

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS AMBIENTAIS

FERNANDO JORGE CORRÊA MAGALHÃES FILHO

ASPECTOS HIDRÁULICOS E HIDROLÓGICOS DE UM SISTEMA
COMBINADO DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO E *WETLANDS*



CAMPO GRANDE
2013

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS AMBIENTAIS

FERNANDO JORGE CORRÊA MAGALHÃES FILHO

ASPECTOS HIDRÁULICOS E HIDROLÓGICOS DE UM SISTEMA
COMBINADO DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO E *WETLANDS*

Dissertação apresentada para obtenção do grau de
Mestre no Programa de Pós-Graduação em
Tecnologias Ambientais da Universidade Federal de
Mato Grosso do Sul, na área de concentração em
Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos.

ORIENTADORA: Prof^a. Dr^a. Paula Loureiro Paulo

Aprovada em:

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Fábio Veríssimo Gonçalves
IST/Portugal

Prof. Dr. Jorge Luiz Steffen
UFMS

Prof^a. Dr^a. Paula Loureiro Paulo
Orientadora - UFMS

CAMPO GRANDE
2013

DEDICATÓRIA

*primeiramente à Deus, à minha família, colegas de trabalho,
a Larissa, e principalmente à Paula, minha orientadora*

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Fernando e Cleide, pela fé depositada em mim, o amor e carinho durante todos esses anos.

À minha orientadora, Paula Loureiro Paulo, principalmente pela paciência e amizade.

Ao meu irmão Gabriel, pelo companheirismo e amizade nos momentos mais difíceis.

À Larissa, pelo carinho, compreensão e cumplicidade.

Às minhas tias, principalmente a Elina, Eliza, Neli e Leila, que foram sempre ao longo desses anos como mães para mim.

Ao pessoal do grupo de pesquisa: EcoSan – Saneamento focado em recursos e as pessoas do LabE, pela ajuda durante toda a pesquisa.

Ao CNPq pela concessão da bolsa.

SUMÁRIO

Capítulo 1

1. INTRODUÇÃO.....	11
1.2 Água e Saneamento	13
1.2.1 Saneamento focado em recursos.....	16
1.2.2 Água cinza: tratamento e reúso	18
1.3 Wetlands construídos no tratamento de esgoto doméstico	20
1.3.1 Tipos de configurações de wetlands construídos e fluxos hidráulicos	21
1.3.2 Aspectos hidráulicos e hidrológicos de wetlands construídos	22
1.3.3 Hidrodinâmica e teste com traçadores.....	25
1.3.3 Sistemas baseados na evapotranspiração	27
1.4 Referências	31

Capítulo 2

Aspectos hidráulicos e hidrológicos no desenvolvimento de um sistema combinado por evapotranspiração e wetland construído no tratamento domiciliar de água cinza	37
RESUMO	37
1. INTRODUÇÃO.....	38
2. MATERIAL E MÉTODOS	40
2.1 Sistema em escala de bancada.....	41
2.2 Sistema em escala real.....	41
2.3 Alimentação do sistema com água cinza	42
2.4 Ensaios Hidrodinâmicos.....	43
2.5 Ensaios com o simulador de chuva e condutividade hidráulica	44
2.6 Estimativa da evapotranspiração.....	44
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	45
3.1 Características qualitativas da água cinza	45
3.2 Testes com traçador	46
3.2.1 Sistemas em escala de bancada sem a presença de plantas	47
3.2.3 Sistemas em escala de bancada com a presença de plantas	50
3.2.2 Sistema em escala real sem a presença de plantas	52
3.4 Avaliação da evapotranspiração	54
4. CONSIDERAÇÕES FINAIS	57
5. CONCLUSÕES.....	58
6. REFERÊNCIAS.....	59

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 - Sistema de esgotamento sanitário convencional composto por: água negra (fezes e urina – bacia sanitária), água cinza (água de banho – chuveiro, lavagem de roupas – tanque e máquina de lavar, pia da cozinha e lavatórios) e esgoto industrial.	16
Figura 1.2 - Fluxo circular em um sistema EcoSan.	17
Figura 1.3 - Separação das diferentes frações do esgoto doméstico e exemplos de possíveis tratamentos para diferentes utilizações na perspectiva do ecosan.	18
Figura 1.4 - <i>Wetland</i> construído de fluxo horizontal.	21
Figura 1.5 - <i>Wetland</i> construído de fluxo vertical.	22
Figura 1.6 - Componentes hidráulicos e hidrológicos.	23
Figura 1.7 - Curva de distribuição do tempo de residência ou curva DTR.	25
Figura 1.8 - Tanque de Evapotranspiração (TEvap).	28
Figura 2.1 - Sistema EvapAC em escala de bancada composto pela CEvap e CW-FHS.	41
Figura 2.2 - Perfil do sistema EvapAC em escala real.	42
Figura 2.3 - Curva DTR da CEvap (A), CW-FHS (B) e do EvapAC (C) em escala de bancada.	49
Figura 2.4 - Curva DTR do sistema EvapAC em escala de bancada, em ambiente aberto, com efeito de chuvas simuladas, teste inicial (A) e final (B), antes e após 110 dias alimentado por água cinza.	51
Figura 2.5 - Curva DTR do sistema EvapAC em escala real.	52
Figura 2.6 - Efeito de chuvas simuladas na vazão de saída do sistema EvapAC e na CE.	53
Figura 2.7 - Valores da evapotranspiração nos sistemas separados (CEvap e CW-FHS), relacionados com dados de umidade relativa (A; %), temperatura (B; °C) e precipitação (C; mm.dia ⁻¹).	56

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1 - Características físico-químicas da água cinza que alimentava o sistema.	45
Tabela 1.2 - Variáveis temporais (em minutos) obtidas nos testes hidrodinâmicos.....	46
Tabela 1.3 - Parâmetros utilizados para avaliação hidráulica dos sistemas em escala de bancada e ambiente fechado para dois padrões de vazão (alto e baixo).	47
Tabela 1.4 - Parâmetros utilizados para avaliação hidráulica do sistema em escala de bancada com a presença de plantas em ambiente aberto.	50
Tabela 1.5 - Parâmetros utilizados para avaliação hidráulica do sistema em escala real sem a presença de plantas em uma residência.	52
Tabela 1.6 - Efeito das plantas na condutividade hidráulica (K_s) antes e depois do sistema ser alimentado com água cinza.	54
Tabela 1.7 - Valores de k_d e ET_d (mm.dia^{-1}) para os diferentes sistemas e ET_0 (mm.dia^{-1}) e ET/E_v em diferentes períodos.	55

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CE	Condutividade Elétrica
CEvap	Câmara de Evapotranspiração
CW-FHS	Wetland Construído de Fluxo Horizontal Subsuperficial
CWs	<i>Wetlands</i> Construídos
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DTR	Distribuição do Tempo de Residência
<i>ecosan</i>	<i>Ecological Sanitation</i>
ET	Evapotranspiração
ET_d	Evapotranspiração total do tanque
ET_o	Evapotranspiração de referência
e_v	Eficiência volumétrica
Ev	Evaporação
EvapAC	Evapotranspiração de Água Cinza
FH	Fluxo Horizontal
FV	Fluxo Vertical
ICC	Índice de curto-circuito
IDM	Índice de Dispersão de Morril
In	Vazão de entrada
ITMR	Índice de Tempo Modal de Retenção
ITRM	Índice do Tempo de Retenção Médio
k	Porosidade
k_d	Coefficiente do Tanque
K_s	Condutividade Hidráulica
LEvap	Evapotranspiração em Linha
NTU	Unidades Nefelométricas de Turbidez
Out	Vazão de saída
P	Precipitação
pH	Potencial Hidrogeniônico
SDT	Sais Dissolvidos Totais
SST	Sólidos Suspensos Totais
ST	Sólidos Totais
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
t_i	Tempo que aparece o traçador
t_m	Tempo médio de detenção hidráulica
t_p	tempo de pico do traçador
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>

LISTA DE SÍMBOLOS

cm	centímetros
g	grama
h	hora
L	litros
mL	mililitros
mm	milímetros
m²	metros quadrados
m³	metros cúbicos
NaCl	cloreto de sódio
%	porcentagem
°C	graus Celsius
λ	eficiência hidráulica
σ^2	variância
Δ	intervalo de tempo
μS	microsiemens
dS	decisiemens

RESUMO

Para garantir a universalidade aos serviços de esgotamento sanitário, considerando o crescimento populacional previsto, os sistemas de tratamento de esgotos domésticos necessitam: ser economicamente viáveis, eficientes, que vão além da alta tecnologia, para prevenir a proliferação de doenças e sustentabilidade para promover o uso racional da água evitando os desperdícios. Os conceitos convencionais de saneamento implicam em altos custos e elevado consumo de água, os quais não são apropriados como solução sustentáveis em países em desenvolvimento. Nesse sentido, a busca por alternativas aos sistemas convencionais torna-se indispensável por razões ecológicas, econômicas e sociais. O objetivo do estudo foi dar suporte, com estudos hidrodinâmicos, no desenvolvimento de um sistema compacto, denominado câmara de evapotranspiração (CEvap) combinado com um *wetland*, construído para tratamento domiciliar de água cinza. A CEvap irá reter o material grosseiro e digerir a matéria orgânica, dentro de uma câmara interna de digestão anaeróbia (CDig), que tem ao seu redor uma camada de meio filtrante, e no topo, uma camada de terra com plantas ornamentais. Para isso, foi avaliado o comportamento hidráulico e hidrológico do sistema proposto, por meio de ensaios hidrodinâmicos e estimadas as taxas de evapotranspiração, considerando também os efeitos das plantas, biofilme e o lodo na câmara de evapotranspiração no comportamento do sistema. Esse pré-tratamento visa simplificar os tratamentos domiciliares que usam *wetlands* construídos, evitando assim entupimento, mau odor e manutenção excessiva, além de proporcionar um aspecto paisagístico harmonioso em habitações. O sistema combinado apresenta excelente eficiência hidráulica, com capacidade de redução, por evapotranspiração, de 32% no volume de entrada de água cinza. A CDig melhora a eficiência hidráulica do sistema, mas por outro lado, diminui a eficiência volumétrica. A presença de plantas evita a queda da condutividade hidráulica, auxilia na lixiviação de sais acumulados durante eventos chuvosos, mantém a eficiência hidráulica, e propicia melhores condições de mistura no reator, diminuindo o curto-circuito.

Palavras-chave: banhados construídos, evapotranspiração, hidráulica, hidrologia, hidrodinâmica, teste com traçadores, ecosan.

ABSTRACT

To ensure universal sewage services, considering the predicted population growth, wastewater treatment systems need to be economically accessible, efficient, besides high tech designs, to prevent diseases, to promote sustainable water conservation and to avoid waste. The concepts of centralized sanitation imply high costs and elevated water consumption, which are not appropriate as a sustainable solution for developing countries. For these reasons, the pursuit for alternatives to centralized sanitation systems ecological, economic and social motives are required. The aim of this study was to support the development of a compact system named Evapotranspiration Chamber (CEvap) combined with a constructed wetland for the treatment of household greywater. The main aim of CEvap is to retain coarse material and to digest organic material in an Anaerobic Digestion Chamber (AnC) which is surrounded by a layer of filter medium, and at the top, a layer of soil with ornamentals plants. For this, we assessed the hydrologic and hydraulic behavior of the proposed system with hydrodynamic tests, also estimating evapotranspiration rates. The effects of plants, biofilm and the internal AnC sludge were also considered. This pretreatment aims to simplify household constructed wetland treatments, thereby preventing clogging, bad odor and excessive maintenance, as well as providing a harmonious landscaping aspects. The combined system provided excellent hydraulic efficiency, with a reduction capacity of 32% of the influent volume by evapotranspiration. The CDig improved the hydraulic efficiency, but decreased the volumetric efficiency. The presence of plants prevented the decrease in hydraulic conductivity, as well as improving the leaching of accumulated salts during rain events, maintaining the hydraulic efficiency, allowing better mixing conditions in the reactor, reducing short circuits.

Keywords: constructed wetlands, evapotranspiration, hydraulic, hydrology, hydrodynamic, tracer test, ecosan.

Introdução Geral

1. Introdução

A água é essencial para a sobrevivência dos seres vivos, um recurso natural que tem sido amplamente utilizado de forma inadequada e sem ponderação. Além disso, a falta de tratamento e destinação adequada dos efluentes contribui para agravar os problemas ambientais relacionados aos recursos hídricos, como também causa danos à saúde da população.

Com o crescimento populacional a demanda de água potável aumenta, consequentemente aumenta a geração de águas residuárias, que não são reutilizadas com os conceitos convencionais de saneamento, causando o desperdício de nutrientes (Esrey, 1998). No Brasil, os serviços de coleta e tratamento de esgotos sanitários são deficientes, no ano de 2000 apenas 52,2% dos domicílios brasileiros possuíam rede coletora de esgoto, esse número subiu em 2008 apenas para 55,2%, sendo que nem todo esgoto coletado é tratado (IBGE, 2008).

Considerando o crescimento populacional previsto, os sistemas de tratamento de esgotos domésticos precisam apresentar uma eficácia que vai além da alta tecnologia. Precisam garantir a universalidade de acesso aos serviços de esgotamento sanitário, que requer economia para ser acessível principalmente aos países em desenvolvimento, eficiência para prevenir a proliferação de doenças e sustentabilidade para promover o uso racional da água evitando os desperdícios.

Os conceitos convencionais para o abastecimento de água e esgoto implicam em altos custos e elevado consumo de água, os quais não são apropriados como solução sustentável em países em desenvolvimento. Assim, as buscas por alternativas aos sistemas convencionais tornam-se cada vez mais indispensáveis por razões ecológicas, econômicas e sociais.

Essas novas alternativas devem considerar o reúso da água, bem como a reciclagem dos nutrientes (Sasse, 2005). Segundo Mancuso & Santos (2003), o reúso depende dos fins a que se destina a água e como ela tenha sido usada anteriormente, sendo definido como um processo de aproveitamento de águas para atender demandas de outras atividades ou de seu uso original.

Entretanto no Brasil o grande desafio, tanto da sociedade quanto do seu meio técnico é mudar a idéia tradicional historicamente adquirida, de que a única solução para os problemas locais e ocasionais de escassez de água é aumentar sua oferta, mediante a construção de obras grandiosas para captação da água que escoam pelos rios (Rebouças, 2004).

Nessa busca pela universalidade do saneamento, um novo conceito, baseado na segregação dos dejetos, reúso de água e reaproveitamento de excretas como fonte de nutrientes, tem sido divulgado e muito bem empregado, denominado saneamento focado em recursos (*ecosan*, do inglês *Ecological Sanitation*). Embora existam ainda algumas particularidades que precisam ser discutidas para garantir a segurança e promover o interesse do uso pela sociedade, sendo necessário o estudo de métodos cada vez mais eficientes para o tratamento das águas residuárias, visando minimizar seu potencial poluidor.

O *ecosan* é uma alternativa aos sistemas de tratamento de esgoto convencionais, visa a sustentabilidade ambiental, pois considera as excretas humana como um recurso a ser reciclado ao invés de ser desperdiçado nas redes coletoras de esgoto, sendo utilizado como fertilizante para o cultivo de plantas (Johansson, 2000).

Com o intuito do reúso domiciliar do esgoto gerado em residências, sistemas alternativos no âmbito do *ecosan* necessitam ser desenvolvidos e avaliados, com o objetivo de otimizar esses sistemas e demonstrar o quanto eles podem ser mais eficientes, tanto no aspecto ambiental como econômico e difundir o seu uso não só em áreas periurbanas mas também em áreas urbanas (Esrey, 1998).

Embora existam muitos projetos pilotos e pesquisas científicas utilizando água cinza para reúso domiciliar com tratamento por *wetlands* construídos, ainda não existem estudos em utilizar um sistema combinado entre anaeróbio-evapotranspiração com *wetlands* construídos para tratar água cinza com o intuito de reúso domiciliar. De acordo com Paulo *et al.* (2009), para *wetlands* construídos é necessário um pré-tratamento, sendo utilizados geralmente tanques sépticos ou tanques de sedimentação que necessitam de manutenção constante e causam odores.

O presente estudo propõe o desenvolvimento de um sistema compacto, denominado câmara de evapotranspiração (CEvap) combinado com um *wetland* construído para tratamento e reúso domiciliar de água cinza. A CEvap vai reter o material grosseiro e digerir essa matéria orgânica, dentro de uma câmara interna de digestão anaeróbia (Cdig), que tem ao seu redor uma camada de meio filtrante, e no topo, uma camada de terra com plantas ornamentais. Esse pré-tratamento

visa simplificar os tratamentos domiciliares que usam *wetlands* construídos, evitando assim entupimento, mau odor e manutenção excessiva, além de proporcionar um aspecto paisagístico harmonioso em habitações.

Pretende-se nesse sentido desenvolver e estudar um pré-tratamento para *wetlands* construídos mais viável economicamente na sua construção e manutenção, como também no aspecto ambiental, pois aproveita a água cinza que percola no sistema como fonte de nutrientes pelas plantas, sem usar de água potável para regar esse ambiente paisagístico. Além da possibilidade de usar esse sistema em forma de linha (LEvap), como cerca viva, uma opção viável para áreas onde não é possível o descarte de efluente final reusando a água no próprio sistema, para desenvolvimento de áreas verdes, que melhoram o micro clima da região.

1.2 Água e Saneamento

Nos anos de 1990 a 2010 mais de 2 bilhões de pessoas tiveram acesso a uma fonte “mais adequada” para o consumo de água, ou seja, com instalações higiênicas que na concepção do projeto tem como interesse proteger a água de qualquer contaminação, principalmente fecal. Sendo a primeira Meta de Desenvolvimento do Milênio a ser alcançada, com 89% da população mundial com acesso a essas instalações de água para consumo humano. Entretanto, ainda hoje, mais de 780 milhões de pessoas no planeta não tem acesso a uma fonte segura para o consumo de água potável (WHO/UNICEF, 2012).

Com relação ao esgotamento sanitário, mais de 2,5 bilhões de pessoas, tanto em áreas rurais como urbanas, ainda não possuem instalações sanitárias “adequadas” e 1.1 bilhões de pessoas, o que representa 15% da população mundial ainda defeca em espaços abertos, campos, florestas e corpos d’água. E mais de 90% da população de países em desenvolvimento lançam seus esgotos sanitários em rios, lagos e áreas costeiras poluindo esses ambientes (Langergraber & Muellegger, 2005; WHO/UNICEF, 2012).

Sobre a América Latina e o Caribe, a situação é semelhante com os dados da média mundial, pois atualmente 92% da população urbana possuem abastecimento de água encanada, e 98% possuem condições melhores e mais adequadas de fontes de água para consumo, dentro das Metas de Desenvolvimento do Milênio. Em relação aos serviços de esgotamento sanitário os avanços são mais modestos, pois nas regiões urbanas ainda 74 milhões de pessoas (16%) necessitam de instalações sanitárias mais adequadas (ONU-Habitat, 2012).

