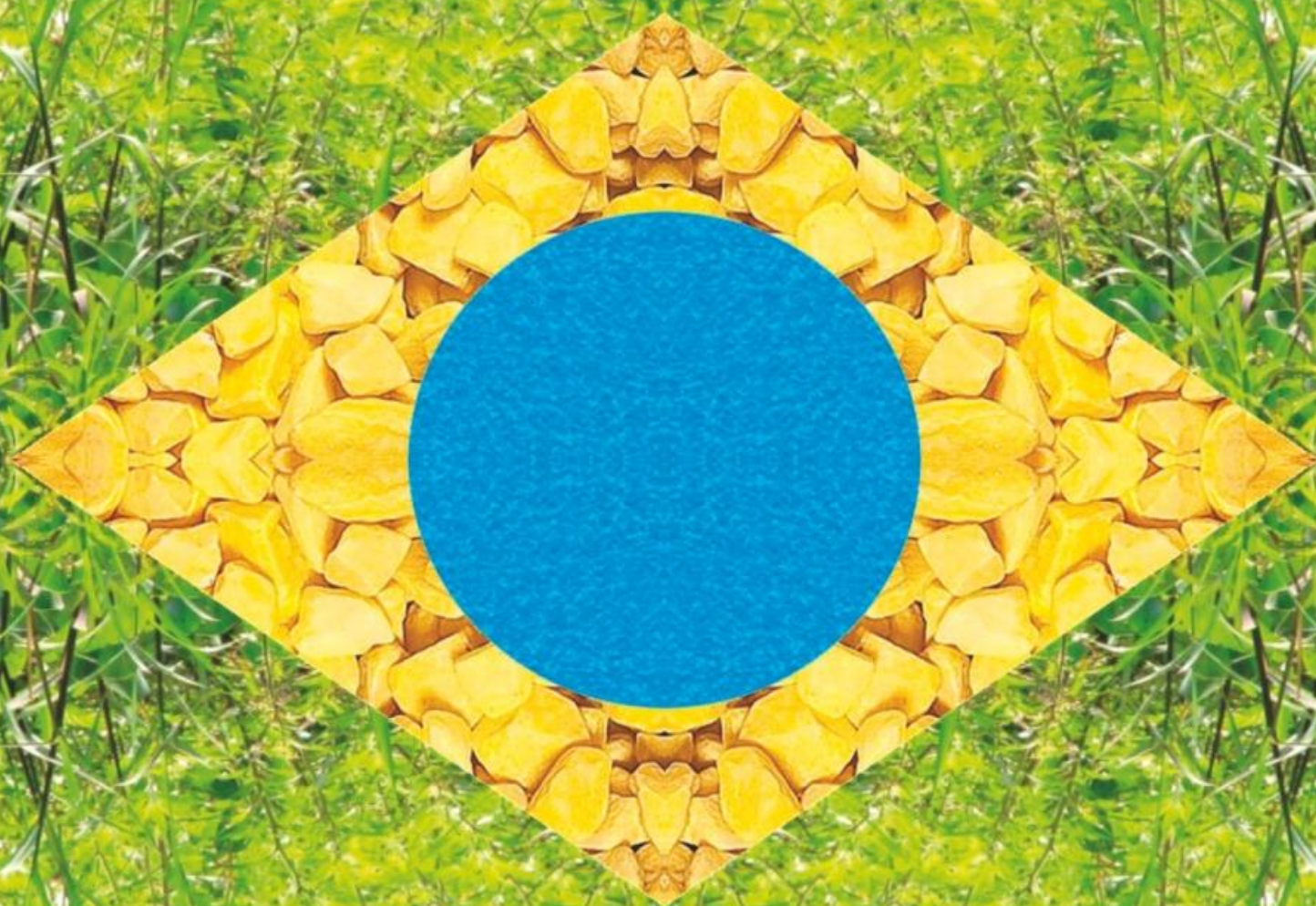


1º SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE
**APLICAÇÃO DE *WETLANDS* CONSTRUÍDOS
NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS**

www.1swbrasil.com.br



De 09 a 11 de Maio de 2013
Auditório da Reitoria - UFSC

Campus Universitário Reitor João David Ferreira Lima - Trindade - Florianópolis - Santa Catarina - Brasil



1º SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE

APLICAÇÃO DE *WETLANDS* CONSTRUÍDOS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS

De 09 a 11 de Maio de 2013 - Auditório da Reitoria - UFSC

APRESENTAÇÃO

Os sistemas tipo *wetlands*, traduzidos literalmente como terras úmidas, vêm sendo empregados no controle da poluição hídrica desde os meados de 1970, notadamente em países europeus como Alemanha, Áustria, França e Inglaterra e, também, nos Estados Unidos da América. Estes sistemas começam a ocupar espaço na literatura a partir da década de 80, século passado, e hoje são amplamente difundidos em revistas especializadas, sites eletrônicos e em reuniões científicas pelo mundo todo. Contudo, poucos trabalhos e pesquisas relacionadas à realidade brasileira são divulgados nestes veículos de comunicação.

Atualmente, diferentes grupos de pesquisas espalhados pelas diversas universidades do Brasil vêm aplicando sistemas tipo *wetlands* construídos, sob as mais diversas configurações e arranjos, no controle da poluição hídrica, notadamente, em relação ao tratamento de águas residuárias. Destacam-se, também, empresas de engenharia que já estão aplicando em escala real estes sistemas para o tratamento de esgotos sanitários, efluentes industriais e percolados de aterro sanitário, nas diferentes regiões do território nacional.

Dentro deste contexto, o “1º SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE APLICAÇÃO DE *WETLANDS* CONSTRUÍDOS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS” tem por objetivos consolidar e fortalecer a atuação e a troca de experiências dos diversos grupos de pesquisa vinculados às universidades brasileiras, profissionais liberais, empresas ligadas ao ramo da Engenharia Sanitária e Ambiental e ONG, que desenvolvem estudos e projetos empregando sistemas tipo *wetlands* no controle da poluição hídrica.

Esperamos, portanto, que este simpósio seja um marco inicial na troca de experiências em nível nacional e perdure ao longo dos anos.

Sentimo-nos honrados em sediar e organizar este primeiro dos muitos simpósios que virão, e esperamos que você possa ampliar sua rede de informações e que faça novos amigos.

