem.

Neste item são apresentados os resultados obtidos no ensaio hidrodinâmico realizado para o WC, conforme descrito no item 5.5.2.

6.1 ANÁLISE DA CURVA DE PASSAGEM

A solução contendo traçador foi injetada às 17:30 h, seguindo o tempo recomendado para que se considerasse uma injeção instantânea. O início da coleta e leitura das amostras foi às 06:00 h do dia seguinte, prosseguindo até o fim do dia (00:00 h), totalizando 18 horas de monitoramento e 72 amostras coletadas. A curva de passagem que mostra a variação da concentração do traçador em função do tempo é apresentada a seguir:

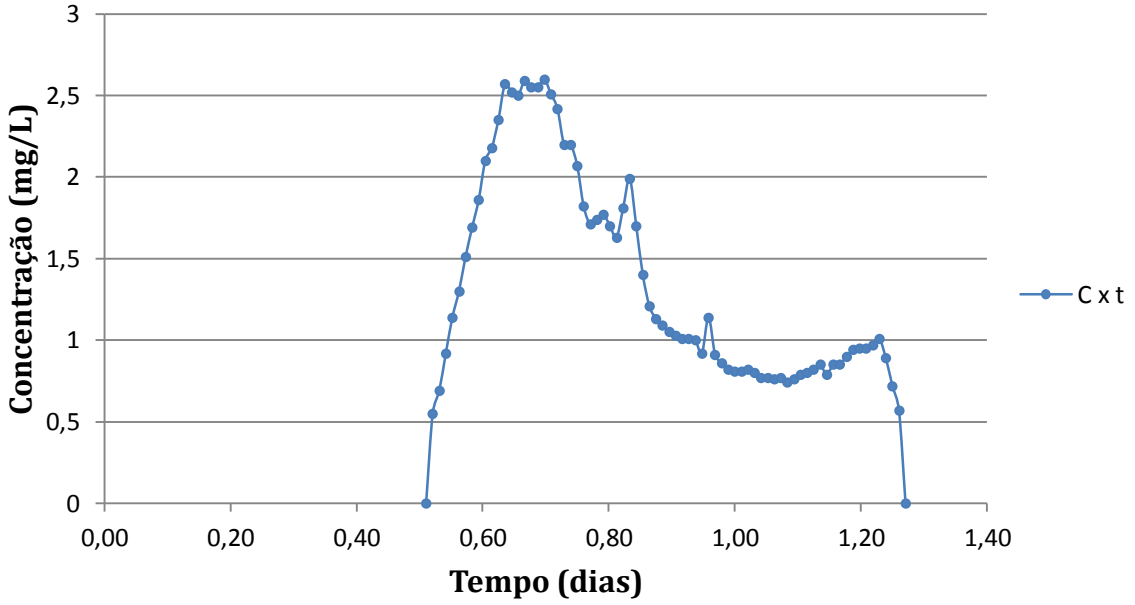


Figura 22 – Curva de passagem obtida no ensaio.

Durante a realização do estudo, um dos ensaios realizados teve que ser descartado devido à grande interferência da turbidez do efluente no dia do monitoramento. A turbidez tem se apresentado como um parâmetro com pequenas variações durante o dia, sendo que este ensaio foi realizado um dia após a mudança da vazão de entrada do WC, que pode ter acarretado uma variação não esperada deste parâmetro. O aumento da turbidez resultou em leituras da concentração do traçador maiores do que as esperadas para algumas amostras, que apresentavam coloração fraca destoante dos valores obtidos. Desta forma, oscilações muito bruscas foram observadas na curva de passagem, descaracterizando-a do comportamento esperado e já observado durante os testes realizados. Como forma de minimizar novas interferências, as amostras coletadas no ensaio realizado com sucesso foram filtradas antes da leitura no espectrofotômetro.

Algumas oscilações observadas na curva de passagem apresentada podem ser resultado de canalizações do escoamento, como apresentado por Levenspiel (1972).

A partir dos valores de concentração obtidos após as leituras no espectrofotômetro, foi possível determinar o tempo médio de residência. Como a curva foi obtida para um número discreto de valores de tempo, a equação (1) apresentada no item 4.5.2 foi simplificada para a equação (9):

$$t = \frac{\sum_{i=1}^{n} t_i . C_i \ t \ . \Delta t_i}{\sum_{i=1}^{n} C_i \ t \ . \Delta t_i} \qquad (9)$$

onde:

i: número da amostra coletada;

n: número total de amostras coletadas;

t_i: instante de tempo da amostra i coletada (dia);

$C_i(t)$: concentração do traçador para a amostra i (mg/L);

Δt_i:intervalo de tempo para realização de cada coleta de amostra (dia).