Já no Brasil, o índice de atendimento para o abastecimento de água é de 81,1%, porém quando analisado somente a área urbana esse índice aumenta para 92,5%. Na coleta de esgotos o índice é de 46,2%, e também aumenta para 53,5% somente na área urbana. Entretanto, o que é efetivamente tratado do esgoto coletado é apenas 37,9% (SNIS, 2010).

Analisando por domicílios, o índice de atendimento para o abastecimento de água é de 78,6%, com grandes diferenças entre as regiões Norte (45,3%) e Sudeste (87,5%). Se tratando de esgotamento sanitário o índice é de 44%, com diferenças mais drásticas ainda entre a região Norte (3,8%) e Sudeste (69,8%) (IBGE, 2008).

Conhecer as condições do meio, como saneamento e habitação, é pertinente à saúde para estabelecer medidas adequadas na promoção da qualidade de vida das famílias e comunidades (Azeredo *et al.*, 2007). A habitação constitui um espaço determinante da saúde da família, sendo considerada como um agente da saúde de seus moradores para garantir condições de vida saudáveis (Cohen *et al.*, 2004). O tipo de material em que a água para consumo é armazenada nas residências (preocupação com o amianto, ou de reservatórios sem tampa), se o esgoto proveniente da bacia sanitária é descarregado em redes de coleta, corpos d'água, por infiltração no solo ou em fossas sépticas, são alguns exemplos (Azeredo *et al.*, 2007; Silva *et al.*, 2009).

No Brasil, os serviços de água e esgoto têm uma alta cobertura de água, mas é baixa a coleta e o tratamento de esgoto. O que pode levar a uma deterioração da qualidade da água por falta de tratamento dos efluentes (Tucci, 2008). Pois o lançamento do esgoto sanitário em corpos d'água, sem o devido tratamento, pode alterar as características da qualidade da água, ocasionando limitações no seu uso, principalmente com a ocupação das áreas de contribuição de reservatórios de abastecimento urbano que, eutrofizados, podem produzir riscos à saúde da população (von Sperling, 2005; Jordão & Pessôa, 2011).

Para que o país possa atingir as Metas de Desenvolvimento do Milênio, seria necessário atuar especialmente em aumentar a capacidade do abastecimento de água na área rural e da população de baixa renda, buscando atingir os níveis de cobertura total de água segura, diminuir o déficit em coleta de esgoto e aumentar os índices de tratamento (Tucci, 2008).

Para Tundisi (2008) a crise atual da água tem muitos componentes, tanto de origem social, econômica e ambiental. O estresse e a escassez de água em muitas regiões do planeta em razão das alterações na disponibilidade e no aumento da demanda com os usos excessivos da água, devido a intensa urbanização, levam conseqüentemente à contaminação da água. Esse conjunto

de problemas está relacionado à qualidade e quantidade, e, em respostas a essas causas, há interferências na saúde humana e saúde pública, com deterioração da qualidade de vida e do desenvolvimento econômico e social, como na geração de energia, produção de alimentos, sustentabilidade da biodiversidade, o que leva a mudanças globais.

Nesse sentido, a Agenda 21 (Unced, 1992), é um dos documentos produzido em função dos desafios ambientais do século XXI, pela Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, no Rio de Janeiro em 1992, que dedica importância ao reúso, recomendando a implementação de políticas de gestão dirigidas ao uso e reciclagem de efluentes, integrando proteção da saúde pública com práticas ambientais adequadas.

No Capítulo 21 estabelece como objetivos básicos: “vitalizar e ampliar os sistemas de reúso e reciclagem de resíduos”, e “tornar disponível informações, tecnologia e instrumentos de gestão apropriados para encorajar e tornar operacional, sistemas de reciclagem e uso de águas residuárias”.

Isso leva a um “novo paradigma” no conceito de saneamento, Hespanhol (2008) comenta sobre esse novo conceito, em universalizar a prática de reúso no Brasil e, efetivamente, desenvolver um arcabouço legal para regulamentar, orientar e promover a prática do reúso de água, incluindo normas, padrões de qualidade de água, códigos de práticas e atribuições institucionais para as diferentes formas de reúso urbano, agrícola, na aquíicultura, na recarga gerenciada de aquíferos e na recreação, além de estimular o reúso de água pela conscientização dos valores e benefícios da prática, pela criação de programas de pesquisas e desenvolvimento, pela implementação de programas e projetos de demonstração, pela introdução de linhas de créditos específicos e pelo estabelecimento de critérios para subsidiar projetos de reúso.

Entretanto, no início do século XX, o saneamento não tinha enfoque em reúso e reaproveitamento, era baseado inicialmente em conceitos convencionais, eminentemente sanitaria, como uma ação de saúde pública, a fase higienista, sem coleta do esgoto doméstico, sendo direcionado para fossas sépticas ou corpos d’água, posteriormente em 1970 iniciou a coleta e o transporte, mas sem o tratamento, só após 1970 começou a fase corretiva, com o tratamento do esgoto doméstico e também industrial, e somente depois 1990, a fase do desenvolvimento sustentável, com o intuito de preservação e conservação ambiental e tratamento terciário (Cairncross, 1989; Heller, 1997; Tucci, 2008).

As atuais abordagens convencionais na gestão do saneamento, tanto a categoria que utiliza o transporte das excretas por veiculação hídrica ou os sistemas secos (sem o uso de água para o transporte das águas residuárias), em ambos os casos, o sistema tem como concepção a premissa de que as excretas são resíduos e devem ser eliminados. Muitos anos de experiência têm demonstrado que mesmo em casos em que os sistemas convencionais conseguiram um bom funcionamento na prestação dos serviços sanitários, a sua sustentabilidade em longo prazo se tornou questionável (Werner *et al.*, 2009).

Esses conceitos convencionais de saneamento (Figura 1), baseados no desperdício de água potável na descarga de vasos sanitários, não são uma solução ecológica, muito menos econômica, tanto em países industrializados como em desenvolvimento. Nesse conceito os sistemas de coleta de esgoto domésticos foram projetados e construídos utilizando a água potável como transporte das excretas humanas, sendo um total desperdício, pois apenas consideram o esgoto doméstico como resíduo, sem qualquer aproveitamento dos nutrientes (Langergraber & Muellegger, 2005).

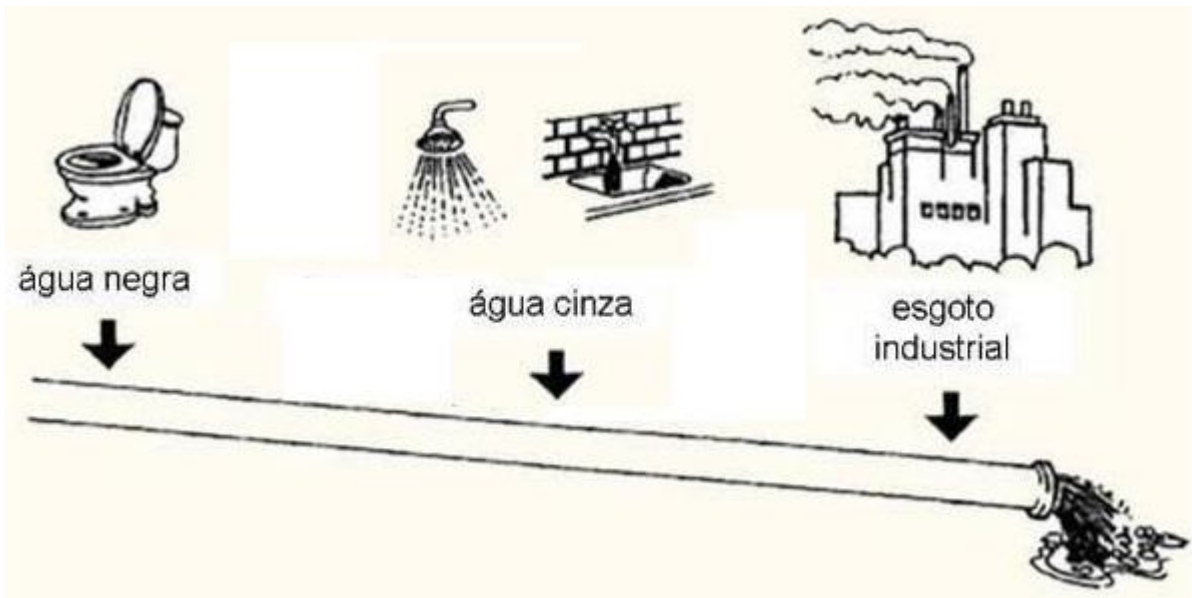


Figura 1 - Sistema de esgotamento sanitário convencional composto por: água negra (fezes e urina – bacia sanitária), água cinza (água de banho – chuveiro, lavagem de roupas – tanque e máquina de lavar, pia da cozinha e lavatórios) e esgoto industrial.

Fonte: Adaptado de Esrey *et al.*, (1998).

1.2.1 Saneamento focado em recursos

Para evitar as desvantagens dos sistemas convencionais de esgoto, o paradigma do saneamento focado em recursos se baseia em uma gestão econômica e ambiental adequada da água e do fluxo

de energia (Otterpohl, 2002; Werner *et al.*, 2003), levando em consideração os caminhos naturais dos ecossistemas e no ciclo fechado dos nutrientes (Figura 2), onde as excretas humanas (fezes e urina) e o restante das águas residuárias domésticas são reconhecidas como recurso para reúso (Langergraber & Muellegger, 2005).

A prevenção da poluição, a desinfecção da urina e as fezes e o aproveitamento do esgoto doméstico para fins agrícolas de forma segura são os princípios do *ecosan*. Caracterizando essa abordagem como “higienizar e reciclar”. Fechando o ciclo dos nutrientes de uma forma sustentável, aproveitando na agricultura. Levando em consideração alguns critérios para que o sistema de saneamento proposto atenda aos objetivos do *ecosan*, como: seja capaz de prevenir doenças, evitar a poluição dos recursos hídricos, promover a reciclagem de nutrientes, retornando esses nutrientes para o solo, que seja acessível para as pessoas que tenham um menor poder aquisitivo, além da aceitabilidade por parte delas, respeitando valores sociais e culturais, e que se preocupe com as limitações técnicas locais (Winblad & Simpson-Hébert, 2004).

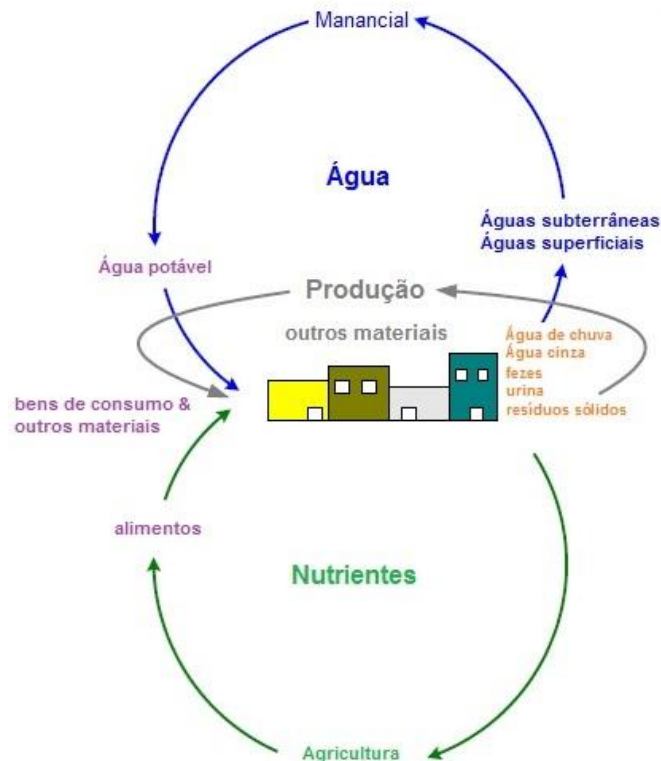


Figura 2 - Fluxo circular em um sistema EcoSan.
Fonte: Adaptado de Langergraber & Muellegger (2005).

Werner *et al.* (2009) comentam que a abordagem do *ecosan* é uma alternativa para alcançar as Metas de Desenvolvimento do Milênio e reduzir significativamente o número de pessoas sem acesso às condições adequadas de saneamento. Pois ao longo dos últimos anos, um número crescente de projetos pilotos têm sido implementados em todo o mundo, contribuindo para o desenvolvimento de tecnologias e ampliando as experiências na área do saneamento ecológico.

A proposta contida no *ecosan* é a segregação das águas residuárias, com o objetivo de reutilizar os efluentes do esgoto doméstico, como a urina, as fezes e a água cinza. A urina é denominada águas amarelas, ou quando não é separada das fezes, águas negras, já o termo água cinza é designado para todas as águas servidas nas edificações que não tem contribuição da bacia sanitária (Figura 3). A água cinza representa por volta de 70% do esgoto doméstico, com baixa quantidade de poluentes quando comparado ao esgoto misto, sendo assim, possui um grande potencial de reúso (Hernandez Leal, 2007).



Figura 3 - Separação das diferentes frações do esgoto doméstico e exemplos de possíveis tratamentos para diferentes utilizações na perspectiva do *ecosan*.

Fonte: Adaptado de Werner *et al.*, (2003).

1.2.2 Água cinza: tratamento e reúso

Toda parte do esgoto doméstico sem a contribuição da bacia sanitária, ou seja, sem as fezes, a urina e até mesmo papel higiênico corresponde à água cinza, portanto é todo o efluente proveniente de banheiras, chuveiros, lavatórios, máquinas de lavar, tanques e pias de cozinha,

tanto em residências, edifícios, escritórios, escolas e etc (Eriksson *et al.*, 2002). Apresenta de maneira geral menor contaminação em relação à concentração de microrganismos e nutrientes do que as águas residuárias convencionais (Warner, 2006).

Jefferson *et al.* (2004) ainda comentam que existem algumas subdivisões, restringindo algumas vezes para reúso apenas a água gerada por banhos, proveniente de chuveiros, banheiras e lavatórios. Essas subdivisões levam em consideração o nível de poluentes, pois em pequenas escalas tende a excluir a água gerada na cozinha, e também às vezes o efluente proveniente da lavagem de roupas, que representam fortemente a maior carga de poluentes, já em maior escala são incluídas todas as fontes geradoras de água cinza, para maximizar a economia de água no reúso.

Com a escassez de água, pelo aumento do consumo de água potável, tanto em países industrializados como em desenvolvimento, cresce o interesse no reúso das águas residuárias, principalmente o reúso local, pois reduz o volume de efluente que chegará às estações de tratamento de esgoto. A água cinza, nesse sentido, chama a atenção, pois é a parte menos poluída do esgoto doméstico, na ausência de fezes, urina e papel higiênico (Eriksson *et al.*, 2002).

Embora a questão do reúso seja uma alternativa à escassez de água, é muito delicada, pois os usuários às vezes não levam em consideração os aspectos técnicos e criam barreiras apenas por questões de percepção pessoal sobre o reúso (Jefferson *et al.*, 2004). O uso difundido das tecnologias de tratamento e reúso de água cinza também são e devem ser condicionadas à aceitação do público e dos profissionais desde a reúso que tem requisitos específicos e precisam ser compreendidos e aceitos (Bagget *et al.*, 2006).

Uma das possibilidades de reúso da água cinza tratada é a aplicação na descarga de mictórios e/ou vasos sanitários, com possibilidade de reduzir o consumo de água em até 30% (Karpiscak *et al.*, 1990). Outras alternativas de reúso são: a lavagem de veículos, produção de concreto, alimentação de caldeiras, proteção contra incêndios (Santala *et al.*, 1998), irrigação de gramados e campos (Okun, 1997).

Experiências em diversos estudos demonstram que combinar aparelhos hidrossanitários projetados para diminuir o consumo de água em edificações se torna uma excelente ferramenta para promover a conservação de água (Ridderstolpe, 2004). Além dos aspectos quantitativos na geração de água cinza, é importante se preocupar também com a carga orgânica, já que os sistemas de tratamento são dimensionados em função dessas características. Essas formas de

controle na fonte são as maneiras mais efetivas de evitar problemas no desempenho do tratamento além de reduzir os custos de operação e manutenção (Ridderstolpe, 2004; Morel & Diener, 2006).

Para o tratamento da água cinza com a finalidade de reúso uma variedade de tecnologias tem sido utilizada e estão sendo desenvolvidas, incluindo sistemas de tratamento naturais, filtração, processos físico-químicos e biológicos. A tecnologia mais adequada depende de muitos fatores, como a escala de operação, uso final da água, fatores socioeconômicos relacionados ao custo da água além de costumes e práticas locais (Jefferson *et al.*, 2004).

1.3 Wetlands construídos no tratamento de esgoto doméstico

Os sistemas de *wetlands* construídos são considerados uma alternativa ecológica de tratamento de esgotos sanitários utilizados para água cinza (Paulo *et al.*, 2009). Esse sistema, também conhecido como banhados construídos, (leito de raízes – *root zone*), ou filtros plantados, propicia o tratamento de maneira eficiente, são sistemas de baixo custo, fácil operação e manutenção, possuem capacidade de remoção da matéria orgânica e principalmente no reaproveitamento de nutrientes presentes (Santos, 2007; Hoffmann *et al.*, 2011; Kadlec & Wallace, 2008).

Philippi & Sezerino (2004) abordam que independente do nível de tratamento (secundário ou terciário) que será promovido pelo *wetland* construído, há a necessidade de uma unidade de tratamento preliminar, que seja eficiente na retenção de sólidos grosseiros, com o objetivo de evitar que estes sólidos possam comprometer o bom funcionamento do sistema e acelerar o fenômeno de colmatação e/ou entupimento.

O pré-tratamento é extremamente importante em *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial para evitar a colmatação e/ou o entupimento, que é a obstrução do espaço livre do meio filtrante pelo acúmulo de sólidos. Pois esses sistemas são considerados tratamentos secundários ou terciários, onde os sólidos suspensos, partículas grandes como papel higiênico e outros resíduos, como a matéria orgânica sejam removidos das águas residuárias antes de serem tratados por *wetlands* construídos (Hoffmann *et al.*, 2011).

Entre as tecnologias de pré-tratamento para *wetlands* construídas, as fossas sépticas e os tanques Imhoff são as mais comumente utilizadas. Esses sistemas, também conhecidos como digestores anaeróbios, combinados com *wetlands* construídos podem evitar entupimentos, atrasando a colmatação do meio filtrante, principalmente quando elevadas cargas orgânicas são aplicadas. O interesse de estudar esses sistemas de pré-tratamento está centrado na capacidade de

remoção de sólidos suspensos, além de reduzir a área requerida por *wetlands* construídos de 30% a 60%, sendo alternativas de baixo custo, robustas e de longo prazo para o tratamento de águas residuárias (Álvarez *et al.*, 2008).