Sejam todos bem vindos!

Comissão Organizadora SW Brasil

GESAD-ENS-UFSC



SUMÁRIO

PRIMEIRO AUTOR	TÍTULO DO TRABALHO	PÁGINA
ALMEIDA, R.A	- REUSO DE ÁGUA NA PRODUÇÃO INTEGRADA DE PEIXES E HORTALIÇAS.....	6
ALMEIDA, R.A	- FLUTUADOR PARA PESQUISAS COM CAPIM VETIVER (<i>VETIVERIA ZIZANIOIDES</i>) EM LAGOAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO.....	12
ANDRADE, H.H.B.	- ZONA DE RAÍZES COMO ALTERNATIVA TECNOLÓGICA PARA ADEQUAÇÃO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS EM COMUNIDADE RURAL DE MORRETES-PR.....	17
ARAÚJO, R. B.	- AVALIAÇÃO DE LEITOS CULTIVADOS COM MACRÓFITAS NO PÓS TRATAMENTO DE VINHAÇA ORIUNDA DE REATOR ANAERÓBIO.....	26
BRUGNAGO, N.	- USO DE MACRÓFITAS LEMNÁCEAS (<i>LANDOLTIA PUNCTATA</i>) PARA REMOÇÃO DE NUTRIENTES DO ESGOTO SANITÁRIO E FIXAÇÃO DE CARBONO.....	34
CAMPOS, J.M.	- COMPARAÇÃO ENTRE DUAS UNIDADES ANTIGAS DE LEITOS CULTIVADOS (“WETLANDS” CONSTRUÍDOS) COM DIFERENTES MACRÓFITAS NA RETENÇÃO DE FÓSFORO TOTAL.....	42
CAMPOS, J.M.	- RETENÇÃO DE NUTRIENTES DE ESGOTO DOMÉSTICO POR MACRÓFITA TRADICIONAL E ORNAMENTAL EM “WETLANDS” CONSTRUÍDOS.....	49
COSTA, J.F.	- AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE SISTEMAS DE ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL TRATANDO EFLUENTE DE REATOR UASB.....	54
DE PAOLI, A.C.	- AVALIAÇÃO DAS CONDIÇÕES HIDRODINÂMICAS DE WETLANDS DE ESCOAMENTO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL (UNIDADES PLANTADA E NÃO PLANTADA).....	64
FERREIRA, S.C.R.	- LEVANTAMENTO DE PESQUISAS DESENVOLVIDAS COM WETLANDS SUBSUPERFICIAL DE FLUXO VERTICAL NO BRASIL PARA VERIFICAR AS POSSIBILIDADES DE PADRONIZAÇÃO DO SISTEMA.....	73
FERREIRA, S.C.R.	- CONSERVAÇÃO DE SISTEMAS DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO POR ZONA DE RAÍZES POR MEIO DE MANUTENÇÃO E SENSIBILIZAÇÃO AMBIENTAL.....	80
FERREIRA, S.C.R.	- AVALIAÇÃO DA ACUMULAÇÃO DE ZN E MN EM SISTEMAS DE TRATAMENTO COM LEITOS CULTIVADOS UTILIZANDO <i>CANNA INDICA</i> LILY.....	91
FERRES, G.C.	- REMOÇÃO DE NITROGÊNIO TOTAL, NITRATO E AMÔNIO EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL CULTIVADOS COM <i>CYNODON</i> SPP. E <i>ALTERNANTHERA PHILOXEROIDES</i>	101
HOFFMANN, H.	- COMBINAÇÃO DE TRATAMENTO PRIMÁRIO E SECUNDÁRIO DE ESGOTO DOMÉSTICO EM SISTEMA DE FILTROS PLANTADOS COMO SOLUÇÃO DECENTRALIZADO DE ALTA EFICIÊNCIA E BAIXO CUSTO OPERACIONAL.....	108
HORN, T.B.	- ECOTOXICIDADE DE EFLUENTES SANITÁRIOS TRATADOS COM WETLANDS CONSTRUÍDOS.....	117
KÄFER, S.C.	- APLICAÇÃO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL UTILIZANDO MACRÓFITAS FLUTUANTES PARA O POLIMENTO DE EFLUENTE AGROINDUSTRIAL COM VISTAS A CONTINUIDADE DO SISTEMA DE REUSO.....	126
LANA, L.C.O.	- PESQUISAS DA UFMG COM SISTEMAS DE WETLANDS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO VERTICAL: LIÇÕES APÓS CINCO ANOS DE ESTUDOS.....	133