O valor do tempo de residência médio calculado foi de aproximadamente 0,81 dia. Este valor encontrado é verificado na curva de passagem apresentada, onde a concentração máxima de traçador foi obtida anteriormente ao TDH teórico de 1 dia.

Após o valor máximo de concentração medido, o decaimento esperado da concentração não foi observado, ocorrendo o surgimento de um segundo pico de concentração. Este segundo pico sugere a ocorrência de retenção de uma parcela de massa do traçador no interior do WC, caracterizando a existência de zona morta.

A curva de passagem acumulada apresentada na Figura 23 tem a função de fornecer o somatório de massa coletada ao longo do tempo. Desta maneira, é possível estimar a recuperação de massa do traçador.

Como a massa acumulada foi próxima de 100% pode-se conferir uma alta confiabilidade aos resultados, além de um bom comportamento por parte do traçador no interior do tanque.

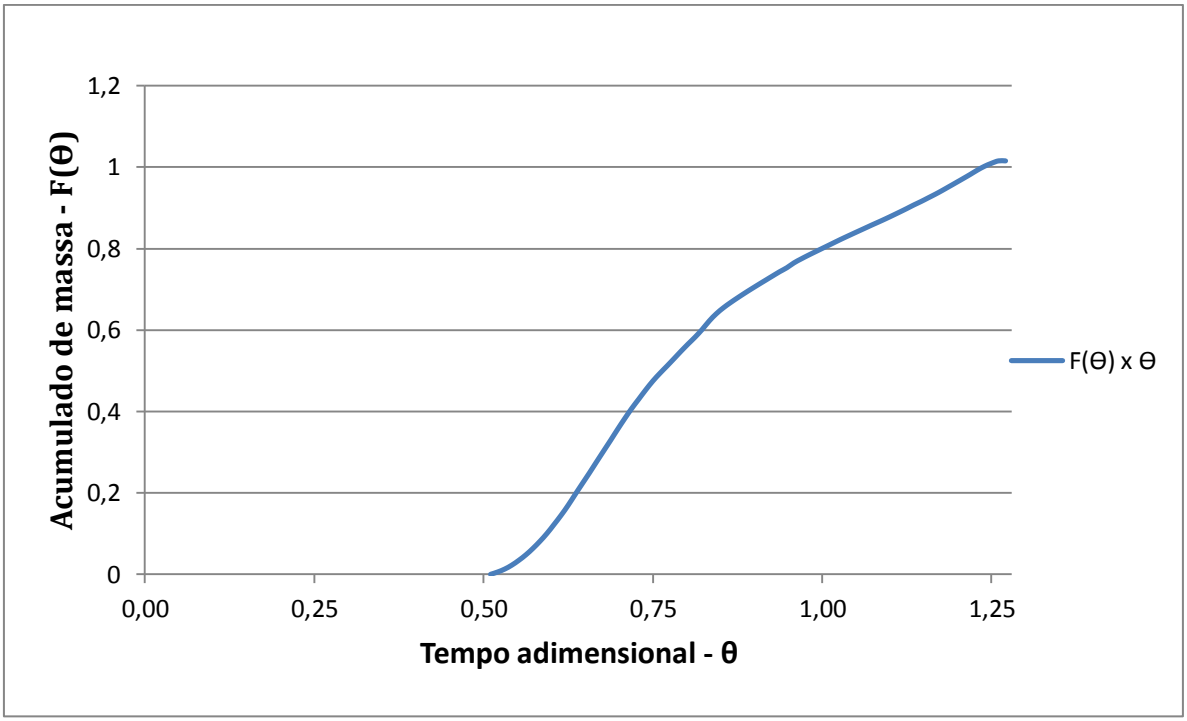


Figura 23 - Curva de passagem acumulada

Os indicadores apresentados no item 4.5.4 são adimensionais e foram obtidos a partir da curva de passagem E(θ)xθ apresentada na Figura 24.