1.3.1 Tipos de configurações de *wetlands* construídos e fluxos hidráulicos

Os *wetlands* construídos podem ser divididos em dois grandes grupos: sistemas de lâmina livre ou de escoamento superficial e de escoamento sub-superficial, com fluxos hidráulicos que podem ser: horizontal, vertical e sistemas híbridos (vertical + horizontal ou horizontal + vertical) (Philippi & Sezerino, 2004; Vymazal, 2005).

Na configuração de fluxo horizontal (Figura 4) o efluente a ser tratado é disposto na porção inicial do meio filtrante, que irá percolar através do material filtrante, com a declividade do leito. Nesse sistema o esgoto irá passar por regiões anaeróbias, anóxicas e aeróbias na camada mais superficial pela presença de plantas (Kadlec & Knight, 1996; Philippi & Sezerino, 2004).

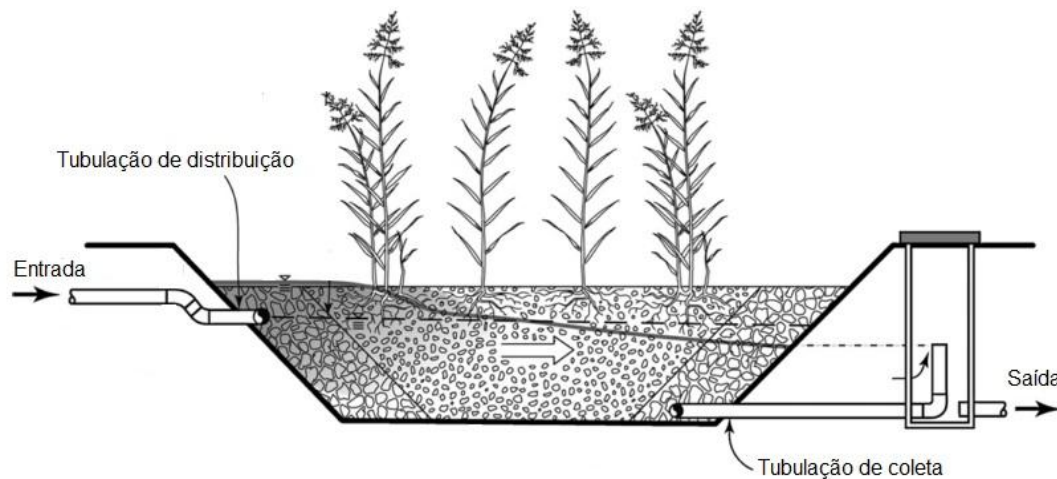


Figura 4 - *Wetland* construído de fluxo horizontal.
Fonte: Adaptado de Knowles *et al.* (2011).

A configuração de fluxo vertical (Figura 5) tem como diferença básica a aplicação intermitente da água residuária a ser tratada, inundando o sistema e percolando verticalmente ao longo de todo perfil de meio filtrante, que promove um grande arraste de oxigênio atmosférico para o substrato (Philippi & Sezerino, 2004; Kadlec & Wallace, 2008).

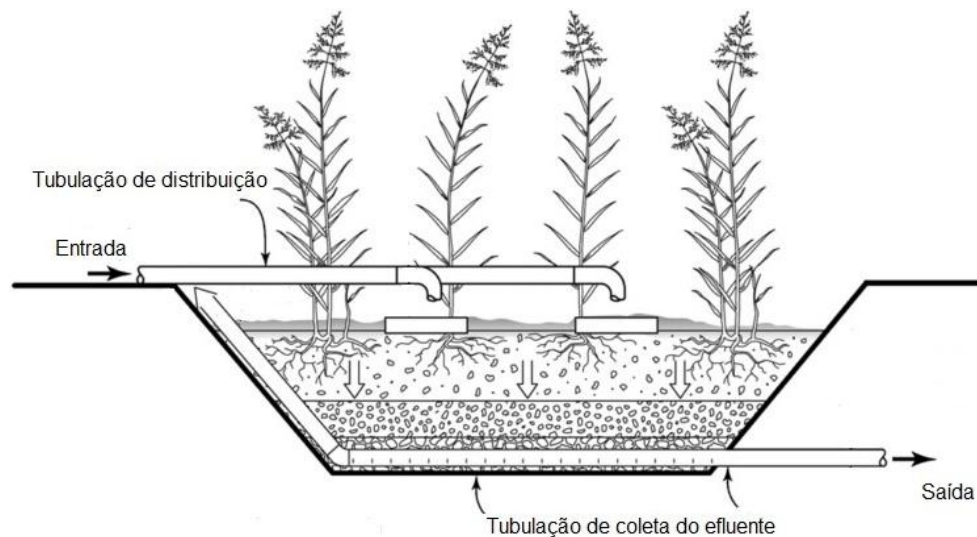


Figura 5 - *Wetland* construído de fluxo vertical.
Fonte: Adaptado de Knowles *et al.* (2011).

Os *wetlands* híbridos são configurações na combinação em série de fluxos horizontais (FH) com fluxos verticais (FV) ou FV+FH. O interesse é obter uma boa nitrificação nos FV que são mais oxigenados e uma denitrificação nos FH pelas condições anóxicas (Philippi & Sezerino, 2004; Vymazal, 2005)

1.3.2 Aspectos hidráulicos e hidrológicos de *wetlands* construídos

O dimensionamento de *wetlands* construídos requer conhecimentos multidisciplinares, que envolve processos biológicos, ecológicos, químicos, hidráulicos e hidrológicos (Persson *et al.*, 1999). Muitos desses sistemas têm sido construídos sem considerar as propriedades hidrológicas e as características hidráulicas, ilustradas na Figura 6, ocasionando desempenhos insatisfatórios no tratamento (Reed *et al.*, 1995).

Parte dos estudos realizados existentes na literatura apresenta resultados desses sistemas tratando tanto esgoto doméstico como água de drenagem urbana, indicando bons resultados no decaimento de poluentes presentes (Kadlec & Knight, 1996; Kadlec & Wallace, 2008).

Entretanto, de acordo com García *et al.* (2004), nas últimas duas décadas foi dada uma menor atenção com relação às propriedades hidráulicas e hidrológicas em *wetlands* de fluxo horizontal subsuperficial, o que acaba levando a estimar as taxas de cinética biológica, sem obter valores satisfatórios na eficiência esperada. Wong *et al.* (1998) sugerem a eficiência hidráulica e o

comportamento hidrológico como componentes principais no *design* de *wetlands* construídos para otimizar o processo de tratamento da água.

Enquanto os estudos de cinética do tratamento biológico de esgotos fornecem informações sobre a velocidade das reações bioquímicas, os estudos hidrodinâmicos indicam as condições de escoamento da fase líquida no interior do reator. A combinação destas informações é essencial para alcançar a otimização dos sistemas de tratamento e também para a concepção de novos sistemas (Domingues & Nour, 2005).

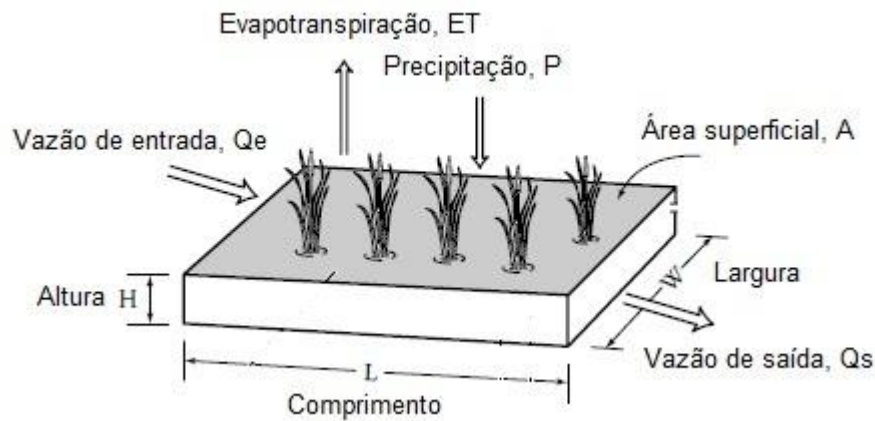


Figura 6 - Componentes hidráulicos e hidrológicos.
Fonte: Adaptado de Kadlec & Wallace (2008).

O tempo de detenção hidráulica é calculado de acordo com (Kadlec & Wallace, 2008) para *wetlands* construídos de fluxo horizontal subsuperficial, que leva em consideração a porosidade (k) do meio filtrante (Equação 1).

$$TDH = \frac{V}{Q} = \frac{k(LWH)}{Q} \quad (1)$$

onde:

TDH: tempo de detenção hidráulica, em dias;

V: volume do *wetland*, em m³;

Q: vazão, em m³.dia⁻¹;

L: comprimento, em m;

W: largura, em m;

H: altura, em m.

A realização do estudo hidrodinâmico do fluxo de sistemas de tratamento biológico possibilita a avaliação de vários fatores como os regimes de fluxo (fluxo pistão, mistura completa ou ambos) além de detectar caminhos preferenciais, zonas mortas, recirculação interna, curtos-circuitos e outras adversidades no escoamento que reduzem a eficiência do reator (Levenspiel, 2000; Metcalf & Eddy, 2003; Borges *et al.*, 2009).

As variáveis hidráulicas são fundamentais no projeto e na operação de wetlands construídos, visto que os parâmetros usados no monitoramento da eficiência são em função do tempo médio de residência hidráulica no sistema. Como os dados sobre o comportamento hidrodinâmico desses sistemas, operando em escoamento subsuperficial, muitas vezes não são levantados, são feitas estimativas para alguns parâmetros de projeto, como assumir o modelo ideal de escoamento em pistão (Hodgson *et al.*, 2004).

A importância de como a evapotranspiração afeta os wetlands construídos durante os períodos quentes tem sido evidenciada (Herbst & Kappen, 1999; Pauliukonis & Schneider, 2001). Chazarenc *et al.* (2003) observou o efeito da evapotranspiração em diferentes épocas do ano, para avaliar os efeitos sazonais e observou que nos meses mais quentes o tempo de detenção hidráulico são maiores, devido a perda de água nesses sistemas.

Glenn *et al.* (1995) avaliou o efeito da salinidade no crescimento das plantas e observou que quanto mais salino é o efluente presente no sistema, menor é o crescimento da planta, e concluiu que uma menor evapotranspiração ocorrerá. Além disso, surfactantes e a presença de restos de alimentos e óleos na água cinza, são componentes que podem causar a redução da condutividade hidráulica no solo dependendo de suas concentrações no efluente (Lado and Ben-Hur, 2009; Wiel-Shafran *et al.*, 2006). Para reduzir o acúmulo de sais e matéria orgânica no solo, Al-Hamaiedeh & Bino (2010), recomendam lixiviar o solo com água potável.

O tipo de planta e seu crescimento têm um papel importante no coeficiente de rugosidade que altera as condições nos caminhos de fluxo do efluente pelo meio filtrante, podendo reduzir a colmatção e o entupimento (Vassilios & Tsihrintzis, 2001).

A colmatção envolve processos físicos, químicos e biológicos, onde a retenção das partículas orgânicas e inorgânicas proveniente do afluente, formação de biofilme, o desenvolvimento e o decaimento da biomassa, além da deposição e acumulação de precipitados químicos são entre os fatores mais importantes que promovem uma progressiva obstrução do

meio filtrante podendo causar adversidade no comportamento hidráulico, prejudicando a eficiência do tratamento (Rousseau *et al.*, 2005; Knowles *et al.*, 2011).

1.3.3 Hidrodinâmica e teste com traçadores

Alguns métodos podem ser aplicados para caracterizar o escoamento de um sistema. Com a finalidade de avaliar o comportamento hidráulico de uma unidade já construída realiza-se o teste com um traçador em técnica estímulo-resposta gerando perfis de distribuição do tempo de detenção hidráulica (Lima, 2003). Pelo método de estímulo-resposta com traçador é possível obter a curva (DTR) de distribuição do tempo de residência (Figura 7) (Gourlia, 1995).

Sendo possível criar a partir desses dados modelos mais complexos para estudar o comportamento hidráulico e hidrológico de wetlands construídos (Somes *et al.*, 1999; Mansell *et al.*, 2000).

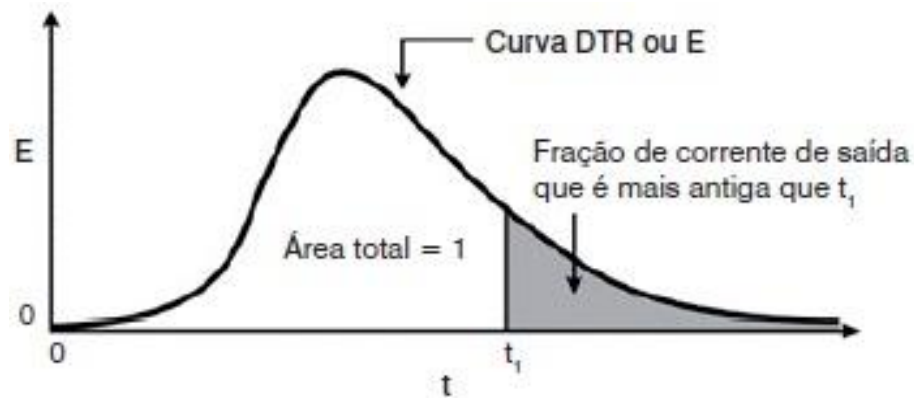


Figura 7 - Curva de distribuição do tempo de residência ou curva DTR.

Fonte: Levenspiel (2000).

A análise do tempo médio de residência (T_m), a variância (σ^2), a normalização para obter a distribuição do tempo de residência médio (DTR) é realizado seguindo o que foi proposto por Levenspiel (2000), de acordo com as Equações 2 e 3.

$$T_m = \frac{\sum t_i \times C_i \times \Delta t_i}{\sum C_i \times \Delta t_i} \quad (2)$$

$$\sigma^2 = \frac{\sum t_i^2 \times C_i \times \Delta t_i}{\sum C_i \times \Delta t_i} - T_m^2$$

(3)

onde:

- T_m : tempo médio de residência, em horas;
- C_i : concentração de saída do traçador no tempo i , em mg.L^{-1} ;
- t_i : tempo decorrido até a coleta da amostra na saída do reator, em horas;
- Δt_i : intervalo de tempo entre a coleta i e a coleta $i - 1$, em horas;
- σ^2 : variância dos pontos experimentais, em horas^2 .

A partir da curva de DTR podem ser utilizados variáveis para o cálculo de alguns índices e analisar o desempenho hidráulico, Metcalf & Eddy (2003) destaca alguns:

- **TDH**: tempo de detenção hidráulico nominal (volume/vazão); **T_i** : tempo no qual o traçador começa a aparecer; **T_p** : tempo no qual a concentração de pico do traçador é observada; **T_m** : tempo médio de residência; **T_{10}** : tempo no qual 10 % do traçador já passaram pela unidade (tempo que representa 10% da área sob a curva de percentuais acumulados); **T_{90}** : tempo no qual 90% do traçador já passaram pela unidade (tempo que representa 90% da área sob a curva de percentuais acumulados).
- **IDM**: índice de dispersão de Morril (deve ser 1 para sistema pistonado ideal e por volta de 22 para sistema de mistura completa, calculado como: T_{90}/T_{10}); **ICC**: índice de curto-circuito (para sistema com comportamento pistonado ideal, a razão é 1 e aproximadamente 0 para sistema com comportamento de mistura completa, calculado como: T_i/TDH); **ITMR**: índice de tempo modal de retenção (a relação se aproximará de 1 para comportamento pistonado e de 0 para comportamento de mistura completa, o valor da razão maior ou menor que 1 indica que a distribuição não está uniforme, calculado como: T_p/TDH); **ITRM**: índice do tempo de retenção médio (o valor 1 indica que foi feito uso integral do volume do sistema, o valor da razão maior ou menor que 1 indica a existência de curtos-circuitos e zonas mortas, calculado como: T_m/TDH);

Outro parâmetro importante que deve ser analisado é a eficiência hidráulica (λ) proposto por Persson *et al.* (1999) conforme a Equação 4:

$$\lambda = \frac{tp}{TDH} \quad (4)$$

onde:

T_m : tempo médio de residência, em horas;

TDH: tempo de detenção hidráulico, em horas;

t_p : tempo de pico do traçador, em horas.

Estudo em *wetlands* construídos, tanto de fluxo horizontal como vertical, geralmente são realizados usando sais como traçadores (Kadlec & Wallace, 2008). Chazarenc *et al.* (2003) usou a concentração de 67 g.L⁻¹ de cloreto de sódio como traçador em um wetland construído de fluxo horizontal subsuperficial, onde media indiretamente a condutividade elétrica para encontrar a curva do traçador, e obtiveram 78% da massa recuperada de oito diferentes estudos com este traçador. O cloreto de sódio pode representar uma alternativa relativamente barata de traçador, que no seu monitoramento pode ser usado facilmente uma sonda de condutividade elétrica. Entretanto, elevadas concentrações desse traçador, pode facilmente afetar de forma negativa a biota do *wetland* e consequentemente a eficiência de tratamento do sistema.

1.3.3 Sistemas baseados na evapotranspiração

Sistemas baseados na perda de água por evapotranspiração são variações de *wetlands* construídos, que também apresentam a capacidade de aproveitar os nutrientes presentes no esgoto doméstico, porém com descarga zero de efluente (Gregersen & Brix, 2001).

Em uma recente publicação (Paulo *et al.*, 2013) apresentou detalhes de um TEvap (Figura 8) em escala real, implementado em uma residência para 2 pessoas com 4 m² de área superficial, apresentando resultados focados em análises físico-químicas, bacteriológicas e parasitológicas para tratamento de águas negras, sem a necessidade de um pré-tratamento antes do TEvap, pois internamente existe uma câmara de digestão, que vai digerir a matéria orgânica anaerobiamente.