LOHMANN, G. - CARACTERIZAÇÃO DE UMA WETLAND CONSTRUÍDA DO TIPO ZONA DE RAÍZES UTILIZANDO VARIÁVEIS MICROBIOLÓGICAS.....	143
MAGALHÃES FILHO, F.J.C. - HIDRODINÂMICA DE UM WETLAND CONSTRUÍDO COMBINADO COM UM SISTEMA POR EVAPOTRANSPIRAÇÃO COMO PRÉ-TRATAMENTO	149
MAGALHÃES FILHO, F.J.C. - ASPECTOS HIDROLÓGICOS DE UM SISTEMA COMBINADO POR EVAPOTRANSPIRAÇÃO E WETLAND CONSTRUÍDO DE FLUXO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL.....	158
PELISSARI, C. - WETLANDS CONSTRUÍDOS DE FLUXO VERTICAL EMPREGADO NO TRATAMENTO DE EFLUENTE DE BOVINOCULTURA LEITEIRA.....	165
PY-DANIEL, S.S. - EFICIÊNCIA DO USO DE PLANTAS PARA TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO NA ZONA RURAL DE MANAUS, RESERVA DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL DO TUPÉ, AMAZONAS. .	174
QUEIROZ, L.M. - APLICAÇÃO DE SISTEMAS DE WETLANDS CONTRUÍDOS OPERANDO COMO UNIDADES DE POLIMENTO DE EFLUENTES DE REATORES UASB	183
QUEIROZ, L.M. - AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS PARA TRATAMENTO DESCENTRALIZADO DE ESGOTOS: ESTUDO DE CASO DA ETE VOG VILLE.....	189
RENGERES, E.E. - APLICAÇÃO DE FLUIDODINÂMICA COMPUTACIONAL NA MODELAGEM DE UM WETLAND CONSTRUÍDO DE FLUXO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL PARA TRATAMENTO E REUSO DE ÁGUAS CINZA.....	195
SEVERO, R. G. - AVALIAÇÃO E APERFEIÇOAMENTO DE UM SISTEMA COMPACTO E DESCENTRALIZADO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS	203
SILVA, E.F. - DESEMPENHO DE UM SISTEMA FOSSA BIODIGESTORA / ALAGADO CONSTRUÍDO NO TRATAMENTO DE ESGOTOS DE RESIDÊNCIA RURAL.....	213
SILVA, E.M. - AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA NO TRATAMENTO DE EFLUENTE DE BOVINOCULTURA DE LEITE EM REATOR ANAERÓBIO COMPARTIMENTADO SEGUIDO DE WETLAND CONSTRUÍDO.....	219
SILVEIRA NETO, J.W. - A EVAPOTRANSPIRAÇÃO DAS GRAMÍNEAS CAPIM DA PRAIA (<i>PASPALUM VAGINATUM</i>) E CAPIM DE BURRO (<i>CYNODON DACTYLON</i>) EM SISTEMAS DE TERRAS ÚMIDAS CONSTRUÍDAS UTILIZANDO EFLUENTES INDUSTRIAIS TÊXTEIS	229
SUNTTI, C. - SISTEMAS HÍBRIDOS DE FILTROS PLANTADOS – FLUXO VERTICAL SEGUIDO DE FLUXO HORIZONTAL PARA PÓS-TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO DE UM CENTRO DE TREINAMENTO ..	234
TIMM, J.M. - DESEMPENHO DE JARDINS FILTRADORES (WETLANDS) NO TRATAMENTO DESCENTRALIZADO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS NO SUL DO BRASIL.....	246
UCKER, F.E. - UTILIZAÇÃO DO CAPIM VETIVER NA REMOÇÃO DE NUTRIENTES DO ESGOTO SANITÁRIO.....	257
VALENTIM, M.A.A. - DESENVOLVIMENTO DA MACRÓFITA <i>TYPHA SP.</i> EM LEITOS CULTIVADOS (“CONSTRUCTED WETLAND”).....	262
VASCONCELLOS, G.R. - DIFICULDADES NA IMPLEMENTAÇÃO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS PARA O TRATAMENTO DE CURSO D’ÁGUA POLUÍDO EM REGIÃO URBANA: O CASO DO CÓRREGO BREJO DO QUARESMA, BELO HORIZONTE – MG	266
VELOSO, T.M. - CARACTERIZAÇÃO MICROBIOLÓGICA DE FILTROS PLANTADOS COM MACRÓFITAS UTILIZADOS NO TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS E ÁGUAS CINZAS	272



**1º SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE APLICAÇÃO
DE WETLANDS CONSTRUÍDOS NO
TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS**

**9 a 11
Maio 2013
Florianópolis – SC**

VICH, D.V. - TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO EM WETLANDS HORIZONTAIS DE FLUXO SUBSUPERFICIAL EM ESCALA DE BANCADA: AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DA VEGETAÇÃO E DO TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICA	281
ZERWES, F.V. - ECOTOXICIDADE DE EFLUENTES DE PROPRIEDADE RURAL TRATADOS COM SISTEMA UASB/FILTRO ANAERÓBIO/WETLANDS/UV	290





REUSO DE ÁGUA NA PRODUÇÃO INTEGRADA DE PEIXES E HORTALIÇAS

Rogério de Araújo Almeida⁽¹⁾

Eng. Agrônomo, Dr., Professor da Escola de Agronomia e do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Meio Ambiente da Universidade Federal de Goiás – UFG.

Hideraldo Francisco Monteiro da Costa⁽²⁾

Biólogo, Especialista em Planejamento e Gerenciamento de Recursos Hídricos do Setor de Piscicultura da Universidade Federal de Goiás – UFG.

Fernando Ernesto Ucker⁽³⁾

Eng. Ambiental, MSc., Professor da Pontifícia Universidade Católica de Goiás – PUC/GO. Doutorando em Agronomia pela Universidade Federal de Goiás – UFG.

Endereço⁽¹⁾: Escola de Agronomia / UFG. Caixa Postal 131, Goiânia, GO. CEP: 74.001-970 – Brasil – Tel: +55 (62) 3521-1553 – Fax: +55 (62) 3521-1530 – e-mail: raa@agro.ufg.br

RESUMO

A aquaponia é um sistema de produção que integra de forma eficiente duas áreas agrícolas: a piscicultura (criação de peixes) e a olericultura (produção de hortaliças). O presente trabalho objetivou avaliar o desempenho produtivo de tilápias nilóticas (*Oreochromis niloticus*) e de hortaliças folhosas, num sistema doméstico de aquaponia. O experimento foi realizado no Laboratório de Mecanização Agrícola (Lamagri), da Universidade Federal de Goiás, Goiânia – GO. O sistema de aquaponia foi confeccionado a partir de um contenedor de polietileno, de 1.000 L de capacidade volumétrica. O recipiente foi cortado horizontalmente, resultando em duas partes, uma com 800 e outra com 200 L. A parte maior foi mantida na posição original dentro da grade metálica, foi preenchida com água e destinou-se à produção dos peixes. A parte menor foi posicionada de cabeça para baixo, sobre a grade, foi preenchida com argila expandida e destinou-se à produção das hortaliças e tratamento da água (*wetlands*). Foram utilizados 30 juvenis de tilápias nilóticas com peso médio de $24,87 \pm 7,2$ g e três espécies de hortaliças: alface (*Lactuca sativa*), couve (*Brassica oleracea*) e espinafre (*Spinacia oleracea*). A água dos peixes recebeu oxigenação por meio de aerador (4,5 litros de ar/minuto) e os peixes foram alimentados duas vezes ao dia, na quantidade de 20 g diárias de ração comercial extrusada, contendo 36% de proteína bruta e granulometria de 2 a 4 mm. As plantas foram alimentadas pelos resíduos de ração e pelos excrementos dos peixes, mediante circulação da água. Os resultados médios da análise das variáveis de desempenho produtivo dos peixes foram: peso médio inicial de 24,87 g; peso médio final de 95,31 g; consumo aparente de ração de 1.320 g; biomassa final de 2.288 g (número de peixes x peso médio final); conversão alimentar aparente de 0,86 (consumo de ração/ganho em biomassa); taxa de sobrevivência de 80%; e taxa de crescimento específico de 1,59%/dia [$(\ln \text{ peso final} - \ln \text{ peso inicial})/\text{período} \times 100$]. A tilápia nilótica adaptou-se bem ao sistema de aquaponia estudado, apresentando índices zootécnicos satisfatórios, como taxa de crescimento específico (TCE) e conversão alimentar aparente (CAA). As hortaliças também desenvolveram-se satisfatoriamente.