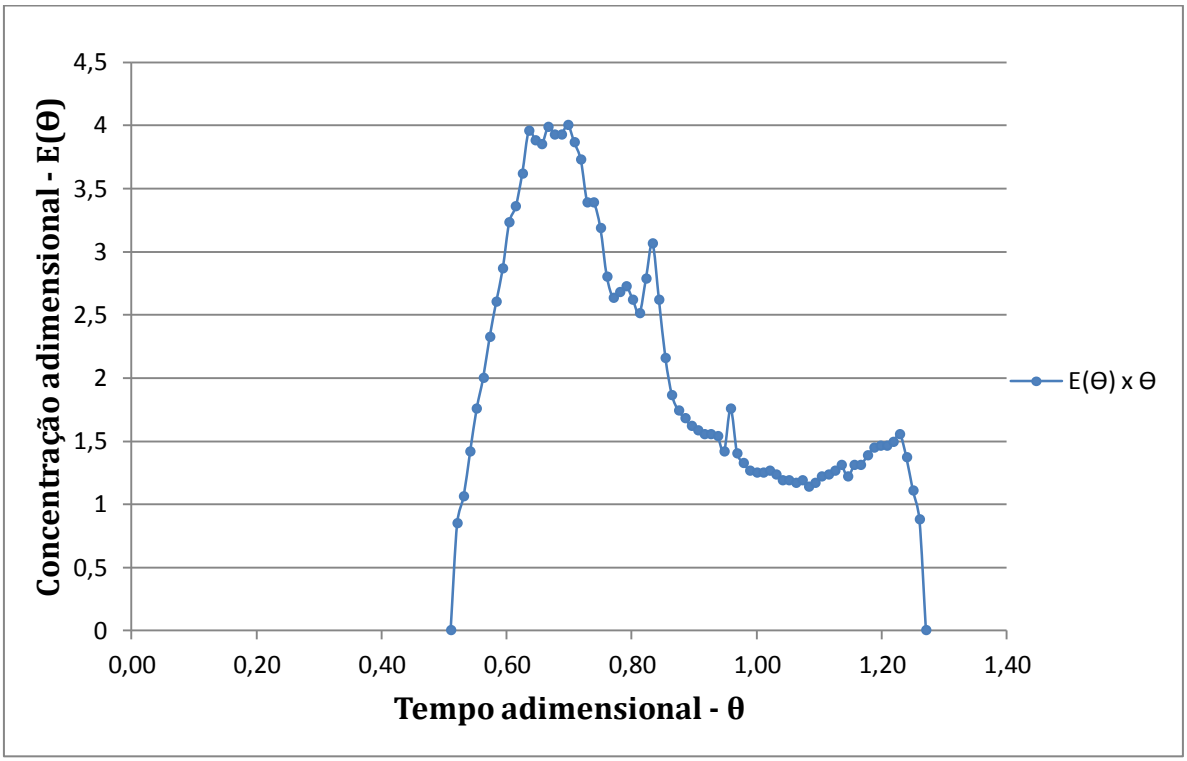


Figura 24 – Curva de passagem adimensional.

6.2 DETERMINAÇÃO DOS INDICADORES DE EFICIÊNCIA HIDRÁULICA

De forma a enriquecer o trabalho, foram calculados 7 indicadores de eficiência hidráulica. Dentre eles, 6 foram subdivididos em dois grupos: indicadores de curto-circuito e indicadores de mistura, conforme o trabalho de Siqueira (1998). O indicador restante, eficiência hidráulica (λ), foi determinado a partir da metodologia apresentada por Persson *et al.* (1999). Todos os cálculos foram realizados com o auxílio do *software* MS Office Excel 2007.

6.2.1 Eficiência Hidráulica

Para a determinação da eficiência hidráulica (λ), primeiramente foram calculadas a eficiência volumétrica (e_v) e a eficiência da DTR (e_{DTR}):

$$e_v = \frac{t_g}{TDH} = \frac{0{,}8065}{1} = 0{,}8065$$

$$e_{DTR} = 1 - {\sigma_t}^2 = 0{,}9244$$

$$\lambda \cong 0{,}75$$

O valor de aproximadamente 0,75 para o λ indica um bom funcionamento do WC em estudo, com um regime de fluxo disperso que se aproxima do regime ideal de fluxo pistão. Em estudos de hidrodinâmica de wetlands em sistemas reais e simulados, Persson *et al.* (1999) encontraram valores de λ variando entre 0,11 e 0,90. De acordo com os mesmos autores, wetlands com λ superior a 0,75 apresentam boa condição hidráulica e λ com valores inferiores a 0,50 representam uma baixa eficiência hidráulica.

No trabalho em que avaliaram a hidrodinâmica de wetlands construídos com dois traçadores distintos, Borges *et al.* (2009) determinaram a eficiência hidráulica de três WC de mesma dimensão (24,0 m x 1,0 m x 0,35 m), encontrando valores entre 0,87 e 1,10. Esses altos valores foram atribuídos, dentre outros fatores, à geometria das unidades, que possuíam uma relação comprimento/largura de 24/1. Em trabalho semelhante, García *et al.* (2004) apresentaram uma correlação entre os valores de λ e do coeficiente de dispersão (d), onde valores inferiores a 0,08 sempre foram obtidos quando a eficiência hidráulica era maior que 0,75.

Um fator importante influente no valor de eficiência hidráulica são as raízes das macrófitas. Uma zona de raízes bem estabelecida auxilia na remoção de poluentes, porém, diminui o volume de espaços vazios causando uma queda no TDH.