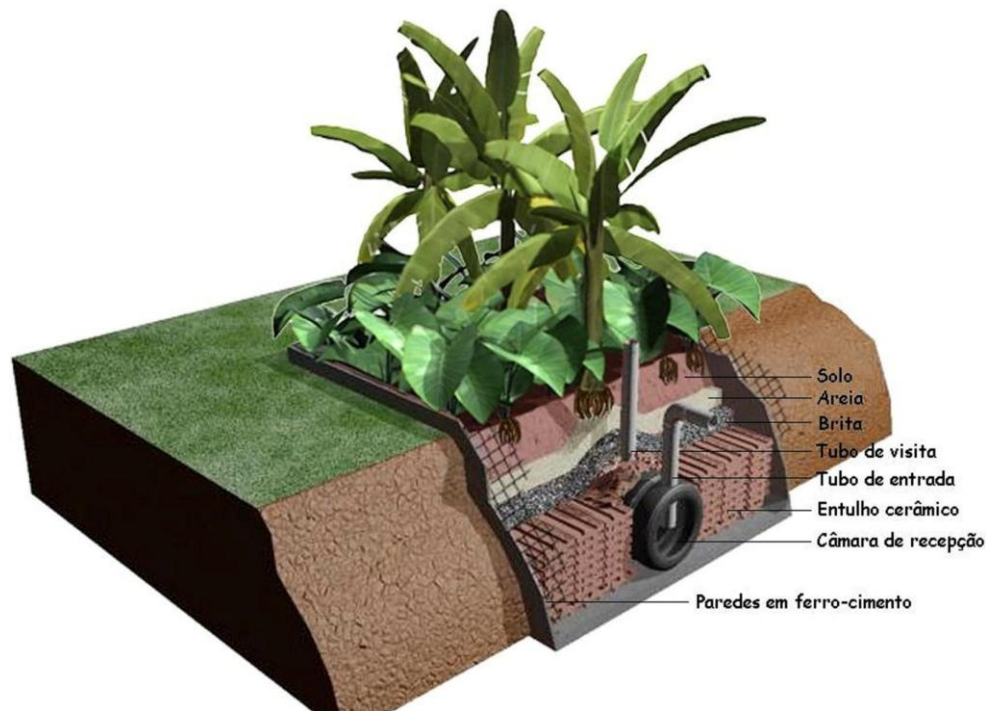


Figura 8 - Tanque de Evapotranspiração (TEvap).
Fonte: Paulo *et al.*, (2013).

O tanque de evapotranspiração (TEvap) é um exemplo de um sistema, baseado na técnica de reaproveitamento de águas negras, que consiste em um tanque impermeabilizado, com diferentes camadas de substratos, onde são plantadas na superfície, espécies vegetais que tem a capacidade de se desenvolverem rapidamente demandando de uma grande quantidade de água, não necessitando de pós-tratamento do efluente, pois é dimensionado para absorção total por parte das plantas (Pamplona & Venturi, 2004).

A evapotranspiração (ET) em *wetlands* construídos de fluxo horizontal subsuperficial representa um fator importante no aumento do tempo de residência hidráulica durante os meses mais quente em países de clima temperado, com variações na ET entre 0 e 50 mm.d⁻¹ (Kadlec & Knight, 1996).

Além disso, nas equações de modelagem e no dimensionamento a ET deve ser levada em consideração para o modelo (Chazarenc *et al.*, 2003). Pois um dos fatores mais limitantes em prever a eficiência de *wetlands* construídos é o comportamento hidráulico que sofre alterações pelas condições ambientais (Kadlec, 2000; Wynn & Liehr, 2001).

Altos valores de ET podem alterar o desempenho do tratamento (He & Mankin, 2001) e modificar o comportamento de fluxo da água no sistema (Grismer *et al.*, 2001). A ET segue um

ciclo diurno que é afetado por uma série de parâmetros, tais como o desenvolvimento da planta e a configuração do sistema (fluxo superficial, subsuperficial ou horizontal e vertical).

As perdas de água para a atmosfera por meio de evapotranspiração (ET) pode ser elevada (Borin *et al.*, 2011), especialmente sob condições de muito calor e vento. Em situações úmidas ou ambientalmente sensíveis, eliminar o efluente pode ser o objetivo principal, sendo sustentável e desejável a transferência de água para a atmosfera. Por exemplo, sistemas de *wetlands* de descarga zero, usando a evapotranspiração para eliminar todo o efluente tem sido uma solução na Dinamarca, onde rigorosos padrões de efluentes de nutrientes podem tornar o tratamento caro (Gregersen & Brix, 2001).

No entanto, em regiões áridas e escassas de água, onde as taxas de ET são elevadas e o efluente tratado é considerado um recurso valioso para ser reutilizada, a perda de quantidades significativas de água através de ET pode ser indesejável (Green *et al.*, 2006; Masi e Martinuzzi, 2007). As perdas excessivas por ET podem conduzir a um aumento da concentração de sal no efluente (Morari e Giardini, 2009) e aumentam o risco de a salinização do solo em áreas de irrigação. Por estas razões, *wetlands* construídos são muitas vezes declarados impróprios para climas áridos, apesar da escassez de pesquisas publicadas sobre as taxas de ET e de tais sistemas (Headley *et al.*, 2012).

O método utilizado por Headley *et al.*, (2012), é o balanço hídrico do sistema, que leva em consideração a vazão de entrada, de saída, a precipitação e por diferença calcula-se a evapotranspiração (Equação 5).

$$\boxed{In + P = Out + ET} \quad (5)$$

onde:

In: entrada (mm.dia⁻¹);

P: precipitação (mm.dia⁻¹);

Out: saída (mm.dia⁻¹);

ET: evapotranspiração.

Para o cálculo do coeficiente k_d , é utilizada a Equação 6 (Allen *et al.*, 1998), pela razão entre a evapotranspiração estimada (ET_d) e a calculada (ET_0).

$$\boxed{kd = \frac{ETd}{ETo}}$$

(6)

onde:

k_d = coeficiente do tanque para cada um dos dias de referência;

ET_d = Evapotranspiração total do tanque em cada um dos dias de referência, em mm.d^{-1} ;

ET_0 = Evapotranspiração de referência para cada um dos dias de referência, em mm.d^{-1} .

1.4 Referências

- ALLEN, R.G.; PEREIRA, L.S.; RAES, D.; SMITH, M. Crop evapotranspiration: Guidelines for computing crop water requirements. Rome: FAO, 1998. 300p. (FAO Irrigation and Drainage Paper 56).
- AL-HAMAEDEH, H.; BINO, M. Effect of treated grey water reuse in irrigation on soil and plants. *Desalination* 256, 115-119. 2010.
- ÁLVAREZ, J.A.; RUÍZ, I.; SOTO, M. Anaerobic digesters as a pretreatment for constructed wetlands. **Ecological Engineering**. 33, 54–67. 2008.
- AZEREDO, C.M.; COTTA, R.M.M.; SCHOTT, M.; MAIA, T.M.; MARQUES, E.S. Avaliação das condições de habitação e saneamento: a importância da visita domiciliar no contexto do Programa de Saúde da Família. **Ciência & Saúde Coletiva**. vol.12, n.3, pp. 743-753. 2007.
- BAGGETT, S.; JEFFREY, P. AND JEFFERSON, B. Risk perception in participatory planning for water reuse. **Desalination**, 187, 149-158. 2006.
- BORGES, A.C.; MATOS, A.T.; CALIJURI, M.C.; OLIVEIRA, G.H.H.; ROLDÃO, J.S.F. Uso de traçadores para avaliação da hidrodinâmica de sistemas alagados construídos operando sob condições climáticas tropicais. **Engenharia Agrícola**, vol.29, n.2, pp. 301-310. 2009.
- BORIN, M.; MILANI, M.; SALVATO, M.; TOSCANO, A. Evaluation of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Evapotranspiration in northern and southern Italy. **Ecological Engineering** 37 (5), 721e728. 2011.
- CAIRNCROSS, S. Water supply and sanitation: An agenda for research. **Journal of Tropical Medicine and Hygiene**, 92:301-314. 1989.
- CHAZARENC, F.; MERLIN, G.; GONTHIER, Y. Hydrodynamics of horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**. 21, 165–173. 2003.
- COHEN S.M.; CYNAMON S.E.; KLIGERMAN D.C.; ASSUMPÇÃO R.F. Habitação Saudável no Programa Saúde da Família (PSF): uma estratégia para as políticas públicas de saúde e ambiente. **Ciência & Saúde Coletiva**. vol. 9, n.3, pp. 807-813. 2004.
- DOMINGUES, L. M.; NOUR, E. A. A. Estudo hidrodinâmico de um sistema combinado filtro anaeróbio – biofiltro aerado submerso. In: **Anais do XXIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Campo Grande – MS. 2005.
- ERIKSSON, E.; AUFFARTH, K.; HENZE, M.; LEDIN. A. Characteristics of grey wastewater. **Urban Water**, 4, 85-104. 2002.
- ESREY S.A.; GOUGH J.; RAPAPORT D.; SAWYER R.; SIMPSON-HÉBERT M.; VARGAS J.; WINBLAD U. **Ecological Sanitation**. SIDA, Stockholm, 1998.

GARCÍA, J., CHIVA, J., AGUIRRE, P., & ÁLVAREZ, E. Hydraulic behaviour of horizontal subsurface flow constructed wetlands with different aspect ratio and granular medium size. **Ecological Engineering**, 23, 177–187. 2004.

GLEEN, E.; LEWIS THOMPSON, T.; FRYE, R.; RILEY, J.; BAUMGARTNER, D. Effects of salinity on growth and evapotranspiration of *Typha domingensis* Pers. **Aquatic Botany**, 52, 75–91. 1995.

GOURLIA, J. P. Description des écoulements non idéaux, distribution des temps de séjour, macromélange et micromélange dans les réacteurs réels. **Techniques de l'ingénieur**, vol. J3, pp. 4011-11-J4011-21. 1995.

GREGERSEN, P.; H. BRIX. **Zero-discharge of nutrients and water in a willow dominated constructed wetland**. Water Science and Technology 44(11): 407-12. 2001.

GREEN, M.; SHAUL, N.; BELIAVSKI, M.; SABBAAH, I.; GHATTAS, B.; TARRE, S. Minimizing land requirement and evaporation in small wastewater treatment systems. **Ecological Engineering**, 26, 266e271. 2006.

GRISMER, M. E.; TAUSENDSCHOEN, M.; SHEPHERD, H.L. Hydraulic characteristics of a subsurface flow constructed wetland for winery effluent treatment. **Water Environment Research**, vol. 73, no. 4, pp. 466–477, 2001.

HE, Q.; MANKIN, K. R. Seasonal variations in hydraulic performance of rock-plant filters. **Environmental Technology**, vol. 22, no. 9, pp. 991–999, 2001.

HEADLEY T. R.; DAVISON L.; HUETT D. O.; MULLER R. Evapotranspiration from subsurface horizontal flow wetlands planted with *Phragmites australis* in sub-tropical Australia. **Water Research**, 46, p. 345-354. 2012.

HELLER, L. **Saneamento e Saúde**. Brasília: Organização Pan-Americana da Saúde/Organização Mundial da Saúde. 1997.

HERBST, M.; KAPPEN, L. The ratio of transpiration versus evaporation in a reed belt as influenced by weather conditions. **Aquatic Botany**. 63, 113–125. 1999.

HERNANDEZ LEAL, L.; BUISMAN, C.; ZEEMAN, G.; TEMMINK, H.; EUVERINK, J.W. Characterization and biological treatment of greywater. In: Proceedings of the IWA Advanced Sanitation Congress, Aachen. 2007.

HODGSON, C.J.; PERKINS, J.; LABADZ, J.C. The use of microbial tracers to monitor seasonal variations in effluent retention in a constructed wetland. **Water Research**, Oxford, v.38, n.18, p.3.833-3.844. 2004.

IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2008.

HOFFMANN, H.; PLATZER, C.; WINKER, M.; MUENCH, E., v. **Technology Review of Constructed Wetlands. Subsurface Flow Constructed Wetlands for Greywater and Domestic Wastewater Treatment.** Eschborn: Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit GmbH (GTZ) Sustainable sanitation - ecosan program. 2011.

HESPANHOL, I. Um novo paradigma para gestão de recursos hídricos. **Estudos Avançados**, v.22 , n.63, p. 131-158, 2008.

JEFFERSON, B.; PALMER, A.; JEFFREY, P.; STUETZ, R.; JUDD, S. Greywater characterization and its impact on the selection and operation of technologies for urban reuse. **Water Science and Technology**. 50 (2), 157-164. 2004.

JOHANSSON, M.; JONSSON, H.; HOGLUND, C.; RICHERT-STINTZING, A.; RODHE, L. **Urine separation: closing the nutrient cycle.** Stockholm Vatten, Stockholmshem. Estocolmo, 2000.

JORDÃO, E.P; PESSÔA, C.A. **Tratamento de esgotos.** 6.ed. - Rio de Janeiro: ABES. 2011. 720p.

KADLEC, R. H. The inadequacy of first-order treatment wetland models. **Ecological Engineering**, vol. 15, no.1-2,pp. 105–119, 2000.

KADLEC, R.H.; KNIGHT, R.L. **Treatment Wetlands.** CRC Press, Boca Raton, FL, 893 pp. 1996.

KADLEC, R.H.; WALLACE, S.D. **Treatment Wetlands**, 2nd ed.; CRC Press: Boca Raton, FL, USA. 2008.

KNOWLES, P. R.; DOTRO, G.; NIVALA, J.; GARCÍA, J. Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: Ocurrence and contributing factors. **Ecological Engineering**. 37, 99-112. 2011.

KARPISCAK, M.M.; FOSTER, K.E.; SCHMIDT, N. Residential water conservation: *Casa Del Agua*. **Water Research**, 26 (6), 939-948. 1990.

LADO, M.; BEN-HUR, M. Treated domestic sewage irrigation effects on soil hydraulic properties in arid and semiarid zones: a review. **Soil Tillage Research**. 2009;106:152–63

LANGERGRABER, G.; MÜLLEGGGER, E. Ecological sanitation - A way to solve global sanitation problems. **Environment International**. Austria. 2005.

LEVENSPIEL, O. **Chemical Reaction Engineering**. 3rd edition. John Wiley, 688 pp. ISBN: 047125424X. 2000.

LIMA, E.P.C. Comportamento Hidrodinâmico do Sistema Wetland no Pós-Tratamento de Esgotos Domésticos. In: **Anais do XXII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Joinville, SC. ABES. Rio de Janeiro - RJ. 2003

MANCUSO, P.C.S. & SANTOS, H.F. ed. Reuso de água. São Paulo: Manole, 2003. 579p.

MANSELL, R.S.; BLOOM, S.A.; SUN, G.E. A model for wetland hydrology: description and validation. **Soil Science**. 165, 384-397. 2000.

MASI, F.; MARTINUZZI, N. Constructed wetlands for the Mediterranean counties: hybrid systems for water reuse and sustainable sanitation. **Desalination**, 215, 44e55. 2007.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. 4th ed. Mc Graw Hill, 1848 p. 2003.

MORARI, F.; GIARDINI, L. Municipal wastewater treatment with vertical flow constructed wetlands for irrigation reuse. **Ecological Engineering** 35, 643e653. 2009.

MOREL, A.; DIENER, S. **Greywater Management in Low and Middle-Income Countries, Review of different treatment systems for households or neighborhoods**. Duebendorf: Swiss Federal Institute of Aquatic Science (EAWAG), Department of Water and Sanitation in Developing Countries. 2006.

ONU-Habitat. **Estado de las ciudades de América Latina y el Caribe – Rumbo a una nueva transacción urbana**. Programa de las Naciones Unidas para los Asentamientos Humanos. 2012.

OKUN, D.A. Distributing reclaimed water through dual systems. **American Water Works Association Journal**, 89(11), 52–64. 1997.

OTTERPOHL R. Options for alternative types of sewerage and treatment systems directed to improvement of the overall performance. **Water Science & Technology**. 45(3) 149–158 pp. 2002.

PAMPLONA, S.; VENTURI, M. **Esgoto à flor da terra**. Permacultura Brasil. Soluções ecológicas. v.16. 2004.

PAULO, P. L.; AZEVEDO, C.; BEGOSSO, L; GALBIATI, A. F.; BONCZ, M. A. Natural systems treating greywater and blackwater on-site: Integrating treatment, reuse and landscaping. **Ecological Engineering**. v. 50, p. 95-100, 2013.

PAULO, P.L.; BEGOSSO, L.; PANSONATO, N.; SHRESTHA, R.R.; BONCZ, M.A. Design and configuration criteria for wetland systems treating greywater. **Water Science & Technology**. 2009.

PAULIUKONIS, N.; SCHNEIDER, R. Temporal patterns in evapo- transpiration from lysimeters with three common wetland plant species in the eastern United States. **Aquatic Botany**. 71, 35–46. 2001.

PERSSON, J., SOMES, N.L.G., WONG, T.H.F. Hydraulics efficiency of constructed wetlands and ponds. **Water Science & Technology**. 40 (3), 291–300. 1999.

PHILIPPI, L.S.; SEZERINO, P.H. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas**. Florianópolis, Ed. do autor, 144 p. 2004.

REBOUÇAS, A. **Uso inteligente da água**. São Paulo: Escrituras Editora. 207 p. 2004.

REED, S. C. CRITIES, R. W.; MIDDLEBROOKS, E.J. **Natural systems for waste management and treatment**. 2 ed. Mc Graw-Hill, New York. 1995.

RIDDERSTOLPE P. **Introduction to greywater management**. Stockholm Environment Institute - SEI, Uppsala. 2004.

ROUSSEAU, D.P.L.; HORTON, D.; VANROLLEGHEM, P.A.; DE PAUW, N. Impact of operational maintenance on the asset life of storm reed beds. **Water Science and Technology**. 51 (9), 243e250. 2005.

SASSE, A. **Sanitation Concepts for Separate Treatment of Urine, Faeces and Greywater**. Berlim, 2005.

SANTOS, L.S. **Aplicação de plantas ornamentais em banhados construídos para remoção de poluentes**. [Trabalho de conclusão de curso]. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2007.

SANTALA, E.; UOTILA, J.; ZAITSEV, G.; ALASIURUA, R.; TIKKA, R.; TENGVALL, J. Microbiological greywater treatment and recycling in an apartment building. **In AWT98 – Advanced Wastewater Treatment, Recycling and Reuse**. Milan, 14–16 September, pp. 319–324. 1998.

SNIS. **Diagnósticos dos serviços de água e esgotos – 2010**. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Ministério das Cidades. Brasília. 2010.

SILVA, S.R.; HELLER, L.; VALADARES, J.C.; CAIRNCROSS, S. O cuidado domiciliar com a água de consumo humano e suas implicações na saúde: percepções de moradores em Vitória (ES). **Engenharia Sanitária e Ambiental**. vol.14, n.4, pp. 521-532. 2009.

SOMES, N.L.G.; BISHOP, W.A.; WONG, T.H.F. Numerical simulation of wetland hydrodynamics. **Environmental International**. 25, 773-779. 1999.

TUCCI, C.E.M. Águas urbanas. **Estudos Avançados**, v.22, n.63, p.1-16, 2008.

TUNDISI, J.G. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. **Estudos Avançados**, v.22 , n.63, p. 7-16, 2008.

UNCED. **Agenda 21**, United Nations Conference on Environment and Development, Rio de Janeiro, 14.6.1992.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos – Vol 1**. Belo Horizonte, 3 ed. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; UFMG, 2005.

WARNER, W.S. **Understanding greywater treatment**. In: Butler, D. and Memon, F.A. (eds.). Water Demand Management. London, UK: IWA Publishing. 2006.