PALAVRAS-CHAVE: olericultura, piscicultura, aquaponia, hidroponia.

INTRODUÇÃO

Aquaponia é um sistema de produção que integra a piscicultura com a hidroponia, visando o aproveitamento dos resíduos eliminados pelos peixes para a nutrição das plantas (RAKOCY et al., 1993). Entre as vantagens da aquaponia, incluem-se o prolongado reuso da água e a integração dos sistemas de produção de organismos aquáticos e plantas, que permitem uma diminuição dos custos e melhoram a rentabilidade dos sistemas de aquicultura.

Comercialmente, segundo Lennard e Leonard (2006), o sistema de aquaponia encontra-se em fase inicial de pesquisas e produção, todavia, tem grande potencial de utilização por ser um método mais eficiente, gerando economia de espaço na criação de peixes e vegetais. Rakocy e Hargreaves (1993) atribuem os principais



elementos do sistema como sendo o tanque de criação dos peixes, algum material sólido acima do tanque para a sustentação dos vegetais e biofiltro, composto de diversos materiais, que podem ser alternativos, como pneus ou bambu picados, além dos tradicionais meios de suporte, brita e argila expandida.

A carne de peixe contém uma quantidade elevada de proteína animal, semelhante à quantidade encontrada nas carnes bovinas. Além disso, possui as vitaminas A, B₁, B₂, B₆, C, D e E, além de elementos minerais vitais para o ser humano, como o sódio, ferro, cobre e zinco, entre outros (DESCUBRA..., 2011).

Já as hortaliças são um importante componente da dieta, sendo tradicionalmente servidas junto com um alimento proteico e um carboidrato. Elas fornecem não apenas variedade de cor e textura às refeições, mas também nutrientes importantes. As hortaliças têm pouca gordura e calorias, e relativamente pouca proteína, todavia, são ricas em carboidratos e fibras e fornecem níveis significativos de micronutrientes à dieta. Além disso, elas possuem compostos funcionais, que beneficiam uma ou mais funções orgânicas, além da nutrição básica, contribuindo para melhorar o estado de saúde e bem-estar e/ou reduzir o risco de doenças (CARVALHO et al., 2006).

Com base no exposto, o presente trabalho objetivou avaliar o desempenho produtivo de tilápias Nilóticas (*Oreochromis niloticus*) e de hortaliças folhosas, num sistema doméstico de aquaponia.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado no Laboratório de Mecanização Agrícola (Lamagri), da Universidade Federal de Goiás, em Goiânia – GO, no período de 20 de outubro a 12 de dezembro de 2011. O sistema doméstico de aquaponia foi confeccionado a partir de um contenedor de polietileno, com 1.000 L de capacidade volumétrica, envolto em uma grade metálica. O recipiente foi cortado horizontalmente, resultando em duas partes, uma com 800 L e outra com 200 L de capacidade. A parte maior foi mantida na posição original dentro da grade, preenchida com água, e destinou-se à produção dos peixes. A parte menor foi posicionada de cabeça para baixo, sobre a grade metálica, foi preenchida com argila expandida e destinou-se à produção de hortaliças e tratamento da água para os peixes (Figura 1).



Figura 1: Vista geral do sistema de aquaponia estudado. Na parte superior do sistema, o reservatório preenchido com argila expandida (*wetlands*), destinado à produção das hortaliças e tratamento da água. Na parte inferior, o tanque destinado à produção dos peixes.



A água utilizada no experimento foi proveniente do sistema público de abastecimento (água de torneira) e permaneceu em repouso por três dias antes da soltura dos peixes, para a completa volatilização do cloro.

No fundo do reservatório menor foi instalado um registro de esfera, destinado à drenagem de líquidos das raízes das plantas para o tanque dos peixes. Na saída de fundo do reservatório maior foi instalada uma bomba d'água (de máquina de lavar roupa) que, comandada por um temporizador, bombeava a água dos peixes para as plantas. A aplicação da água ocorria pelo período de tempo necessário para encher o tanque das plantas sem ocorrer transbordamento (3min e 30seg). Então, a bomba era desligada, permitindo a drenagem da água de volta ao tanque dos peixes, filtrada pela argila expandida e raízes das plantas, por gravidade. A vazão de drenagem foi regulada mediante abertura e fechamento do registro de esfera, de modo a se obter uma completa drenagem em aproximadamente 20 minutos. Cerca de 25 minutos após a drenagem da água, a bomba era ligada novamente, e o ciclo se repetia indefinidamente. A drenagem do meio suporte proporcionava a entrada de ar atmosférico no interior do meio suporte, permitindo a respiração das raízes das plantas e o desenvolvimento de bactérias aeróbias no biofilme formado na superfície da argila expandida.

A água bombeada era aplicada uniformemente na superfície do leito das plantas por meio de tubos de PVC de 25 mm, perfurados longitudinalmente. Sobre o substrato, abaixo dos tubos perfurados, foram posicionadas tiras de lã de vidro, com o objetivo de filtrar partículas grosseiras de impurezas (resíduos de ração, etc.) oriundas do tanque dos peixes (Figura 2).



Figura 2: Reservatório destinado à produção das hortaliças. Plantas em pleno desenvolvimento na argila expandida, tubos de aplicação da água de circulação e tiras de lã de vidro para remoção de material grosseiro.

Foram utilizados 30 juvenis de Tilápias Nilóticas, revertidos sexualmente para machos, com peso médio de $24,87 \pm 7,2$ g e três espécies de hortaliças: alface (*Lactuca sativa*), couve (*Brassica oleracea*) e espinafre (*Spinacia oleracea*). A partir da segunda semana, a água dos peixes recebeu oxigenação artificial mediante a utilização de um compressor de ar de aquário (Big Air Super Pump A 420). Utilizaram-se as duas saídas de ar do compressor e foram instaladas cápsulas porosas pequenas nas pontas das mangueiras, com vistas à melhor formação de bolhas dentro d'água. O compressor foi regulado para a máxima vazão de ar (posição 'hi'), que foi avaliada em 4,5 L por minuto.