Durante os estudos no WC, as plantas ainda eram jovens, com poucos meses de implantação no sistema, ocorrendo pequeno enraizamento do meio suporte, o que impossibilitou a análise de sua interferência na eficiência hidráulica.

6.2.2 Indicadores de Curto-Circuito

A Tabela 5 apresenta os indicadores de curto-circuito calculados após a obtenção da curva de passagem.

Tabela 5 – Valores encontrados para os indicadores de curto-circuito.

Indicadores de Curto-circuito		
t_i	t_{10}	t_p
0,50	0,59	0,70

De acordo com Siqueira (1998), um bom indicador de curto-circuito deve possuir um comportamento condizente com o fenômeno físico, revelar o período inicial de chegada do traçador na saída da unidade e possuir uma boa reprodutibilidade estatística.

Dentre os indicadores de curto-circuito, o t_i é o que está mais diretamente relacionado ao fenômeno de advecção da frente de traçador, portanto seria o mais apropriado para se avaliar os níveis de curto-circuito. Entretanto, por se tratar de um único ponto da curva de passagem, está sujeito a erros experimentais (baixa reprodutibilidade estatística), principalmente quando o monitoramento é feito de forma não automatizada (SIQUEIRA, 1998).

Assim como o t_i, o t_p apresenta baixa reprodutibilidade estatística por se tratar de apenas um ponto amostral. Desta maneira, também não é recomendável o seu uso como indicador.

O indicador t_{10}, por outro lado, tem como vantagem atender a todos os requisitos esperados para um bom indicador de curto-circuito. Seu valor é obtido com o levantamento de toda a curva de passagem, o que resulta em uma avaliação de eficiência hidráulica mais precisa, resultando em um indicador muito recomendado.

Como forma de avaliação da eficiência hidráulica do WC, foi considerado apenas o valor obtido para t_{10} como indicador de curto-circuito. O valor obtido (Tabela 5), quando comparado na Tabela 3, representa um regime de fluxo disperso com tendência ao tipo pistão.

6.2.3 Indicadores de Mistura

Os indicadores de mistura calculados são apresentados na Tabela 6.

Tabela 6– Valores encontrados para os indicadores de mistura.

Indicadores de Mistura		
σ^2	Mo	d
0,076	1,92	0,039

Dentre os indicadores de mistura calculados a partir da curva de passagem, o índice de dispersão é considerado por Siqueira (1998) como o mais completo e acurado, pois está relacionado a toda curva de passagem. Outra vantagem deste indicador é a relação direta com o coeficiente de dispersão adimensional (d). Porém, apresenta baixa reprodutibilidade estatística em situações de baixo grau de mistura.

O indicador de mistura Morril é utilizado em análise conjunta com o coeficiente de dispersão em casos de baixa mistura para que se evitem conclusões enganosas. Durante seus estudos, Marske e Boyle (1973) concluíram que para valores de índice de dispersão menores que 0,27, o Mo apresentou boa correlação com o mesmo.

O coeficiente de dispersão calculado indica que o grau de dispersão no WC é pequeno, indo ao encontro das interpretações geradas a partir dos demais indicadores apresentados. Valores de ordem de grandeza semelhantes são encontrados na literatura, caracterizando o regime de fluxo em wetlands como pistão.

Em estudo com modelos de dispersão de grande e pequena quantidade em wetlands horizontais, Borges *et al.* (2009) obtiveram valores de d que variavam entre 0,034 e 0,049, valores considerados inferiores à média observada na literatura.

Já Lima *et al.* (2003), ao também analisarem o grau de dispersão em wetlands horizontais a partir da determinação do coeficiente de dispersão, encontraram

valores de 0,14 e 0,15 para o d, concluindo que em ambos os ensaios o fluxo se caracterizou como disperso, tendendo ao modelo de fluxo pistão.

A Tabela 7 apresenta um resumo dos valores calculados para os indicadores estudados juntamente com seus valores teóricos, permitindo identificar o grau de mistura do WC avaliado.

Tabela 7 – Valores calculados para os indicadores de eficiência hidráulica do wetland construído.

Indicadores de EH	Tipos de Escoamento		
	Pistão	**Disperso (calculados)**	**Mistura Completa**
$\boldsymbol{\lambda}$	1,0	0,75	0,0
$\mathbf{t_{10}}$	1,0	0,59	0,11
$\boldsymbol{\sigma^2}$	0,0	0,076	1,0
Mo	1,0	1,92	21,8
d	0,0	0,039	∞

Assim como o t_{10}, todos os indicadores de mistura determinados apresentaram valores próximos aos esperados para escoamento ideal do tipo pistão, indo ao encontro também à eficiência hidráulica determinada.

7 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O ensaio realizado com o traçador fluoresceína permitiu obter a curva de passagem na seção de saída do wetland construído. Através desta curva, foi possível determinar os indicadores de eficiência hidráulica para as condições de funcionamento do processo na ocasião do estudo.