WERNER C.; FALL P.A.; SCHLICK J.; MANG, H.P. Reasons for and principles of ecological sanitation. **Proceedings of the 2nd international symposium on ecological sanitation**. Lübeck. 2003.

WERNER, C.; PANESAR, A.; RUD, S.B.; OLT, C.U. Ecological sanitation: principles, technologies, and project examples for sustainable wastewater and excreta management. **Desalination**. 248, 392-401 p. 2009.

WINBLAD, U.; SIMPSON-HÉBERT, M. **Ecological Sanitation – revised and enlarged edition**. Stockholm Environment Institute – SEI, Stockholm. 2004.

WHO/UNICEF. **Joint Monitoring Programme (JMP) on water supply and sanitation**. World Health Organization/United Nations Children's Fund. 2012.

WONG, T. H. F.; BREEN, P. F.; SOMES, N. L. G.; LLOYD, S. D. **Managing Urban Stormwater using constructed wetlands**. Industry Report 98/7. Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology, November, 40 p, 1998.

WIEL-SHAFRAN A, RONEN Z, WEISBROD N, ADAR E, GROSS A. Potential changes in soil properties following irrigation with surfactant-rich greywater. **Ecological Engineering** 26: 348–54. 2006.

WYNN, T. M.; LIEHR, S. K. Development of a constructed subsurface-flow wetland simulation model. **Ecological Engineering**, vol. 16, no. 4, pp. 519–536, 2001.

VASSILIOS, A., TSIHRINTZIS. Variation of roughness coefficient for unsubmerged and submerged vegetation. **Journal of Hydrologic Engineering**. 127, 241–244. 2001.

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

2

Aspectos hidráulicos e hidrológicos no desenvolvimento de um sistema combinado por evapotranspiração e *wetland* construído no tratamento domiciliar de água cinza¹

Resumo: Os *wetlands* construídos são sistemas alternativos para o tratamento domiciliar de água cinza, que necessitam de um pré-tratamento, geralmente tanques sépticos ou de sedimentação, para diminuir processos de colmatação. O presente estudo propõe o uso de uma nova configuração, adotando como pré-tratamento a combinação do processo anaeróbio (Câmara de Digestão Anaeróbia - CDig) e a evapotranspiração (CEvap) em uma única unidade, seguido por um *wetland* construído de fluxo horizontal subsuperficial (CW-FHS). A combinação CEvap + CW-FHS visa diminuir aspectos de operação e manutenção desses sistemas, com o objetivo de eliminar o tanque séptico ou tanque de sedimentação, evitando ou diminuindo entupimentos e odores e melhorando a harmonia paisagística dos domicílios. Foram avaliadas as características hidráulicas e hidrológicas, por meio de testes com traçador, estudando o comportamento hidrodinâmico do sistema, estimativas da taxa de evapotranspiração, efeitos de chuvas simuladas e ensaios de condutividade hidráulica, com e sem a presença das plantas, antes e depois da formação de biofilme, lodo na CDig e o acúmulo de sólidos. O sistema combinado apresentou excelentes valores de eficiência hidráulica (acima de 0.9 em média), entretanto quando analisado individualmente, foram observadas adversidades no comportamento hidrodinâmico, como zonas mortas, curto-circuito e recirculação interna. Por evapotranspiração, o sistema apresentou uma capacidade de redução de 32% no volume de água cinza que entrou diariamente. A presença de plantas evitou a queda da condutividade hidráulica, melhorando a eficiência hidráulica e auxiliando na lixiviação de sais durante eventos chuvosos simulados, além de ter propiciado melhores condições de mistura no reator.

Palavras-chave: sistemas naturais, separação na fonte, teste com traçadores.

¹ Capítulo redigido de acordo com as normas do periódico “*Water Science and Technology*”, versão ampliada e em português que será traduzida para publicação.

1. Introdução

Nos últimos anos, o reúso de água cinza (esgoto doméstico domiciliar, sem a fração proveniente da bacia sanitária), que representa em torno de 70% da vazão total (Hernandez Leal, 2007), tem recebido uma maior atenção pelos menores níveis de poluentes, quando comparado com o esgoto doméstico sem segregação (Li *et al.*, 2003, Morel & Diener, 2006). Para isso a segregação do esgoto doméstico na fonte, se torna um passo importante para simplificar o tratamento domiciliar (Otterpohl, 2001).

O fato de *wetlands* construídos (CWs) combinarem uma boa capacidade de tratamento, com flexibilidade ao receberem altas cargas, comum em domicílios, vazões baixas e altas inconstantes, sem grandes necessidades operacionais ou consumo de energia e simplicidade técnica (Platzer, 2007), torna os CWs, em função dessas características, uma alternativa ecológica para o tratamento descentralizado de água cinza (Paulo *et al.*, 2009).

Os tanques sépticos (TS) ou tanques Imhoff (TI), são também tecnologias descentralizadas utilizadas para tratamento de esgoto doméstico, que muitas vezes, quando utilizadas sem nenhum pós-tratamento, apresentam desempenhos insatisfatórios na remoção de poluentes. O uso de CWs combinado com esses sistemas anaeróbios (TS+CW ou TI+CW) tem sido uma alternativa comum para melhorar o desempenho no tratamento domiciliar, além da prevenção na colmatção dos CWs (Álvarez *et al.*, 2008).

Devido aos inconvenientes que a colmatção pode causar nos CWs há necessidade de estudos que visam avaliar, compreender e prevenir o desenvolvimento do processo de entupimentos nesses filtros (Tanner *et al.*, 1998; Rousseau *et al.*, 2005; Knowles *et al.*, 2010). A colmatção diminui o tempo de vida desses sistemas e pode causar efeitos negativos na eficiência do tratamento (Caselles-Osório *et al.*, 2007) pela obstrução do meio filtrante, criando fluxos preferenciais, curto-circuito e odores (Blazejewski & Murat-Blazejewska, 1997; Platzer & Mauch, 1997).

Paulo *et al.* (2013) utilizaram um sistema híbrido de *wetlands* construídos (fluxo horizontal seguido por fluxo vertical), para tratar água cinza, e observaram que o pré-tratamento adotado (caixa de gordura para fração da pia da cozinha, seguido por um tanque de sedimentação) não era suficiente para reter a gordura e o excesso de sólidos provindos da pia da cozinha, implicando em manutenção constante. Porém quando retirada essa fração, tratando apenas água cinza clara,

diminuiu consideravelmente a manutenção do sistema, sendo necessário apenas o tanque de sedimentação.

Um método conveniente e amplamente utilizado é o uso de sal como traçador para estudos de hidrodinâmica em CWs (Chazarenc *et al.*, 2003; Kadlec & Wallace, 2008). Os resultados dos testes com traçadores fornecem dados como: a distribuição do tempo de residência real (DTR), que representa o tempo em que fluido atravessa o filtro, e permite avaliar a presença de zonas mortas, curtos-circuitos e recirculação interna do fluido (Levenspiel, 2000; Metcalf & Eddy, 2003; Kadlec & Wallace 2008). Os testes com traçadores podem ser analisados também com a condutividade hidráulica *in loco* para mensurar, modelar e investigar o efeito da colmatação pelo acúmulo de sólidos, crescimento do biofilme e a contribuição da vegetação nesse processo (Knowles *et al.*, 2010; Knowles *et al.*, 2011; Nivala *et al.*, 2012)

Ainda existe também a necessidade de pesquisas na área de simulação numérica para tornar essa ferramenta confiável em projetos de CWs. As principais investigações estão no âmbito de detalhes do comportamento hidráulico, principalmente em sistemas de escala real e em condições ao ar livre (levando em consideração as características hidrológicas), incluindo o efeito das plantas no sistema, além de melhorar a ferramenta de simulação com modelos que sejam capazes de descrever processos de colmatação e entupimento do meio filtrante (Langergraber, 2003; Langergraber 2005; Langergraber, 2007).

O Tanque de Evapotranspiração (TEvap), tecnologia informalmente utilizada por permacultores e descrita por Paulo *et al.* (2013), é comparável aos sistemas de descarga zero de efluente, reportados na literatura por Gregersen & Brix (2001). O TEvap consiste em um tanque impermeável, com diferentes camadas de substratos (entulho, brita, solo) e plantas que consomem água. Dentro do TEvap, existe a Câmara de Digestão Anaeróbia (CDig), por onde entra o efluente domiciliar que permite os sólidos sedimentarem, e digerir anaerobiamente as águas negras para evitar a colmatação do sistema. Tornando esse sistema 2 em 1, onde existe um meio anaeróbio, semelhante à um tanque séptico e um meio filtrante, como um filtro anaeróbio onde permite a formação de biofilme para melhorar o tratamento.

Na Dinamarca, um manual para tratamento domiciliar de esgoto doméstico, aborda a tecnologia de descarga zero de efluente doméstico, onde uma das recomendações é a necessidade de um pré-tratamento, composto por 2 ou 3 tanques de sedimentação, com no mínimo 2 m³ (Brix & Arias, 2005). Para evitar esse pré-tratamento, a Câmara de Evapotranspiração (CEvap,

variação do TEvap) configuração proposta nesse trabalho para o tratamento combinado com CWs, não tem como objetivo evapotranspirar toda água cinza que entra no sistema.

O uso do sistema anaeróbio (Câmara de Digestão Anaeróbia - CDig) com a evapotranspiração combinado com um *wetland* construído de fluxo horizontal subsuperficial (CEvap+CW-FHS) pode ser uma nova configuração para diminuir aspectos de operação e manutenção desses sistemas, pois pretende eliminar o tanque séptico ou tanque de sedimentação, e tende a melhorar a harmonia paisagística dos domicílios, o que pode levar a uma maior aceitação por parte da população dessa tecnologia, evitando ou diminuindo entupimentos e odores.

O objetivo do trabalho foi avaliar o comportamento hidráulico e hidrológico do sistema proposto, por meio de ensaios hidrodinâmicos e estimar as taxas de evapotranspiração, considerando também os efeitos das plantas, biofilme e o lodo na câmara de evapotranspiração no comportamento do sistema.

2. Material e Métodos

O estudo foi desenvolvido inicialmente em escala de bancada, em duas etapas, primeiro em ambiente fechado (sem as adversidades climatológicas, como chuva, efeito significativo da evaporação, variações de temperaturas e etc.) e sem a presença de plantas.

Na segunda etapa em ambiente aberto, ainda em escala de bancada, levando em conta as condições climatológicas e a presença de plantas. Posteriormente foi desenvolvido o sistema EvapAC em escala real em uma residência com 3 pessoas.

A unidade da CEvap, tanto em escala de bancada como em escala real foi construída a partir de dados e experiências que já foram realizadas por Paulo *et al.* (2012) na construção do Tanque de Evapotranspiração (TEvap). O *wetland* construído de fluxo horizontal subsuperficial (CW-FHS), atendeu aos critérios de dimensionamento e construção já estabelecidos por Paulo *et al.* (2009), para o tratamento de água cinza.

As unidades foram analisadas separadamente na primeira etapa, sendo a Câmara de Evapotranspiração (CEvap), que é o pré-tratamento alternativo para o *wetland* construído, depois o *wetland* construído de fluxo horizontal subsuperficial (CW-FHS) e posteriormente o sistema EvapAC, que é a combinação da CEvap + CW-FHS. Na segunda etapa, e o sistema em escala real foi analisado apenas o EvapAC como um todo, combinado (CEvap + CW-FHS).

2.1 Sistema em escala de bancada

Tanto a CEvap como o CW-FHS em escala de bancada (Figura 2.1), tinham as seguintes dimensões: 1,00 m de comprimento, 0,60 m de altura total e 0,30 m de largura. O volume da CEvap era de 80 L, com a CDig circular de aproximadamente 16 L, altura útil de 50 cm, meio filtrante de Brita nº 2 ($k=0.46$; d_{10} 20 mm; d_{30} 17 mm; d_{60} 12 mm; altura de 45 cm) e uma camada superficial de solo (10 cm).

Já o CW-FHS tinha um volume de 58 L, altura útil de 40 cm, pedrisco como meio filtrante ($k=0.48$; d_{10} 13 mm; d_{30} 11 mm; d_{60} 10 mm; altura de 50 cm).

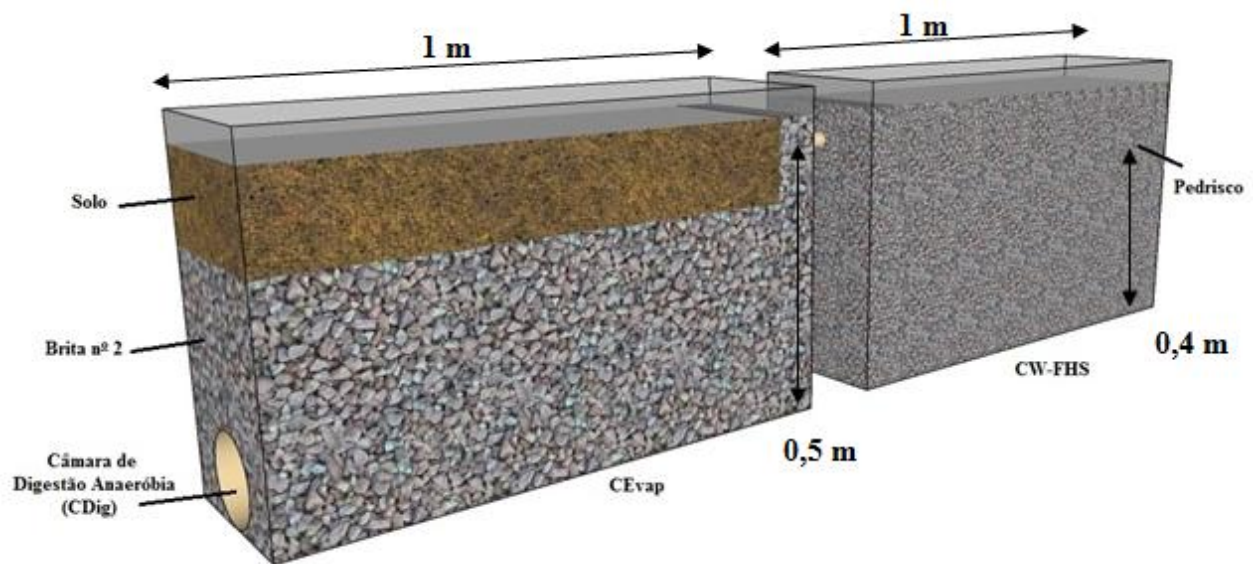


Figura 2.1 - Sistema EvapAC em escala de bancada composto pela CEvap e CW-FHS.

Na segunda etapa do experimento, em ambiente aberto, a CEvap e o CW-FHS, que tinham individualmente $0,3 \text{ m}^2$ de área superficial, foram plantadas 4 mudas de *Canna sp* em cada sistema.

2.2 Sistema em escala real

Em escala real (Figura 2.2), as dimensões da CEvap e do CW-FHS eram : 2,00 m de comprimento e 1,00 m de largura, altura útil da CEvap de 80 cm, com 60 cm de diâmetro a CDig (565 L), com Brita nº 4 (diâmetro de 32 mm à 150 mm) ao redor e 10 cm acima da CDig, Brita nº 2 (10 cm) na camada intermediária e solo na camada do topo do sistema (30 cm).

O CW-FHS tinha altura útil de 40 cm, com uma camada única de pedrisco (50 cm). As características granulométricas (k ; d_{10} ; d_{30} ; d_{60}), tanto da Brita nº 2 na CEvap, como o pedrisco do CW-FHS era a mesma da escala de bancada.

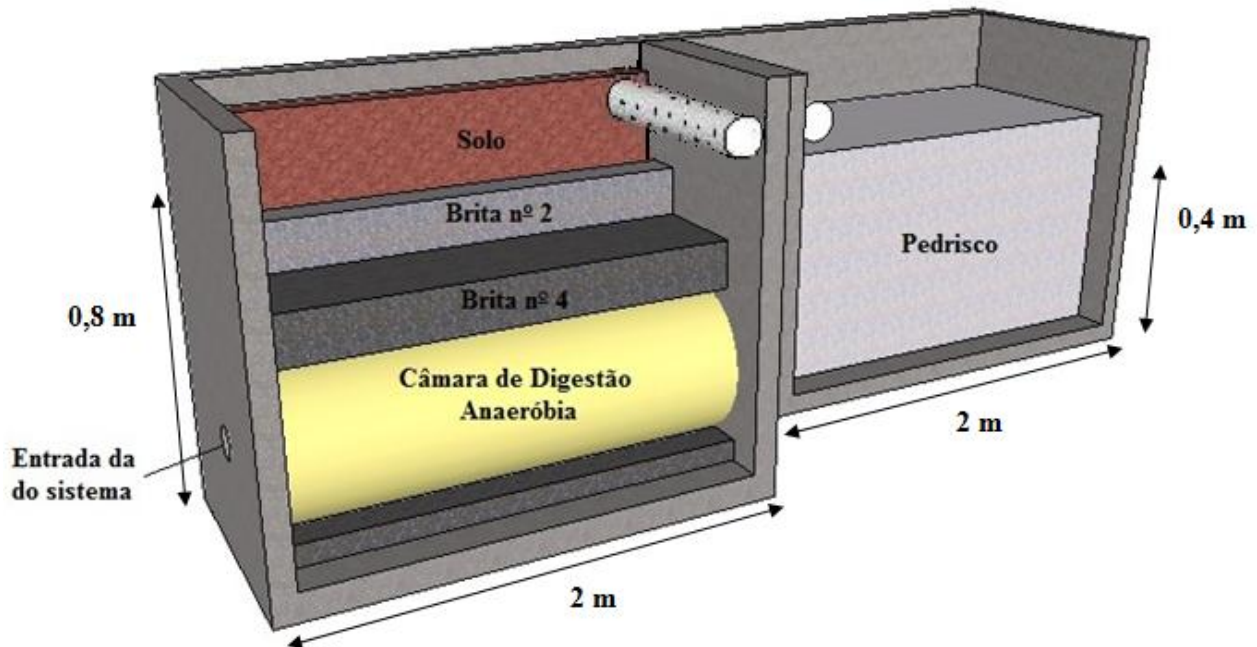


Figura 2.2 - Perfil do sistema EvapAC em escala real.

2.3 Alimentação do sistema com água cinza

Todos os ensaios hidrodinâmicos em escala de bancada foram realizados na primeira e na segunda etapa com o meio filtrante primeiramente sem ter sido usado, limpo, sem a aplicação de água cinza (teste inicial), e posteriormente após a aplicação de água cinza por 110 dias (teste final) em fluxo contínuo, simulando o funcionamento do sistema em escala real, visando a formação de biofilme no leito, bem como o acúmulo de lodo na CDig.

O sistemas eram alimentados com aproximadamente 25 L.dia^{-1} de água cinza, coletada simulando a rotina em residências, de acordo com os valores de volumes da literatura, das diferentes frações de água de banho, lavatório, máquina de lavar roupa e tanque da área de serviço (Ridderstolpe, 2004; Morel & Diener, 2006).