Os peixes foram alimentados duas vezes ao dia (9h00min e 17h00min), na quantidade de 20 g diárias de ração comercial extrusada, contendo 36% de proteína bruta, 6% de extrato etéreo, 3% de matéria fibrosa, 12% de



matéria mineral e 3% de cálcio; com granulometria de 2-4 mm. As plantas foram alimentadas pelos resíduos de ração e pelos excrementos dos peixes, presentes na água do sistema.

Foram realizadas análises de água para monitoramento de nitrito, nitrato, amônia, oxigênio dissolvido, pH, temperatura, dureza, alcalinidade e transparência. O desempenho produtivo dos peixes foi realizado mediante avaliação do peso inicial; peso final; consumo aparente de ração; biomassa final (número de peixes x peso médio final); conversão alimentar aparente (consumo de ração/ganho em biomassa); taxa de sobrevivência e taxa de crescimento específico $[(\ln \text{ peso final} - \ln \text{ peso inicial})/\text{período} \times 100]$. O desempenho produtivo das plantas foi avaliado mediante inspeção do aspecto visual de desenvolvimento e ao término do experimento foram realizadas análises microbiológicas de suas folhas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Uma semana após o início do arraçoamento dos peixes, a água adquiriu coloração esverdeada e foi constatada a morte de seis peixes. A análise de água determinou oxigênio dissolvido de $1,0 \text{ mg L}^{-1}$, pH de 6,7 e temperatura de 24°C . Segundo Silveira et al. (2009), a falta de oxigênio dissolvido na água é considerada a principal causa da mortalidade de peixes em viveiros de piscicultura. Concluiu-se, portanto, que os peixes morreram devido à falta de oxigênio no período noturno, decorrente da respiração das algas e da proliferação de bactérias aeróbias. Esperava-se que a passagem da água pelo leito das plantas e sua queda ao tanque dos peixes fosse suficiente para sua oxigenação, o que não ocorreu. Iniciou-se então a oxigenação artificial, mediante utilização do compressor de ar, o que foi suficiente para garantir a sobrevivência dos peixes, não havendo mais mortes.

Os resultados médios da análise das variáveis de desempenho produtivo dos peixes foram: peso inicial de 24,87 g; peso final de 95,31 g; consumo aparente de ração de 1.320 g; biomassa final de 2.288 g (número de peixes x peso médio final); conversão alimentar aparente de 0,86 (consumo de ração/ganho em biomassa); taxa de sobrevivência de 80%; e taxa de crescimento específico de 1,59%/dia $[(\ln \text{ peso final} - \ln \text{ peso inicial})/\text{período} \times 100]$ e TEP (Taxa de Eficiência Proteica) de 3,53. A tilápia nilótica adaptou-se bem ao sistema de aquaponia estudado, apresentando índices satisfatórios, como por exemplo, taxa de crescimento específico (TCE) e conversão alimentar aparente (CAA).

O ganho de peso da biomassa foi de 1.542 g, para o período experimental que foi de aproximadamente 52 dias, considerado baixo se comparado a experimentos contemporâneos de Tilápias em diferentes sistemas, como o observado por Barros et al. (2009) em que Tilápias Nilóticas, com peso inicial semelhante ao deste experimento, foram confinadas por 32 dias em sistema “raceway” e apresentaram peso final de 104,2 g.

A variável de desempenho Conversão Alimentar Aparente, considerada muito importante para o componente custo em uma estação de piscicultura, mostrou-se abaixo do observado por vários autores (SILVA et al., 2002; FURUYA et al., 2001 e BARROS et al., 2009). Para cada 0,86 kg de ração ingerida foram sintetizados 1 kg de peso na biomassa. À medida que o experimento foi avançando, notou-se desenvolvimento de fitoplâncton na água, o que é extremamente vantajoso já que a tilápia Nilótica é uma espécie de hábito alimentar fitoplanctófago. Assim, verificou-se que a alimentação artificial (ração) foi complementada pela alimentação natural (fitoplâncton).

A TEP (Taxa de Eficiência Proteica) foi de 3,53, logo para cada 1 kg de proteína ingerida, 3,53 kg de peso foram agregados à biomassa total. BARROS et al. (2009) encontraram valor de 2,03 em um experimento realizado com tilápias.

Os parâmetros médios referentes à qualidade de água estão descritos na Tabela 1.



Tabela 1: Parâmetros médios da qualidade da água do sistema de aquaponia estudado.

PARÂMETRO	CONCENTRAÇÃO
pH	6
NO ₂ ⁻ (Nitrito)	1 p.p.m.
NO ₃ ⁻ (Nitrato)	50 p.p.m.
Amônia	1 p.p.m.
Temperatura	22°C
Dureza	20 mg de CaCO ₃ / L
Alcalinidade	20 mg de CaCO ₃ / L
Transparência	20 cm

A exceção do nitrato e da transparência, que encontraram-se alterados, os demais parâmetros estiveram dentro do recomendado para criação de peixes. Muito provavelmente a alteração observada se deu em função da eutrofização da água do sistema, decorrente da incapacidade do leito de plantas em tratar satisfatoriamente a água dos peixes. Assim, sugere-se que seja ampliada a área das plantas, com a instalação de novos leitos, de forma a proporcionar uma melhor 'filtragem' da água e conseqüente melhoria na sua qualidade. As hortaliças também se desenvolveram satisfatoriamente, de forma exuberante (Figura 3). A análise microbiológica das folhas das plantas constatou ausência de *Salmonella*, mas, presença de coliformes termotolerantes em concentração de 1.100 NMP/g.



Figura 3: Vista geral das hortaliças folhosas cultivadas no sistema doméstico de aquaponia.