Ao comparar os valores calculados para cada indicador com os valores encontrados na literatura para escoamentos ideais, conclui-se que o wetland construído analisado neste estudo apresenta escoamento de fluxo disperso, aproximando-se do regime de fluxo pistão, regime este esperado para wetlands construídos de fluxo horizontal e escoamento subsuperficial. Como característica de escoamento de fluxo disperso, a análise da curva de passagem sugeriu a existência de uma região de zona morta no interior do wetland.

A partir dos resultados obtidos para a avaliação do comportamento hidrodinâmico do wetland construído, pode-se concluir que esta unidade experimental apresenta condições de obter eficiência satisfatória para aplicação no tratamento de águas cinzas. Torna-se necessário, contudo, o monitoramento periódico de seu comportamento hidrodinâmico, devido às alterações que podem surgir com o decorrer do uso do sistema no tratamento, resultantes da ocupação dos espaços vazios pelos sólidos retidos e pelas raízes em crescimento.

Com a experiência adquirida ao longo do trabalho realizado, algumas recomendações são apresentadas:

- Leitura automatizada e de forma contínua da concentração do traçador, permitindo uma determinação mais precisa dos indicadores de eficiência hidráulica;
- Determinação da concentração do traçador a partir da medição de fluorescência, minimizando interferências causadas pela cor e pela turbidez do efluente;
- Realização de ensaios para diferentes tempos de detenção hidráulica para comparação dos resultados;
- Medição de concentração de traçador em seções ao longo do wetland, a fim de mapear possíveis regiões de zona morta e de curto-circuito;
- Avaliação no futuro da influência do crescimento das raízes das macrófitas na redução do tempo de detenção hidráulica.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agência Nacional de Águas - ANA. **GEO Brasil: Recursos hídricos.** Brasília, 2007.

AGOSTINI, Rodolfo dos Santos de. **Avaliação do Desempenho e da Viabilidade Econômica de um Sistema de Reúso de Água Cinza em um Edifício Residencial de Alto Padrão**. Universidade Federal do Espírito Santo do Espírito Santo. Projeto de Graduação. Vitória, 2009.

BASSOI, L. J. e GUAZELLI, M. R. **Controle Ambiental da água**. In: PHILIPPI Jr, Arlindo, ROMÉRO, Marcelo de Andrade e BRUNA, Gilda Collet. Curso de Gestão Ambiental. Barueri, SP: Manole, 2004. p.53-99

BAZZARELLA, B. B. **Caracterização e aproveitamento de água cinza para uso não potável em edificações**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, ES, 2005.

BREGA FILHO, D.& MANCUSO, P. C. S. 2002. **Conceito de Reúso da Água**. In: Reúso de Água; Capítulo 2. Eds. P. C. Sanches Mancuso & H. Felício dos Santos. Universidade de São Paulo – Faculdade de Saúde Pública, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES. São Paulo. 2002.

BORGES, Alisson C.; MATOS, Antônio T. de; CALIJURI, Maria do C.; OLIVEIRA, Gabriel H. H. de; ROLDÃO, João S. F. Uso de Traçadores para Avaliação da Hidrodinâmica de Sistemas Alagados Construídos Operando sob Condições Climáticas Tropicais. **Engenharia Agrícola**. Jaboticabal, v.29, n.2, p.301-310, abr/jun. 2009.

CRITES, Ronald, TCHOBANOGLOUS George. **Small and Decentralized Wastewater Management Systems**. Water Resources and Environmental Engineering (1998).

DAVIS, L.A. **Handbook of Constructed Wetlands**. Volume 2: (USEPA Region III with USDA, NRCS, ISBN 0-16-052999-9), 2000.

DIERBERG, F.E.; DeBUSK, T. A. An evaluation of two tracers in surface-flow wetlands: rhodamine-WT and lithium. **Wetlands**, Lawrence, v.25, n.1, p.8-25, 2005.

DOMINGUES, Lígia M.; NOUR, Edson A. A. **Estudo Hidrodinâmico de um Sistema Combinado Filtro Anaeróbio - Biofiltro Aerado Submerso**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23, 2005, Campo Grande.

EMERY, Raphael D. B.; MERGULHÃO, Julius César Z. **Avaliação do Desempenho de uma Estação de Tratamento de Águas Cinzas Visando o Reúso Não-Potável**. Universidade Federal do Espírito Santo. Projeto de Graduação. Vitória, 2011.

FIORI, S. FERNANDES, V. M. C. PIZZO, H. S. **Avaliação qualitativa e quantitativa do reúso de águas cinzas em edificações**. Ambiente Construído (São Paulo), Porto Alegre, v. 6, n. 1, p. 19-30, 2006.