As amostras da água cinza que alimentava os sistemas foram coletadas de 1 a 2 vezes por semana para análise dos parâmetros físico-químicos: DQO (demanda bioquímica de oxigênio); CE (condutividade elétrica); SDT (sais dissolvidos totais); NaCl; pH; turbidez, ST (sólidos totais); SST (sólidos suspensos totais). A coleta e a preservação das amostras, assim como as

análises, foram realizadas conforme técnicas preconizadas pelo *Standard methods for the examination of water and wastewater* (APHA, 2005), com intuito de comparar se a água cinza gerada para alimentar os sistemas representava as características qualitativas de condições reais de acordo com a literatura.

2.4 Ensaios Hidrodinâmicos

O estudo hidrodinâmico foi realizado pela técnica estímulo-resposta, utilizando o traçador Cloreto de Sódio (NaCl), visto a sua facilidade de obtenção e monitoramento com um condutivímetro (Hanna, HI 2300, Portugal), relacionando condutividade elétrica com a concentração de NaCl. A concentração da solução do traçador foi de 100 g NaCl.L⁻¹.

Os ensaios hidrodinâmicos com traçador, tanto teste inicial como final, foi utilizado água potável após a injeção do traçador em pulso. Onde na primeira etapa, para o teste final, foram realizados testes para dois tipos de padrão de vazão, vazão alta (Qalta) e vazão baixa (Qbaixa). As vazões de cada ensaio foram de acordo com a Tabela 1.

Tabela 1.1 - Padrões de vazão para cada teste de acordo com as unidades.

Unidade	Padrões de Vazão (L.min ⁻¹)	
	Vazão alta (Qalta)	Vazão baixa (Qbaixa)
1º etapa		
CEvap (teste inicial)	1.48	
CEvap (teste final)	0.88	0.0375
CW-FHS (teste inicial)	1.23	
CW-FHS (teste final)	1.14	0.0375
EvapAC (teste inicial)	1.26	
EvapAC (teste final)	0.47	0.0375
2º etapa		
EvapAC (teste inicial)	0.18/com variações	
EvapAC (teste final)	0.14/com variações	
Escala Real		
EvapAC (teste inicial)	8.5	

Por meio dos dados da curva de distribuição do tempo de residência (DTR) de acordo com (Levenspiel, 2000), foi analisado o IDM: índice de dispersão de Morril; ICC: índice de curto-circuito; ITRM ou e_v : índice do tempo de retenção médio ou eficiência volumétrica (Thackston *et al.*, 1987; Metcalf & Eddy, 2003); e eficiência hidráulica (λ) (Persson *et al.*, 1999).

2.5 Ensaio com o simulador de chuva e condutividade hidráulica

O simulador de chuva portátil (InfiAsper2, Brasil) desenvolvido por Alves Sobrinho *et al.*, (2002) foi utilizado apenas no sistema em escala de bancada, com plantas, em condições de ambiente aberto, para analisar o comportamento hidrodinâmico do sistema simulando diferentes precipitações controladas (45 mm.h^{-1} , 60 mm.h^{-1} , 90 mm.h^{-1}), durante 5 min, 10 min e 15 min para cada precipitação, provocando alterações nas vazões ao longo do ensaio hidrodinâmico, com intervalos de uma em uma hora após a injeção do traçador no sistema.

Porém foi analisado também o efeito dessas três diferentes intensidades de chuvas pelo período de 15 min, observando visualmente a formação ou não de escoamento superficial e avaliando a vazão de saída do sistema, além da condutividade elétrica.

A condutividade hidráulica (K_s) *in loco* (Brazil & Matos, 2008; Nivala *et al.*, 2011) foi analisada em escala de bancada, em ambiente aberto, com plantas, e em ambiente fechado, para todas as unidades (CEvap, CW-FHS e EvapAC). Os valores de K_s , do meio filtrante limpo e após o uso (teste inicial e final), foram obtidos em operação pelo método direto, controlando a vazão de modo a elevar o nível da água dentro dos sistemas, mantendo a altura de 50 cm para a CEvap e 40 cm para o CW-FHS. Após a estabilização do nível e das vazões afluente e efluente, utilizou-se o valor de vazão efluente e a equação de Darcy.

2.6 Estimativa da evapotranspiração

Durante o período experimental (110 dias, 14/09/2012 à 01/01/2013) no sistema em escala de bancada em ambiente aberto foi calculado o coeficiente k_d do tanque de acordo com Allen *et al.*, (1998), pela razão entre a evapotranspiração estimada do sistema EvapAC (ET_d) e a diária calculada (ET_o) para os mesmos dias. Além do sistema combinado (EvapAC), as unidades CEvap e CW-FHS, também foram avaliadas individualmente. A ET_o foi calculada pela equação de Penman-Monteith (Monteith, 1965), sugerido por (Fermor *et al.*, 2001).

O clima da região em estudo segundo Köppen & Geiger (1928) está na faixa entre mesotérmico úmido sem estiagem e temperaturas superiores a 22°C no mês seco e o clima tropical úmido com estação chuvosa no verão e seca no inverno, com temperatura média entre 19°C e 25°C .

O método foi o balanço hídrico, utilizado por Headley *et al.* (2012), que leva em consideração a vazão de entrada, de saída, a precipitação e por diferença calcula-se a evapotranspiração. Dotada de caixas calibradas para quantificar os volumes de entrada e saída do sistema. Como também o uso de piezômetros, *levelloggers* (Solinst, 3001, Brasil), para monitorar o nível d'água dentro do sistema, e uma estação meteorológica (Squitter, S1220), para levantar as condições hidrológicas *in loco*, como umidade relativa, temperatura e precipitação. Para verificar a evaporação (E_v) da região e relacionar com a ET_0 . Foi utilizado um Tanque Classe A.

3. Resultados e Discussão

3.1 Características qualitativas da água cinza

As características físico-químicas da água cinza clara que foi gerada para alimentar os sistemas (Tabela 2) estavam de acordo com os dados qualitativos da literatura (Morel & Diener, 2006; Pansonato *et al.*, 2007; Paulo *et al.*, 2009), com poucas diferenças da água cinza escura (com a fração da pia da cozinha), para os parâmetros analisados.

Tabela 1.2 - Características físico-químicas da água cinza que alimentava o sistema.

Parâmetros (unidade)	Entrada $\pm$ DP ^b (n ^a)
CE ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	626 $\pm$ 112(20)
DQO (mg.L^{-1})	771 $\pm$ 58 (14)
pH	8.1 $\pm$ 0.5 (20)
Turbidez (NTU)	395 $\pm$ 140 (22)
SDT (ppm)	405 $\pm$ 72 (12)
NaCl (%)	2.1 $\pm$ 0.6 (12)
ST (mg.L^{-1})	1.675 $\pm$ 283 (14)
SST (mg.L^{-1})	553 $\pm$ 162 (12)

^an: número de amostras; ^bDP: desvio padrão.

Foi aplicado uma taxa de $64 \text{ gDQO.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$, 4 vezes maior do que indicado por Hoffman *et al.* (2011), para *wetlands* construídos de fluxo horizontal subsuperficial em regiões de clima frio.

Segundo Grismer *et al.*, (2001) em torno de 4 meses após o início de operação a colmatção, devido ao acúmulo de sólidos, começa influenciar no sistema, por isso os experimento foram feitos antes e após 110 dias, pois foi notada a formação de lodo na CDig e biofilme no substrato.

De acordo com Ayres & Westcot (1985), valores abaixo de 0.7 dS.cm^{-1} e 450 ppm não há riscos de salinização para irrigação do solo. Com os valores médios de SDT da água cinza que alimentava o sistema, estava em torno de 405 ppm para SDT, e da EC $0,6 \text{ dS.cm}^{-1}$, indicam que possivelmente esses sistema não tenha sofrido efeitos de salinização. Embora os valores estejam próximos do limite para um risco moderado em causar salinização no sistema.

3.2 Testes com traçador

Os resultados dos testes hidrodinâmicos estão presentes na Figura 2.3, 2.4, 2.5, as variáveis temporais na Tabela 1.3 e os índices calculados na Tabela 1.4, 1.5 e 1.6 para as diferentes unidades (separadas ou combinadas, em escala de bancada e real), com diferentes vazões, antes (teste inicial) e depois das unidades serem alimentadas com água cinza (teste final), com recuperação de 90% da massa de traçador para todos os testes em função do cálculo do Índice de Dispersão de Morril.

Tabela 1.3 - Variáveis temporais (em minutos) obtidas nos testes hidrodinâmicos.

	t_i^a	t_p^b	TDH ^c	t_m^d	t_{90}^e	t_{10}^f
CEvap (teste inicial)	30	50	54	121	1660	50
CEvap (usado)	50	90	91	225	1560	105
CW-FHS (teste inicial)	10	20	47	35	50	10
CW-FHS (teste final)	5	10	51	31	28	3
EvapAC (teste inicial)	65	85	110	163	850	85
EvapAC (teste final)	140	190	297	330	750	110
CEvap (teste final Qbaixa)	1.350	2.085	2.133	3.196	19.180	2.175
CW-FHS (teste final Qbaixa)	14	67	1.546	412	7517	92
EvapAC (teste final Qbaixa)	3.523	9.147	3.680	7.225	8.000	2.330
EvapAC plantado (teste inicial)	210	300	620	527	1.405	420
EvapAC plantado (teste final)	110	370	788	370	5000	200
EvapAC escala real (teste inicial)	112	142	150	363	2002	142

^a t_i : tempo que aparece o traçador; ^b t_p : tempo de pico do traçador; ^c TDH: Q/V; ^d t_m : tempo médio de residência hidráulico, calculado pelo ensaio com traçador; ^e t_{90} : tempo em que 90% do traçador foi recuperado; ^f t_{10} : tempo que 10% do traçador foi recuperado.

O efeito de cauda foi observado pela curva de distribuição do tempo de residência (DTR) em todas as unidades (Figura 3, 4 e 5), mas principalmente na unidade da CEvap, que é a unidade que antecede o CW-FHS, consequentemente ocasionando o mesmo no EvapAC, o que indica

provavelmente o fenômeno de difusão do traçador em zonas mortas e no meio filtrante ao longo do sistema, além de curtos circuitos hidráulicos (Levenspiel, 2000; Cota *et al.*, 2011).

3.2.1 Sistemas em escala de bancada sem a presença de plantas

Valores de IDM próximo à 1 indicam fluxo pistão, valores próximos à 22 indicam o regime de mistura completa (Metcalf & Eddy, 2003). Os valores de IDM para o CW-FHS, no teste inicial e final aproximam-se do fluxo pistão, com tendência à mistura completa após o sistema ser alimentado com água cinza. Com a vazão baixa, ocorreu uma grande diferença, levando o IDM à 81, muito superior à 22, sendo o regime de mistura completa, esse efeito da menor vazão (Qbaixa) aumentar o IDM foi evidenciado por Cota *et al.*, (2011).

Na CEvap com vazão alta, no teste inicial o sistema apresenta regime de mistura completa, no entanto com padrão de vazão baixa e o fato do sistema ter sido alimentado (teste final) a tendência é levar o sistema ao regime de fluxo pistão. No sistema combinado (EvapAC), a diminuição da vazão e o ensaio de teste final, aproxima ao fluxo pistonado.

Tabela 1.4 - Parâmetros utilizados para avaliação hidráulica dos sistemas em escala de bancada e ambiente fechado para dois padrões de vazão (alto e baixo).

Unidades	λ^a	e_v^b	IDM ^c	ICC ^d
CEvap (teste inicial)	0.93	2.24	33.20	0.56
CEvap (teste final)	0.99	2.47	14.86	0.55
CW-FHS (teste inicial)	0.43	0.74	5.00	0.21
CW-FHS (teste final)	0.20	0.60	9.33	0.10
EvapAC (teste inicial)	0.77	1.48	10.00	0.59
EvapAC (teste final)	0.64	1.11	6.82	0.47
CEvap (teste final Qbaixa)	0.98	1.50	8.82	0.63
CW-FHS (teste final Qbaixa)	0.04	0.27	81.71	0.01
EvapAC (teste final Qbaixa)	0.93	1.96	3.43	0.96

^a λ : t_p/TDH ; ^b e_v : t_m/TDH ; ^c IDM: t_{90}/t_{10} ; ^d ICC: t_i/TDH .

O fato do sistema ter sido alimentado com água cinza, não ocasionou mudanças nos valores de ICC, embora o efeito da vazão altere o índice consideravelmente apenas no CW-FHS e no EvapAC, pois com a vazão menor para o CW-FHS o ICC chega próximo de 0 e do EvapAC 0.96, confirmando o fluxo pistão.

Valores de λ próximos à 1 indicam uma distribuição uniforme do fluxo no sistema e tendência ao fluxo pistonado (Metcalf & Eddy, 2003; Cota *et al.*, 2011). Para todas as unidades da CEvap, com vazão baixa, teste inicial e final os valores de λ são maiores que 0,90, indicando essa boa distribuição do fluido no sistema. Embora para o CW-FHS após 110 dias de operação com água cinza, e com a diminuição da vazão, esse índice diminuiu, provocando uma distribuição desuniforme através do meio filtrante. Já no EvapAC a distribuição é relativamente boa no sistema em escala de bancada, mas com a vazão baixa a tendência é melhorar.

A eficiência volumétrica (e_v) ou ITRM (índice do tempo de retenção médio) indica se o reator foi totalmente utilizado (valor próximo de 1) ou se somente parte dele (Thackston *et al.*, 1987). Na CEvap os valores de 2.24, 2.47 e 1.50 de e_v , para teste inicial, final e Qbaixa, respectivamente, são semelhantes aos resultados obtidos por Carvalho *et al.* (2008) em um reator UASB, com atraso na resposta do traçador. Esses resultados indicam a existência de zonas mortas ou adsorção do traçador na biomassa, se difundido nestas zonas mortas, sendo liberado aos poucos, o que provoca atraso em sua resposta de saída e gera o fenômeno de cauda longa, como foi observado nas curvas experimentais (Figura 2.3).

Stevens *et al* (1986) também notaram que os tempos de detenção hidráulica médios estimados a partir das curvas foram aproximadamente 100% superiores aos tempos teóricos em um reator anaeróbio de leito fluidizado devido à difusão do traçador no biofilme. No teste final, com formação de biofilme e lodo na CDig, aumentou ainda mais a e_v , confirmando essa hipótese. Por outro lado, o efeito da Qbaixa fez a e_v se aproximar de 1, diminuindo o atraso do traçador.

Com relação ao CW-FHS, a e_v foi sempre menor que 1, Chazarenc *et al.* (2003), obtiveram valores variando de 0.55 à 0.76 para *wetlands* construídos de fluxo horizontal subsuperficial, também utilizando sal como traçador (67 g.L^{-1}). Para o CW-FHS os testes hidrodinâmicos revelam que a formação de biofilme, após o uso por 110 dias, alimentado por água cinza e uma taxa de aplicação hidráulica menor diminuem a e_v .

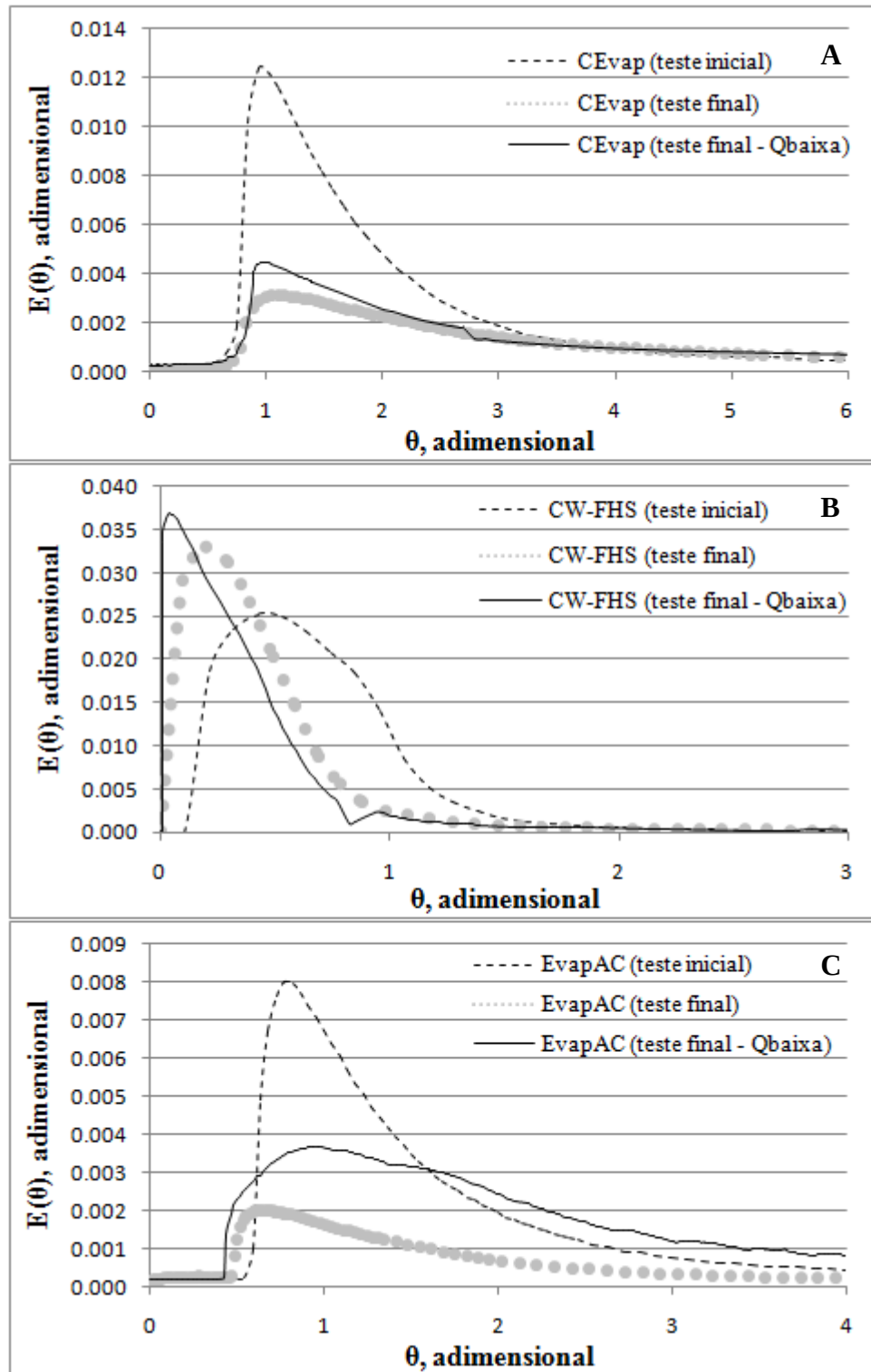


Figura 2.3 - Curva DTR da CEvap (A), CW-FHS (B) e do EvapAC (C) em escala de bancada.