Das bactérias entéricas dos animais de sangue frio destacam-se as do gênero *Salmonella*, que não foram detectadas nas folhas. Não se esperava a contaminação das folhas das plantas por coliformes, uma vez que o tanque foi preenchido com água tratada e os organismos do grupo coliformes só se desenvolvem em animais de sangue quente. Assim, acredita-se que as bactérias foram trazidas pelos peixes (na água ou aderidas à pele) e se multiplicaram na água da aquaponia por encontrarem condições favoráveis de nutrição e temperatura. Segundo Pádua (2010), embora não os possuam em seu trato digestivo, os animais de sangue frio (peixes) servem de transportadores de contato para os coliformes.

CONCLUSÕES

1. Tanto a Tilápia Nilótica quanto as hortaliças folhosas apresentaram desempenho produtivo satisfatório no sistema doméstico de aquaponia estudado.
2. O elevado teor de nitrato e a baixa transparência da água dos peixes indica a necessidade de adequações no sistema de aquaponia doméstico estudado, com vistas a melhorar a eficiência no tratamento da água.



3. A presença de coliformes nas folhas das hortaliças sugere a necessidade de se modificar o sistema de aplicação da água no tanque das plantas, removendo-se os tubos perfurados (que proporcionam respingos de água nas folhas das plantas) e aplicando a água dentro do meio suporte (argila expandida).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. BARROS, M. M.; RANZANI-PAIVA, M. J. T.; PEZZATO, L. E.; FALCON, D. R.; GUIMARÃES, I. G. Haematological response and growth performance of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus* L.) fed diets containing folic acid. *Aquaculture Research*, v.40, p.895-903, 2009.
2. CARVALHO, P. G. B.; MACHADO, C. M. M.; MORETTI, C. L.; FONSECA, M. E. N. Hortaliças como alimentos funcionais. *Horticultura Brasileira*. 24: 397-404. 2006.
3. DESCUBRA porque a carne de peixe é tão saudável e conheça dicas para comprar. *Redação Ruralnews* de 29/08/2011. *Ruralnews*. Disponível em: <<http://www.ruralnews.com.br/visualiza.php?id=999>>. Acesso em: 04 abr. 2012.
4. FURUYA, W. M.; GONÇALVES, G. S.; FURUYA, V. R. B.; HAYASHI, C. Fitase na alimentação de tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*). *Desempenho e digestibilidade*. *Revista Brasileira de Zootecnia*, v. 30, n. 3, p. 924-929, 2001.
5. LENNARD, W. A.; LEONARD, B. V. A comparison of three different hydroponic sub-systems (gravel bed, floating and nutrient film technique) in an aquaponic test system. *Aquaculture International*. n.14, p. 539-550. 2006.
6. PÁDUA, H. Coliformes totais/fecais: informações sobre os coliformes totais/fecais e alguns outros organismos indicadores, em sistemas aquáticos. 2010. Disponível em: <http://www.google.com.br/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=4&ved=0CEgQFjAD&url=http%3A%2F%2Fwww.portalbonito.com.br%2Fcolunistas%2Fhelcias-de-padua%2F222%2Fcoliformes-totais-fecais&ei=z6dJUfTkN4q09QT3zoDAAQ&usq=AFQjCNGCXDhM791uEVqhwN2_JFJTh6nUMw&bvm=bv.44011176,d.eWU>. Acesso em: 20 mar. 2013.
7. RAKOCY, J. E.; HARGREAVES, J. A. Integration of vegetable hydroponics with fish culture: a review. p. 112-136 in J. K. Wang, editor. *Techniques of modern aquaculture*. American Society of Agricultural Engineers, St. Joseph, Missouri, USA. 1993.
8. RAKOCY, J. E.; LOSORDO, T. M.; MASSER, P. *Recirculating Aquaculture Tank Production Systems*, SRAC publication No. 454, 1993.
9. SILVA, P. C.; KRONKA, S. N.; TAVARES, L. H. S.; SOUZA, V. L. Desempenho produtivo da tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus* L.) em diferentes densidades de trocas de água em raceway. *Acta Scientiarum*, Maringá, v. 24, n. 4, p. 935-941, 2002.
10. SILVEIRA, U. S.; LOGATO, P. V. R.; PONTES, E. C. Fatores estressantes em peixes. *Revista Eletrônica Nutritime*, v. 6, n. 4, p. 1001-1017. 2009.



FLUTUADOR PARA PESQUISAS COM CAPIM VETIVER (*Vetiveria zizanioides*) EM LAGOAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO

Rogério de Araújo Almeida⁽¹⁾

Eng. Agrônomo, Dr., Professor da Escola de Agronomia e do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Meio Ambiente da Universidade Federal de Goiás – UFG.

Felipe João Carvalho Filho⁽²⁾

Biólogo, Professor do Ensino Fundamental do município de Senador Canedo, GO. Mestrando em Biodiversidade Vegetal pela Universidade Federal de Goiás – UFG.

Endereço⁽¹⁾: Escola de Agronomia / UFG. Caixa Postal 131, Goiânia, GO. CEP: 74.001-970 – Brasil – Tel: +55 (62) 3521-1553 – Fax: +55 (62) 3521-1530 – e-mail: raa@agro.ufg.br

RESUMO

Algumas plantas, mesmo não sendo aquáticas, podem se estabelecer e sobreviver em condições de hidroponia. Entretanto, para ser utilizadas diretamente em lagoas de tratamento de esgoto, elas precisam de uma plataforma flutuante para crescer, uma vez que não flutuam por si próprias. O presente trabalho objetivou o desenvolvimento de um flutuador, simples e de baixo custo, que permitisse o estabelecimento e crescimento do capim Vetiver para a realização de pesquisas em lagoas de tratamento de esgoto. O flutuador foi idealizado para ser resistente à ação do esgoto, simples, leve, estável e de fácil confecção e manuseio. Foram realizados vários testes até se chegar a um flutuador com capacidade de cultivo simultâneo de três plantas, confeccionado com material de fácil obtenção e baixo custo. Foram utilizados tubos de PVC, arame galvanizado, garrafas PET, fitas de aço e rebites de alumínio. O flutuador desenvolvido atendeu plenamente às expectativas da pesquisa.

PALAVRAS-CHAVE: *wetlands*, plantas flutuantes, zona de raízes, alagados construídos.

INTRODUÇÃO

O capim vetiver (*Vetiveria zizanioides* L. Nash) é uma gramínea originária do sul da Ásia e tem sido utilizado para diversas finalidades, como na produção de aromatizantes e perfumes finos, como planta medicinal, na proteção do solo contra processos erosivos, na confecção de artesanatos, na fabricação de materiais de construção e no tratamento de esgoto (PEREIRA, 2006).