GARCÍA, J.; CHIVA, J.; AGUIRRE, P.; ALVAREZ, E.; SIERRA, J.P.; MUJERIEGO, R. Hydraulic behaviour of horizontal subsurface flow constructed wetlands with different aspect ratio and granular medium size. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v.23, n.3, p.177-187, 2004.

GONÇALVES, R. F. (Coord.) **Uso racional de água em edificações**. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

GONÇALVES, R.F. e BAZZARELLA, B.B. (2005) - Reúso de águas cinzas e gerenciamento alternativo das águas amarelas (urina) em áreas urbanas, Anais eletrônicos do Workshop sobre Reúso. Campina Grande, PB.

HARDEN Harmon S., CHANTON, Jeffrey P., ROSE. Comparison of sulfur hexafluoride, fluorescein and rhodamine dyesand the bacteriophage PRD-1 in tracing subsurface flow. **Journalof Hydrology**,n.277,p. 100–115. 2003. Disponível em: < www.elsevier.com/locate/jhydrol>. Acesso em: 25.mai.2012.

HESPANHOL, I. Água e saneamento básico: uma visão realista. In: REBOUÇAS, Aldo da Cunha; BRAGA, Benedito; TUNDISI, José Galizia (Orgs.). **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. São Paulo: Escrituras Editora, 1999. cap. 8. p. 249-303.

JEINKINS, Joseph. Humanure Handbook. **Chelsea Green Publishing**, 2005.

KADLEC, R.H. & KNIGHT, R.L.Treatment Wetlands. **CRC Press**, Boca Raton, Fl. 893p. 1996.

LEITE, Ana Maria Ferreira. **Reúso de Água na Gestão integrada de Recursos Hídricos**. Universidade Católica de Brasília. Dissertação (Mestrado). Brasília, 2003.

LEVENSPIEL, O. **Chemical reaction engineering.** 2nd Edition, John Wiley & Sons, Inc., 1972.

LIMA, E. P. C.; SOUSA, J. T.; HAANDEL, A. V. **Comportamento hidrodinâmico do sistema wetland no pós-tratamento de esgoto doméstico**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA E SANITÁRIA AMBIENTAL, 22, 2003, Joinville.

MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. (Editores). **Reúso de água.** Barueri: Ed. Manole, 2003.

MARSKE, D.M., BOYLE, J.D. **Chlorine contact tank design - a field evaluation**. Water & Sewage Works, p.71-77, Jan. 1973.

MELO J., A.da S. **Dinâmica da remoção de nutrientes em alagados construídos com Typha sp /Campinas, SP**.2003. Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola. Campinas, 2003.

MONTEIRO, Rodrigo Cesar de Moraes. **Viabilidade Técnica do Emprego de Sistemas Tipo "Wetlands" para Tratamento de Água Cinza Visando o Reúso Não Potável**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Escola Politécnica – Universidade de são Paulo. São Paulo, 2009.

OLIVEIRA, A. S.; VIDAL, C. M. S. **Caracterização e avaliação da potencialidade de sistemas Wetland para o tratamento do efluente do viveiro da empresa Votorantim celulose e papel**. In: VI Semana de Estudos da Engenharia Ambiental, 2008, Irati. VI Semana de Estudos da Engenharia Ambiental, 2008.

OMS – Organização Mundial de Saúde. **Progress on drinking water and sanitation:** Special focus on sanitation. Genebra, 2008.

OMS – Organização Mundial de Saúde. **Reuse of Effluents:** Methods of Wastewater Treatment and Health Safeguards.Genebra, 1973.

PITALUGA, P. S. D.; REIS, P. A. R; ALMEIDA, R. A. Tratamento de esgoto de uma unidade de ensino superior por meio de um sistema de zona de raízes. **PARC**, Campinas, V. 1, n 6, jul. 2011. Disponível em:<http://www.fec.unicamo.br/~parc/vol1/n6/vol1-n6-editorial.pdf>. Acesso em 22.maio.2012.

PHILIPPI, L.S., SEZERINO P.H. **Aplicação de Sistemas tipo Wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas**. Florianópolis/SC: Ed. do Autor, 2004. 144 p. 2004.

RABELO, L. P. MAGRI, M. E. . **Reúso de Águas Cinzas Tratadas em Descarga de Vaso Sanitário e Rega de Jardim**. In: XIII SILUBESA - Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 10 a 14 de março de 2008, Belém, PA.

RAPOPORT, Beatriz, **Águas Cinzas: Caracterização, Avaliação Financeira e Tratamento para Reúso Domiciliar e Condominial**. 2004. Dissertação (Mestrado em Saneamento Ambiental). Escola Nacional de Saúde pública. Rio de Janeiro; ENSP, FIOCRUZ, 2004.