Analisando somente o EvapAC, no teste final, a e_v foi próxima de 1, valor ideal, pois todo o reator é completamente utilizado, entretanto, após os sistemas serem alimentados por 110 dias

com água cinza, nota-se deficiências nas duas unidades quando analisadas separadamente (CEvap e CW-FHS), com os piores valores de e_v , com tendências de piorarem.

3.2.3 Sistemas em escala de bancada com a presença de plantas

Com relação ao sistema plantado, em ambiente aberto, observou-se que as plantas não causam uma diminuição da eficiência hidráulica (Tabela 2.5), após ser alimentado com água cinza, elas mantêm a eficiência hidráulica, diferente do sistema sem plantas, em ambiente fechado, que após 110 dias de aplicação de água cinza, ocorre uma redução de 16%. Isso pode ser um indicador do efeito que as plantas podem evitar a colmatção (Brix, 1997; Philippi & Sezerino, 2004).

Tabela 1.5 - Parâmetros utilizados para avaliação hidráulica do sistema em escala de bancada com a presença de plantas em ambiente aberto.

Unidades	λ^a	e_v^b	IDM ^c	ICC ^d
EvapAC plantado (teste inicial)	1.00	1.76	3.35	0.60
EvapAC plantado (teste final)	1.00	1.06	25.00	0.31

^a λ : t_p /TDH; ^b e_v : t_m /TDH; ^c IDM: t_{90}/t_{10} ; ^d ICC: t_i /TDH.

No teste final, o sistema EvapAC plantado tende ao regime de mistura completa, em função do valor de IDM próximo à 22. Além disso as plantas tem a capacidade de diminuir o índice de curto-circuito (ICC), sugerindo boas condições de mistura no reator, observado também por Cota *et al.*, (2011). A presença de plantas revela que o sistema melhora o valor de e_v , de 1.76 para 1.06.

Um ponto importante notado nas curvas DTR (Figura 2.4) dos sistemas EvapAC, comparando escala de bancada em ambiente fechado e aberto, foi que as variações na vazão, provocadas por chuvas simuladas, diminui o efeito de cauda na curva. Isso confirma a recomendação feita por Al-Hamaiedeh & Bino (2010), de provocar a lixiviação do solo com água potável para reduzir o acúmulo de sais e matéria orgânica no solo.

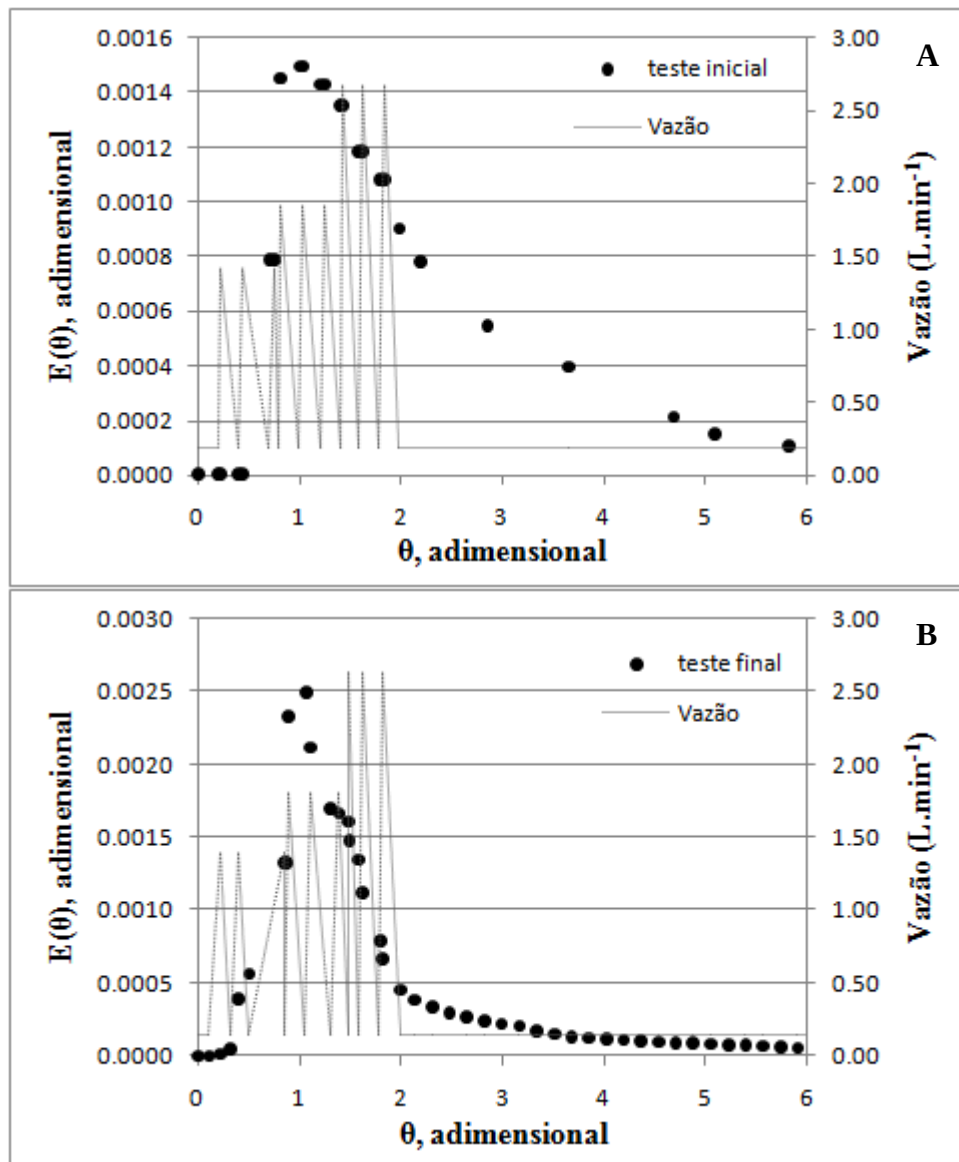


Figura 2.4 - Curva DTR do sistema EvapAC em escala de bancada, em ambiente aberto, com efeito de chuvas simuladas, teste inicial (A) e final (B), antes e após 110 dias alimentado com água cinza.

Partindo desse princípio, as precipitações pluviométricas, podem ajudar no processo de diminuir a salinização desse sistema, dependendo da região onde esses sistemas forem implantados, épocas do ano com muitas chuvas podem ajudar na eliminação de sais ao longo do tempo, evitando a salinização.

3.2.2 Sistema em escala real sem a presença de plantas

Em escala real, para o EvapAC, foi obtido o valor de 0.95 (Tabela 6) para λ , segundo Persson *et al.*, (1999), valores de λ acima de 0.70 indicam uma boa eficiência hidráulica.

Tabela 1.6 - Parâmetros utilizados para avaliação hidráulica do sistema em escala real sem a presença de plantas em uma residência.

Unidades	λ	e_v	IDM	ICC
EvapAC escala real (teste inicial)	0.95	2.42	14.10	0.75

^a λ : t_p/TDH ; ^b e_v : t_m/TDH ; ^c IDM: t_{90}/t_{10} ; ^d ICC: t_i/TDH .

O IDM em escala real tende a mistura completa, com o valor de 14, próximo de 22, e bastante próximo do sistema em escala de bancada, onde o valor do IDM era 10. Já e_v do sistema em escala real não se assemelha ao sistema em escala de bancada. Embora a curva DTR (Figura 2.5) do sistema em escala de bancada quando comparado com escala real seja muito semelhante.

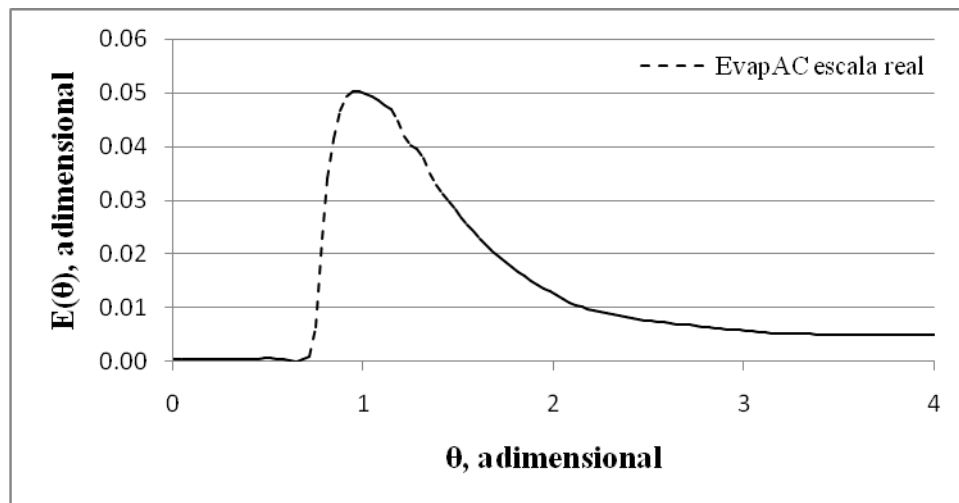


Figura 2.5 - Curva DTR do sistema EvapAC em escala real.

Com um valor de ICC próximo de 1, o que indica o regime de fluxo pistão, não garante condições de boa mistura do reator. Isso mostra que quando comparado o sistema com plantas, e sem plantas em escala de bancada, o efeito da vegetação pode garantir valores próximos de 0 para ICC melhorando essas condições em escala real.

3.3 Efeito das chuvas e condutividade hidráulica

Na Figura 2.6 pode-se observar o do efeito da chuva na vazão de saída do sistema, e o tempo necessário para a vazão de início voltar ao normal.

Conforme foi observado visualmente em campo, com a precipitação de 90 mm.h^{-1} pelo tempo de 15 minutos ocorreu escoamento superficial no sistema (CEvap), ainda sem ter alimentado o sistema com água cinza.

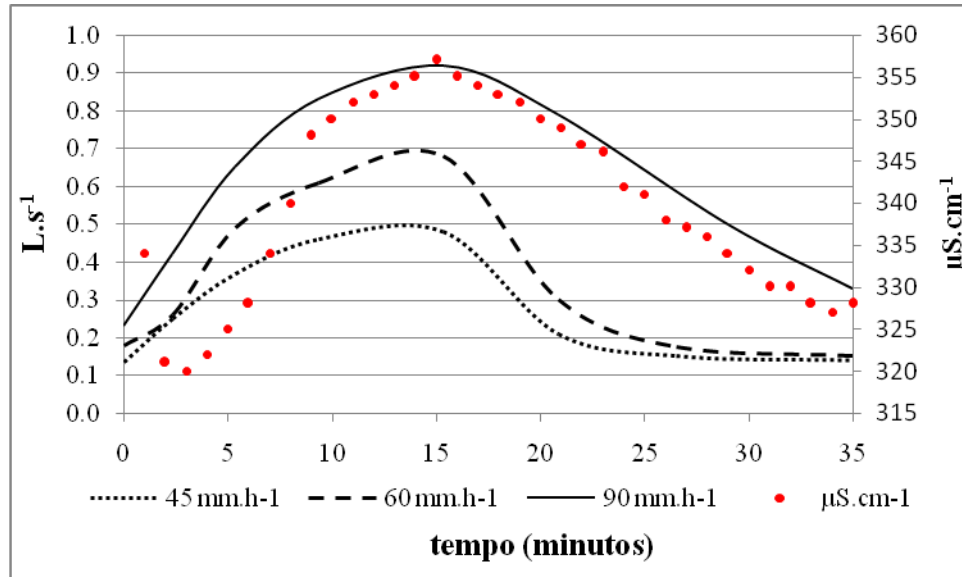


Figura 2.6 - Efeito de chuvas simuladas na vazão de saída do sistema EvapAC e na média da CE para as três intensidades de precipitações.

Enquanto para as intensidades de 45 mm.h^{-1} e 60 mm.h^{-1} , após cessar a chuva de 15 minutos, ocorre um decaimento rápido da vazão, não provocando alagamento, nem escoamento superficial, isso não ocorre para intensidade de 90 mm.h^{-1} , é visível o retardo na vazão, criando uma lâmina de água apenas na CEvap, provavelmente pela condutividade hidráulica da camada superficial de solo ser menor.

Ainda no mesmo teste, foi confirmado o efeito da chuva na lixiviação dos sais presentes no sistema, pelo decaimento da CE no início do teste, e após 5 minutos aproximadamente, o valor da CE começa a aumentar, até cessar a chuva, quando então começa a diminuir até o valor do início do teste, esse efeito pode ser explicado pela capacidade que a chuva tem de lixiviar os sais presentes nos substrato, principalmente no solo da CEvap, indicando que épocas chuvosas podem auxiliar na diminuição da salinização, provocada pelo acúmulo de sais ao longo do ano.

Na Tabela 7 são apresentados os valores de condutividade hidráulica dos diferentes sistemas, antes de ser alimentado com água cinza (teste inicial) e após ser alimentado por 110 dias (teste final), para as duas etapas, ambiente fechado e ambiente aberto.

Tabela 1.7 - Efeito das plantas na condutividade hidráulica (K_s) antes e depois do sistema ser alimentado com água cinza.

Unidade	K_s (m.dia ⁻¹)	
	teste inicial	teste final
<i>sem plantas</i>		
CEvap	11.8	7.0
CW-FHS	9.4	8.8
EvapAC	8.1	3.0
<i>com plantas</i>		
CEvap	9.1	8.8
CW-FHS	9.3	9.2
EvapAC	7.6	7.3

O efeito das plantas em manter a condutividade hidráulica do sistema, ou até mesmo melhorar (Brix, 1997; Hoffman et al., 2011) foi observado ao longo do período de estudo, pois o sistema EvapAC sem plantas teve uma redução de 63%, já o EvapAC com plantas, foi de apenas 4%. O CW-FHS sem plantas e com plantas apresentaram uma perda de K_s de 7% e 1%, respectivamente, não sendo tão significativo, isso indica que o acúmulo de sólidos é maior na CEvap, que antecede o CW-FHS.

3.4 Avaliação da evapotranspiração

Na Tabela 8 são apresentados os resultados da ET_d para o sistema combinado (EvapAC), e os sistemas separados, CEvap e CW-FHS, bem como os valores da ET_0 e do coeficiente do tanque k_d . Na Figura 2.7, são apresentados os valores em mm.dia⁻¹ da evapotranspiração nos sistemas separados (CEvap e CW-FHS), relacionados com a umidade relativa (%), temperatura (°C) e precipitação (mm.dia⁻¹).

Foi possível observar ao longo do experimento que a capacidade de evapotranspiração foi aumentando ao longo de 80 dias, se devendo basicamente ao crescimento das plantas no sistema (Brazil & Matos, 2008), com a CEvap obtendo taxas evapotranspiração mais altas do que o CW-FHS, embora tenha sido observado que o crescimento das plantas após 110 dias foi maior do que na CEvap, isso indica que o substrato da CEvap (solo, na camada superficial), diferente do CW-FHS (apenas pedrisco), tenha influenciado na evapotranspiração.

Tabela 1.8 - Valores de k_d e ET_d (mm.dia⁻¹) para os diferentes sistemas e ET_0 (mm.dia⁻¹) e ET/E_v em diferentes períodos.

Períodos (dias)	k_d			ET_d			ET_0	ET_0/E_v^a
	CEvap	CW-FHS	EvapAC	CEvap	CW-FHS	EvapAC		
0 - 40	3.6	2.6	3.1	10.8	8.0	18.8	3.1	5.3
40 - 80	7.7	5.7	6.7	27.4	20.5	47.9	3.6	5.6
80 - 110	2.5	1.8	3.5	9.3	6.9	16.2	3.8	1.1
0 - 110	4.8	3.6	8.2	16.6	12.4	29.0	3.5	4.4

^a ET_0/E_v : relação entre a evapotranspiração calculada (ET_0) e a evaporação local (E_v).

Após 80 dias ocorreu uma diminuição drástica da capacidade de evapotranspiração de ambos sistemas, provavelmente pela efeito da salinização do solo, diminuindo a capacidade das plantas em absorver água (Glenn *et al.*, 1995). Os valores de CE e SDT das análises de água cinza que alimentam o sistemas estão próximos de 0.7 dS.cm⁻¹ e 450 ppm, respectivamente, e podem causar riscos de salinização (Ayres & Westcot, 1985), além de ser um período mais chuvoso, mantendo diariamente o sistema alagado. Brazil & Matos (2008) observaram que em períodos de chuvas constantes a capacidade *wetlands* construídos evapotranspirarem é reduzida. Pois na região de estudo, embora seja verão (período que abrange os dias 80 a 100), o número de chuvas aumenta, sendo constantes, diárias, elevando a umidade relativa, além do maior número de nuvens e consequentemente menor radiação ao longo do dia (Figura 2.7).

Os maiores períodos de perda de água em ambos os sistemas, e consequentemente no sistema como um todo (EvapAC), foi no período de 0 a 40 e 40 a 80 dias, onde ocorreu significativamente o crescimento das plantas, sendo maior no período de 40 a 80 dias, pois por estarem maiores as plantas tinham um maior consumo de água. Além disso, nesse período foram registrados os menores valores de umidade relativa, por se tratar de uma época seca (poucas chuvas), com grandes variações na temperatura da região em estudo.

Headley *et al.* (2012) conduziu estudos em escala real em *wetlands* construídos de fluxo horizontal subsuperficial, usando brita como meio suporte, plantados com *Phragmites australis*, em escala real, obtendo valores da evapotranspiração (ET_d) de 3.2 mm.dia⁻¹ à 15.1 mm.dia⁻¹, com os menores valores de ET_d nos meses iniciais, devido a necessidade da adaptação das plantas ao meio (substrato e o efluente aplicado no sistema).