Embora na Ásia o capim Vetiver seja conhecido como o capim milagroso (CARDOSO, 2011), devido à suas inúmeras utilidades, no Brasil ele tem sido amplamente difundido e utilizado principalmente na vegetação de encostas com o objetivo de controlar a erosão (OROZCO, 2009). Todavia, em países como China, Tailândia e Austrália, o capim Vetiver tem se destacado como uma planta promissora em auxiliar no processo de tratamento de esgotos (UCKER, 2012).

Os tratamentos de esgoto com plantas representam uma tecnologia emergente que está se revelando como uma alternativa, eficiente e de baixo custo, aos sistemas convencionais. Esses sistemas podem ser implementados no mesmo local onde o esgoto é produzido, podem ser operados por pessoas de baixa escolaridade, com baixo gasto energético e são mais flexíveis e menos susceptíveis a variações nas taxas de aplicação de esgoto (BRIX, 1993; SOLANO et al., 2004). Integram-se ao ambiente e são caracterizados como tecnologia apropriada e auto sustentável (PRESZNHUK et al., 2003).

No tratamento de esgotos utilizam-se plantas cujo *habitat* são ambientes aquáticos, como rios, lagos, represas, ou junto destes, que em função de sua localização e mobilidade são classificadas em: marginais ou de talude, flutuantes, submersas, e emergentes (DEUBER, 1992). Nos sistemas de tratamento baseadas em macrófitas



flutuantes livres (BRIX, 1993), o esgoto é purificado ao escoar horizontalmente entre raízes de plantas flutuantes em um reservatório raso.

Dentre os elementos presentes no esgoto sanitário, o nitrogênio e o fósforo podem causar problemas de eutrofização nos corpos receptores e não são totalmente removidos nos processos convencionais de tratamento, o que obriga algumas estações a prover o tratamento a nível terciário (NUVOLARI, 2003), o que é oneroso para as empresas de saneamento.

O capim Vetiver mostrou-se eficiente na remoção de nitrogênio e fósforo do esgoto sanitário em um sistema de alagados construídos de fluxo sub superficial vertical (UCKER et al., 2012), e sua utilização em lagoas de tratamento merece ser pesquisada.

Mesmo não sendo uma planta aquática, o Vetiver pode se estabelecer e sobreviver em condições de hidroponia. No entanto, para ser utilizado diretamente em lagoas de tratamento de esgoto, ele precisa de uma plataforma flutuante para crescer, uma vez que não flutua por si próprio (GUPTA et al., 2012).

Assim, o presente trabalho objetivou o desenvolvimento de um flutuador, simples e de baixo custo, que permita o estabelecimento e crescimento do capim Vetiver para a realização de pesquisas em lagoas de tratamento de esgoto.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado no Laboratório de Mecanização Agrícola (Lamagri) e na Estação de Pesquisas em Tratamento de Esgotos com Plantas (Eptep), da Universidade Federal de Goiás (UFG), localizados no *Campus* Samambaia, no município de Goiânia, Goiás.

O flutuador foi idealizado para ser resistente à ação do esgoto, simples, leve, estável e de fácil confecção e manuseio. Foi confeccionado com material de fácil obtenção e baixo custo e foi testado no enraizamento de mudas de capim Vetiver, flutuando em um tanque de água. Foram realizados vários testes até se chegar a um flutuador com capacidade de cultivo simultâneo de três plantas de capim Vetiver.

Inicialmente pesquisaram-se diferentes materiais para proporcionar a flutuabilidade do equipamento. Foram considerados, isopor, bambu, tubos de PVC, recipientes plásticos e garrafas PET.

Definido o elemento de flutuação, partiu-se para a escolha de um gancho para içar o equipamento (por ocasião das avaliações e movimentação), dos recipientes para o cultivo do capim Vetiver e de um suporte para fixação de todos os elementos juntos.

Como suporte de fixação foram utilizados 0,15 m de um tubo de PVC de 250 mm de diâmetro, perfurado seis vezes com uma serra copo com vistas a receber as garrafas PET flutuadoras (Figura 1).



Figura 1: tubo de PVC com diâmetro de 250 mm, perfurado para a fixação dos elementos flutuadores (garrafas PET de 2 litros).



Para cultivar o capim Vetiver foram confeccionados três recipientes a partir de pedaços de tubo de PVC de 100 mm de diâmetro. Em uma das extremidades dos tubos foram desenhados três triângulos a partir da divisão do perímetro em seis partes iguais. O tubo foi recortado com serra tico-tico, teve as pontas triangulares aquecidas e dobradas para dentro, de forma a fechar o fundo, deixando três aberturas para a saída das raízes do capim (Figura 2). O comprimento final dos recipientes é semelhante ao do suporte do flutuador (Figura 3).



Figura 2: detalhes do fundo do recipiente de cultivo do capim Vetiver com as aberturas para saída das raízes.

Os recipientes de cultivo do capim Vetiver foram arrebitados ao suporte do flutuador. Para tanto foram utilizadas fitas de aço e rebites de alumínio. Os recipientes foram posicionados no interior do suporte, equidistantes entre si e no intervalo entre os furos destinados aos flutuadores e envoltos pela fita de aço. O conjunto foi preso por um alicate de pressão e perfurado com uma furadeira manual e uma broca de aço rápido, que perfurou a fita de aço, o suporte e o recipiente, que foram unidos por dois rebites (Figura 3). A fita de aço foi dobrada para dentro, por cima e por baixo. Na parte de cima foi deixada uma folga de uns dois centímetros com vistas à fixação das três pernas do gancho que será utilizado para pendurar o flutuador por ocasião das avaliações das raízes das plantas.



Figura 3: detalhe da fixação dos recipientes de cultivo do capim Vetiver ao suporte do flutuador, arrebitados em fitas de aço.

O gancho para pendurar o equipamento por ocasião das avaliações e movimentação foi confeccionado com arame galvanizado, com três pernas, conforme utilizado para pendurar vasos de plantas ornamentais (Figura 4).

Foram utilizadas seis garrafas PET de dois litros de capacidade volumétrica como elemento de flutuação. As garrafas foram presas ao suporte pelas próprias tampas, que foram lixadas para permitir uma perfeita vedação de gases e fixação ao suporte. Para garantir máxima flutuabilidade das garrafas elas foram preenchidas com CO₂ mediante utilização de uma pedra de gelo seco.