RASH, J. K. LIEHR, S.K. Flow Pattern Analysis Of Constructed Wetlands treating Landfill Leachate. **Water Science and Technology**. v.40, n.3, p.309-315, 1999.

REIS, Lineu Bélico; FADIGAS, Eliane A. Amaral; CARVALHO, Elias Cláudio. **Energia, Recursos Naturais e a Prática do Desenvolvimento Sustentável**. Editora Manole Ltda. – Barueri, SP, 2005.

RIBEIRO, João Paulo Lopes. **Modelação do Comportamento Hidráulico de Leitos de Macrófitas**. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente). Instituto Superior Técnico – Universidade Técnica de Lisboa. 2007.

SANT'ANA, Tercio Dal'Col. **Desinfecção por Radiação Ultravioleta em Efluentes de ETE Associando Reatores UASB e Biofiltros Aerados Submersos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2001.

SILVA, Selma Cristina da. **Wetlands construídos de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos**. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos). Universidade de Brasília, UNB, Brasil.2007.

SIMI, A. L. MITCHELL, C. A. Design and Hydraulic Performance of Contructed Wetland Treating Oil Refinery Wasterwater. **Water Science and Technology**. v.40, n.3, p.301-317, 1999.

SIQUEIRA, R. N. **Desenvolvimento e aperfeiçoamento de critérios de avaliação da eficiência hidráulica e do cálculo do coeficiente de mistura em unidade de tratamento de água e efluentes**. 1998. 126 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 1998.

SIQUEIRA, R. N., TEIXEIRA, E. C. Avaliação de diversos indicadores de eficiência hidráulica como ferramenta para a análise do desempenho de UTAE. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20, 1999 Rio de Janeiro. **Anais...** [CD-ROM]. Rio de Janeiro – RJ: ABES, 1999.

SOUSA, José Tavares de; HAANDEL, Adrianus Cornelius Van; 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**, v. 4, n. 1, p. 87-91, 2000.

TEIXEIRA, E. C. **Hydrodynamic Processes and Hidraulic Efficiency of Chlorine Contact Units**. Tese (Ph.D) – Department of Civil Engineering, University of Bradford, England, 1993.

THIRUMURTHI, D.**A break-through in the tracer studies of sedimentation tanks**. Journal of the Water Pollution Control Federation, v.41, n.11, part 2, p.R405-R418, 1969.

THOMPSON, D. M. **Scaling laws for continuous flow sedimentation in rectangular tanks.** Proceedings of the Institution of Civil Engineerings, v. 43, p 453-461, 1969.

TOSCANI, Daniel Cruz. **Avaliação e Aplicação de Simulações Matemáticas para Definição de Regime Hidráulico e Constantes Cinéticas de Remoção de Matéria Orgânica em Reatores de Tratamento de Esgoto Sanitário**. 2010. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental). Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2010.

VALENTIM, M. A. A. **Desempenho de leitos cultivados ("constructed Wetland") para tratamento de esgoto: Contribuições para concepção e operação**. 2003. 210p. Tese (Doutorado) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.