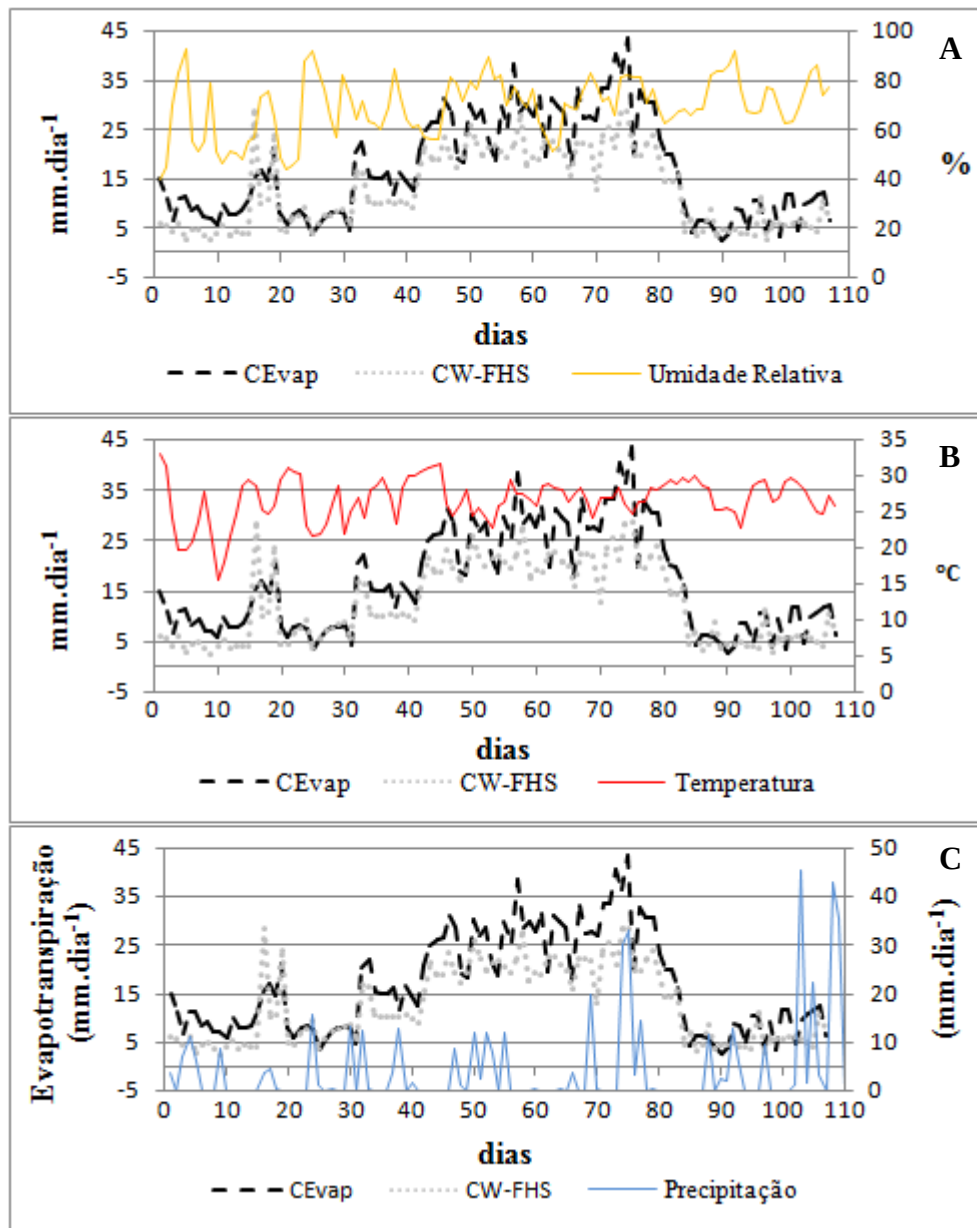


Figura 2.7 - Valores da evapotranspiração nos sistemas separados (CEvap e CW-FHS), relacionados com dados de umidade relativa (A; %), temperatura (B; °C) e precipitação (C; mm.dia⁻¹).

Isso foi observado neste estudo, pois após 40 dias, no período de 40 a 80 dias, as plantas já se adaptaram e alcançaram os maiores valores de evapotranspiração e consequentemente o maior valor de k_d . Konnerup *et al.* (2009) avaliaram a evapotranspiração da *Canna* e *Heliconia*, onde observou que a *Canna* tem a capacidade de evapotranspirar mais água que a *Heliconia*, chegando ao valor de 28 mm.dia⁻¹, valor médio esse do sistema EvapAC durante o período total (0 a 110 dias).

Em função do valor médio de k_d na ordem de 8.2 para o período total, levando em consideração o volume de água cinza que alimentou o sistema diariamente (25 L.dia⁻¹), foi possível calcular uma perda de água no sistema EvapAC de 32% (18% para CEvap e 14% para o CW-FHS), resultando em perdas semelhantes ao observado por Borin *et al.* (2011) no sul da Itália, onde o clima é geralmente seco e quente, com poucas chuvas. Já no nordeste do Brasil, onde tem forte incidência solar, Sousa *et al.* (2004) observaram valores de perdas em torno de 50%.

Após esse período, em função das chuvas diárias, ficou mais evidente a formação de escoamento superficial e alagamentos, apenas na CEvap, com deficiências de crescimento das plantas nessa unidade. Com esses alagamentos a água cinza escoava superficialmente, formando caminhos preferências no solo, com indícios de formação de algas, fato que não foi evidenciado no CW-FHS. Esse fato pode ter contribuído para queda das taxas de evapotranspiração na CEvap após esse período (80-110), o que levou a diminuir a evapotranspiração no CW-FHS também.

Paulo *et al.* (2012) implantaram um Tanque de Evapotranspiração (TEvap), com 4 m² de área superficial, tratando água negra em uma residência, com três tipos de plantas: bananeiras (*Musa cavendishii*), *Xanthosoma sagittifolium* (popularmente conhecida como Taioba) e *Canna* (popularmente conhecida como Beri), e propuseram uma equação para o dimensionamento, obtendo um valor para o k_d de 2.71. Comparando esse valor com o valor obtido para a CEvap, que é utilizada em uma configuração combinada com *wetland* construído, tratando água cinza, apenas com a espécie *Canna*, observou-se que a CEvap apresentou uma maior capacidade de evapotranspiração, com o valor de k_d médio de 4.8, com variações de 2.5 à 7.7.

4. Considerações Finais

Todos os sistemas, CEvap, CW-FHS e EvapAC apresentam curtos-circuitos hidráulicos e zonas mortas. A CEvap apresenta excelente eficiência hidráulica, entretanto pelo atraso na saída do traçador do sistema, os valores de e_v maiores que 1, chegando até 2, revelam o efeito da recirculação interna, semelhante à reatores UASB. O CW-FHS apresenta melhores valores de eficiência volumétrica que a CEvap, embora os baixos valores de λ , indicam uma pobre eficiência hidráulica. Quando analisado somente o EvapAC, nota-se os melhores valores de λ , e de e_v , indicando ótima eficiência hidráulica e volumétrica do sistema.

O efeito da vazão é mais significativo no comportamento hidrodinâmico do sistema do que possíveis efeitos da formação de biofilme, lodo na CDig e o acúmulo de sólidos, que foi observado comparando o teste inicial e o teste final. Quando as unidades são analisadas separadamente (CEvap e CW-FHS), apresentam piores valores de λ e e_v , do que analisado somente o EvapAC, indicando que os sistemas devem ser dimensionados separadamente e a busca por soluções para melhorar as condições hidráulicas também.

A CDig melhora a eficiência hidráulica do sistema, porém diminui a eficiência volumétrica. As plantas no sistema evitam significativamente a redução da condutividade hidráulica, e auxiliam no processo de lixiviação dos sais acumulados pelos eventos chuvosos simulados, diminuindo o processo de salinização, além de melhorar a λ e diminuir o índice de curto-circuito, promovendo melhores condições de mistura no reator.

Em média a CEvap apresentou uma maior capacidade de evapotranspiração do que o CW-FHS. O período de crescimento das plantas aumenta significativamente a perda de água no sistema, chegando a valores de 32% em relação ao volume que entra, indicando a possibilidade de utilizar esse sistema em linha, com o objetivo de descarga zero, caso não seja viável o reuso.

5. Conclusões

- O sistema EvapAC apresentou excelentes valores de eficiência hidráulica (λ), porém quando analisado individualmente as unidades (CEvap e CW-FHS) observou-se adversidades no comportamento hidrodinâmico do sistema;
- O CW-FHS no teste inicial apresentou o regime de fluxo pistão, com tendências, após operação de 110 dias com água cinza, à mistura completa, pela diminuição da vazão e formação de lodo na CDig, biofilme no substrato e acúmulo de sólidos;
- A CEvap no teste inicial apresentou o regime de mistura completa, com tendências, após operação de 110 dias com água cinza, ao fluxo pistonado, pela diminuição da vazão e formação de lodo na CDig, biofilme no substrato e acúmulo de sólidos;
- A CDig melhorou a λ , entretanto diminuiu a e_v , a presença de plantas também melhorou a λ , e promoveu melhores condições de mistura no reator diminuindo o índice de curto-circuito, além de ter evitado a redução da condutividade hidráulica, auxiliou no processo de lixiviação dos sais pelos eventos chuvosos simulados, diminuindo o processo de salinização do sistema;

- A CEvap obteve uma maior evapotranspiração (ET_d) que o CW-FHS, por evapotranspiração, o EvapAC apresentou uma redução de 32% do volume total de água cinza que entrou nos sistema diariamente.

6. Referências

- Al-Hamaiedeh, H.; Bino, M. (2010). Effect of treated grey water reuse in irrigation on soil and plants. **Desalination** 256, 115-119.
- Allen, R.G.; Pereira, L.S.; Raes, D.; Smith, M. (1998). **Crop evapotranspiration: Guidelines for computing crop water requirements**. Rome: FAO, 300p. (FAO Irrigation and Drainage Paper 56).
- Álvarez, J.A.; Ruíz, I.; Soto, M. (2008). Anaerobic digesters as a pretreatment for constructed wetlands. **Ecological Engineering** 33, 54–67.
- Alves Sobrinho, T.; Ferreira, P.A.; Pruski, F.F. (2002). Desenvolvimento de um infiltrômetro de aspersão portátil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campinas Grande, v.6, n.2, p. 337-344.
- APHA; AWWA; WPCF. (2005). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21th ed, Washington D.C: American Public Health Association, 953p.
- Ayers, R.S.; Westcot, D.W. (1985). **Water quality for agriculture**. F.A.O. Irrigation and Drainage Paper 29, Food and Agriculture Organization, Rome.
- Blazejewski, R.; Murat-Blazejewska, S. (1997). Soil clogging phenomena in constructed wetlands with subsurface flow. **Water Science and Technology** 35 (5), 183–188.
- Borin, M.; Milani, M.; Salvato, M.; Toscano, A. (2011). Evaluation of Phragmites australis (Cav.) Trin. Evapotranspiration in northern and southern Italy. **Ecological Engineering** 37 (5), 721e728.
- Brazil, M. S.; Matos, A. T. (2008). Avaliação de aspectos hidráulicos e hidrológicos de sistemas de alagados construídos de fluxo subsuperficial. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, 323-328.
- Brix, H. (1997). Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? **Water Science and Technology** 35 (5), 11–17. 1997.
- Brix, H.; Arias, C. (2005). Danish guidelines for small-scale constructed wetlands systems for onsite treatment of domestic sewage. **Water Science and Techonology** 51 (9), 1-9.

Carvalho, K. Q.; Salgado, M. T. ; Passig, F. H. ; Pires, E. C. (2008). Avaliação Hidrodinâmica de reator UASB submetido à variação cíclica de vazão. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, p. 222-231.

Caselles-Osorio, A.; Puigagut, J.; Segú , E.; Vaello, N.; Granes, F.; García, D.; García, J. (2007). Solids accumulation in six full-scale subsurface flow constructed wetlands. **Water Research** 41, 1388-1398.

Chazarenc, F.; Merlin, G.; Gonthier, Y. (2003). Hydrodynamics of horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Engineering** 21, 165–173.

Cota, R. S.; Von Sperling, M.; Penido, R. C. S. (2011). Tracer studies and hydraulic behavior of planted and unplanted vertical-flow constructed wetlands. **Water Science and Technology** 64 (5), 1056-1063.

Fermor, P.M., Hedges, P.D., Gilbert, J.C., Gowing, D.J.G. (2001). Reedbed evapotranspiration rates in England. **Hydrological Processes** 15, 621-631.

Gleen, E.; Lewis Thompson, T.; Frye, R.; Riley, J.; Baumgartner, D. (1995). Effects of salinity on growth and evapotranspiration of *Typha domingensis* Pers. **Aquatic Botany** 52, 75-91.

Gregersen, P.; H. Brix. (2001). Zero-discharge of nutrients and water in a willow dominated constructed wetland. **Water Science and Technology** 44(11): 407-12. 2001.

Grismer, M. E.; Tausendschoen, M.; Shepherd, H.L. (2001). Hydraulic characteristics of a subsurface flow constructed wetland for winery effluent treatment. **Water Environment Research**, vol. 73, no. 4, pp. 466–477.

Headley T. R.; Davison L.; Huett D. O.; Muller R. (2012). Evapotranspiration from subsurface horizontal flow wetlands planted with *Phragmites australis* in sub-tropical Australia. **Water Research**, 46, p. 345-354.

Hernandez Leal, L.; Buisman, C.; Zeeman, G.; Temmink, H.; Euverink, J.W. (2007). Characterization and biological treatment of greywater. In: *Proceedings of the IWA Advanced Sanitation Congress*, Aachen. 2007.

Hoffmann, H.; Platzer, C.; Winker, M.; Muench, E., v. (2011). **Technology Review of Constructed Wetlands. Subsurface Flow Constructed Wetlands for Greywater and Domestic Wastewater Treatment**. Eschborn: Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit GmbH (GTZ) Sustainable sanitation - ecosan program.

Kadlec, R.H.; Wallace, S.D. (2008). **Treatment Wetlands**, 2nd ed.; CRC Press: Boca Raton, FL, USA.

Knowles, P. R.; Dotro, G.; Nivala, J.; García, J. (2011). Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: Occurrence and contributing factors. **Ecological Engineering**. 37, 99-112.

Knowles, P.R.; Griffin, P.; Davies, P.A. (2010). Complementary methods to investigate the development of clogging within a horizontal sub-surface flow tertiary treatment wetland. **Water Research**. 44 (1), 320e330.

Konnerup, D.; Koottatep, T.; Brix, H. (2009). Treatment of domestic wastewater in tropical, subsurface flow constructed wetlands planted with Canna and Heliconia. **Ecological Engineering** 35(2), 248–257.

Köppen, W.; Geiger, R. (1928). **Klimate der Erde**. Gotha: Verlag Justus Perthes. Wall-map 150cmx200cm.

Langergraber, G. (2003). Simulation of subsurface flow constructed wetlands – results and further research needs. **Water Science and Technology** 48 (5). 157-166. 2003.

Langergraber, G. (2005). The role of plant uptake on the removal organic matter and nutrients in subsurface flow constructed wetlands: a simulation study. **Water Science and Technology**, 51 (9), 213-223.

Langergraber, G. (2007). Simulation of the treatment performance of outdoor subsurface flow constructed wetlands in temperate climates. **Science of the Total Environment**. 380, 210-219.

Levenspiel, O. (2000). **Chemical Reaction Engineering**. 3rd edition. John Wiley, 688 pp. ISBN: 047125424X.

Li, Z.; Gulyas, H.; Jahn, M.; Gajurel, D. R.; OTTERPOHL, R. (2003). Greywater treatment by constructed wetlands in combination with TiO₂-based photocatalytic oxidation for suburban and rural areas without sewer system. **Water Science and Technology** 48, (11-12), 101-106.

Metcalf & Eddy. (2003). **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. 4th ed. Mc Graw Hill, 1848 p. 2003.

Monteith, J.L. (1965). Evaporation and the environment. In: Proceedings of the 19th Symposium of the Society for Experimental Biology, New York. Cambridge University Press, New York, pp. 205-233.

Morel, A.; Diener, S. (2006). **Greywater Management in Low and Middle-Income Countries, Review of different treatment systems for households or neighborhoods**. Duebendorf: Swiss Federal Institute of Aquatic Science (EAWAG), Department of Water and Sanitation in Developing Countries.

Nivala, J.; Knowles, P.; Dotro, G.; García, J.; Wallace, S. (2012). Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: measurement, modeling and management. **Water Research** 46, 1625-1640.

Otterpohl, R. (2001). Black, brown, yellow, grey - the new colors of sanitation. **Water**, 21, 10, 37-41.

Pansonato, N.; Asmus, A.F.; Ribeiro, A.S.; Azevedo, C.; Paulo, P.L. (2007). Greywater characterisation in low-income household in Campo Grande, MS, Brazil. *In: Proceedings of the International conference on sustainable sanitation: Food and water security for Latin America*. Fortaleza, Brazil.

Paulo, P. L.; Azevedo, C.; Begosso, L.; Galbiati, A. F.; Boncz, M. A. (2013). Natural systems treating greywater and blackwater on-site: Integrating treatment, reuse and landscaping. **Ecological Engineering**. v. 50, p. 95-100.

Paulo, P.L.; Begosso, L.; Pansonato, N.; Shrestha, R.R.; Boncz, M.A. (2009). Design and configuration criteria for wetland systems treating greywater. **Water Science & Technology** 60 (8), 2001-2078.

Paulo, P. L. ; Bernardes, F. S. ; Carvalho, G. A. ; Magalhães Filho, F. J. C. ; Galbiati, A. F. ; Alves Sobrinho, T. ; Boncz, M. A. (2012). Evapotranspiration tank (TEvap) for blackwater treatment. In: 13th International Conference Wetlands Systems for Water Pollution Control, 2012, Perth. *In: Proceedings of the 13th International Conference Wetlands Systems for Water Pollution Control*. Perth: IWA, v. 1. p. 1-8.

Persson, J., Somes, N.L.G., Wong, T.H.F. (1999). Hydraulics efficiency of constructed wetlands and ponds. **Water Science & Technology**. 40 (3), 291–300.

Platzer, C.; Mauch, K.. Soil clogging in vertical flow reed beds-mechanisms, parameters, consequences and y solutions? (1997). **Water Science and Technology**. 35 (5), 175–181.

Platzer, C. Hoffmann, H. Córdia, W. (2007). The wetlands as an Ecosan component – experiences with its use and sizing in subtropical climates. *In: Proceedings of the International conference on sustainable sanitation: Food and water security for Latin America*. Fortaleza-CE, BR. CD-ROM.

Philippi, L.S.; Sezerino, P.H. (2004). **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas**. Florianópolis, Ed. do autor, 144 p.

Ridderstolpe P. (2004). **Introduction to greywater management**. Stockholm Environment Institute - SEI, Uppsala.

Rousseau, D.P.L.; Horton, D.; Vanrolleghem, P.A.; De Pauw, N. (2005). Impact of operational maintenance on the asset life of storm reed beds. **Water Science and Technology**. 51 (9), 243e250.

Sousa, J. T.; Van Haandel, A.; Lima, E. P. D.; Henrique, I. N. (2004). Utilização de wetland construídos no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reatores UASB. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.9, n.4, p.285-290.

Stevens, D. K.; Berthouex, P. M.; Chapman, T. W. (1986). The effect of tracer diffusion in biofilm on residence time distributions. **Water Research**, v. 20, n. 3, p. 369-75.

Thackston, E. L.; Shields, F. D.; Schoroeder, P. R. (1987). Residence time distributions of shallow basins. **Journal of Environmental Engineering**. vol. 113, n. 2, 219-223.

Tanner, C.C.; Sukias, J.P.S.; Upsdell, M.P. (1998). Organic matter accumulation and maturation of gravel bed constructed wetlands treating dairy farm wastewaters. **Water Research**. 32 (10), 3046e3054.