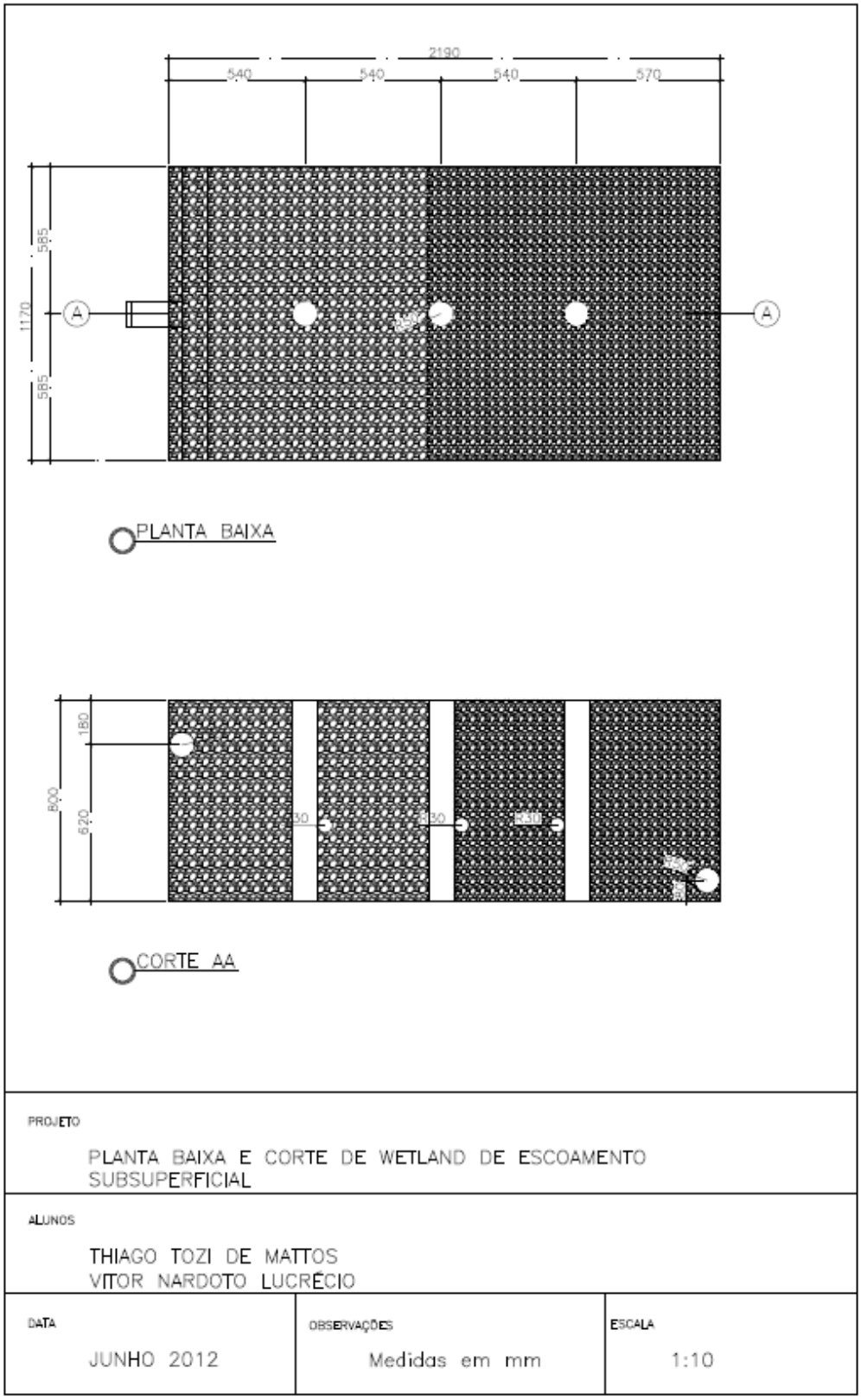
VALENTINAR. S. D. **Gerenciamento da qualidade e da quantidade de água cinza em uma edificação residencial de alto padrão com vistas ao seu reuso não-potável**. 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2009.

VON SPERLING, Marcos. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

APÊNDICE A – TABELA COM OS VALORES DE ABSORBÂNCIA MEDIDOS E CONCENTRAÇÕES CALCULADAS

Número da amostra	Concentração (mg/L)	Absorbância
0	0	0,000
1	0,55	0,015
2	0,69	0,023
3	0,92	0,036
4	1,14	0,049
5	1,3	0,058
6	1,51	0,070
7	1,69	0,081
8	1,86	0,091
9	2,10	0,105
10	2,18	0,109
11	2,35	0,119
12	2,57	0,131
13	2,52	0,128
14	2,50	0,125
15	2,59	0,131
16	2,55	0,128
17	2,55	0,129
18	2,60	0,132
19	2,51	0,127
20	2,42	0,122
21	2,20	0,110
22	2,20	0,110
23	2,07	0,104
24	1,82	0,090
25	1,71	0,084
26	1,74	0,085
27	1,77	0,087
28	1,70	0,083
29	1,63	0,079
30	1,81	0,089

Número da amostra	Concentração (mg/L)	Absorbância
31	1,99	0,099
32	1,70	0,083
33	1,40	0,067
34	1,21	0,057
35	1,13	0,052
36	1,09	0,050
37	1,05	0,048
38	1,03	0,047
39	1,01	0,046
40	1,01	0,046
41	1,00	0,045
42	0,92	0,041
43	1,14	0,053
44	0,91	0,040
45	0,86	0,038
46	0,82	0,035
47	0,81	0,035
48	0,81	0,035
49	0,82	0,035
50	0,80	0,034
51	0,77	0,033
52	0,77	0,033
53	0,76	0,032
54	0,77	0,033
55	0,74	0,031
56	0,76	0,032
57	0,79	0,034
58	0,80	0,035
59	0,82	0,036
60	0,85	0,037
61	0,79	0,034
62	0,85	0,037
63	0,85	0,037
64	0,90	0,040
65	0,94	0,042

Número da amostra	Concentração (mg/L)	Absorbância
66	0,95	0,043
67	0,95	0,042
68	0,97	0,044
69	1,01	0,046
70	0,89	0,034
71	0,72	0,025
72	0,57	0,016
73	0,00	0,000

APÊNDICE B – ESQUEMA EM PLANTA BAIXA E CORTE DO WETLAND CONSTRUÍDO