Figura 4: gancho de três pernas de arame galvanizado utilizado para pendurar o flutuador.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O flutuador desenvolvido (Figura 5) mostrou-se estável, funcional e de simples operação. Para o plantio das mudas do capim Vetiver os recipientes são preenchidos com substrato comercial, específico para produção de mudas de hortaliças. Para que o substrato não vaze pelo fundo dos recipientes, é necessária a utilização de uma tela de nylon.

As garrafas PET são fixadas no suporte do flutuador em uma posição tal que o nível do esgoto fique aproximadamente na metade da altura do substrato, permitindo que parte do substrato tenha oxigênio suficiente para a respiração das raízes novas, até que haja o pegamento das mudas.

É preciso avaliar quanto tempo poderá ser utilizado o flutuador, uma vez que há um perfilhamento das plantas, ocupando todo espaço interno do recipiente (diâmetro de 100 mm).

A avaliação das raízes pode ser realizada de forma simples e rápida, mediante o içamento do flutuador pelo gancho de três pernas.



Figura 5: vista geral do flutuador desenvolvido para pesquisas com capim Vetiver em lagoas de tratamento de esgoto.



CONCLUSÃO

1. O flutuador desenvolvido permite a realização de pesquisas com capim Vetiver em lagoas de tratamento de esgoto.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ARIAS, C.A.; BRIX, H. Humedales artificiales para el tratamiento de águas residuales. Revista Ciência e Ingeniería Neogranadina, v.13, p. 17-24, 2003.
2. BRIX, H. Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal processes, and treatment performance. In: MOSHIRI, G. A. (Ed.) Constructed wetlands for water quality improvement. Boca Raton: CRC Press, 1993. p. 9-23.
3. CARDOSO, C.H.S. Desenvolvimento de um protocolo para micropropagação de Vetiver (*Chrysopogon zizanioides* (L.) Roberty). Originalmente apresentada como relatório de conclusão de curso. Centro de Ciências Agrárias – Agronomia - Universidade Federal de Santa Catarina. 2011. 53 p.
4. DEUBER, R. Ciência das plantas daninhas: fundamentos. Jaboticabal: Funep. 1992. 431 p.
5. GUPTA, P.; ROY, S.; MAHINDRAKAR, A.B. Treatment of water using water hyacinth, water lettuce and vetiver grass - A review. Resources and Environment, 2(5), 202-215. 2012.
6. NUVOLARI, A. O lançamento in natura e seus impactos. In: NUVOLARI, A. (Coord.). Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola. São Paulo: E. Blücher, 2003. p. 171-208.
7. OROZCO, M.M.D. Caracterização da gramínea *Vetiveria zizanioides* para aplicação na recuperação de áreas degradadas por erosão. Belo Horizonte, MG: Universidade Federal de Minas Gerais. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, 2009. 96 p.
8. PEREIRA, A.R. Uso do vetiver na estabilização de taludes e encostas. Boletim Técnico. Ano 01 – n° 003. Setembro 2006.
9. PRESZNHUK, R.A.O. et al. Tecnologia apropriada e saneamento: análise de eficiência de estações de tratamento de esgoto por meio de zona de raízes. In: SEMANA DE TECNOLOGIA: TECNOLOGIA PARA QUEM E PARA QUÊ? Um Olhar Interdisciplinar, 2003, Curitiba. Anais... Curitiba: Cefet-PR, 2003. p. 336-340.
10. SOLANO, M.L.; SORIANO, P.; CIRIA, M.P. Constructed wetlands as a sustainable solution for wastewater treatment in small villages. Biosystems Engineering, London, v. 87, n. 1, p. 109-118, 2004.
11. TRUONG P.; HART, B. Vetiver system for wastewater treatment. Technique Bulletin, No.2001/2, PRVN/ORDPB, Bangkok, Thailand. 2001.
12. UCKER, F.E. Eficiência do Capim Vetiver (*Vetiveria zizanioides* L. Nash) no tratamento de esgoto sanitário. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Universidade Federal de Goiás – UFG, 2012. 102 p.
13. UCKER, F.E.; ALMEIDA, R.A.; KEMERICH, P.D.C. Remoção de nitrogênio e fósforo do esgoto sanitário em um sistema de alagados construídos utilizando o capim vetiver. Ambi-Agua, Taubaté, v. 7, n. 3, p. 87-98, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.925>>.



ZONA DE RAÍZES COMO ALTERNATIVA TECNOLÓGICA PARA ADEQUAÇÃO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS EM COMUNIDADE RURAL DE MORRETES-PR

Helisson Henrique Borsato de Andrade⁽¹⁾

Tecnólogo em Gerenciamento Ambiental pela UTFPR, Mestre em Engenharia Civil PPGEC/UTFPR e Doutorando no Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade da EACH/USP.

Franklin Moreira Pinto⁽²⁾

Tecnólogo em Gerenciamento Ambiental pela UTFPR.

Endereço⁽¹⁾: Av. Arlindo Bértio, 1000. Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo. Ermelino Matarazzo. São Paulo-SP. Brasil. CEP: 03828-000 - Tel: +55 (11) 94881-8686 - e-mail: helisson@usp.br.

RESUMO

Os sistemas convencionais para adequação esgotos muitas vezes não estão acessíveis às regiões mais afastadas, como áreas periféricas e/ou zonas rurais por exemplo. Deste modo algumas soluções locais (fossas negras ou lançamentos a céu aberto, por exemplo) para estes lançamentos podem se apresentar inadequadas do ponto de vista técnico o que acarreta contaminação ambiental e danos à saúde da população envolvida. O presente artigo tem por objetivo a apresentação e discussão das técnicas, materiais e atividades sensibilizadoras envolvidas na implantação de sistemas uniresidenciais que integram zonas de raízes no tratamento de esgotos em uma comunidade rural no município de Morretes-PR. Foram implantados 3 sistemas de tratamento com 2 modelos distintos, 2 dos sistemas eram compostos por caixa de gordura, tanque séptico, zona de raízes (*wetlands* construídos de fluxo vertical afogado) e sumidouro, e o segundo modelo utilizado em um dos sistemas constituiu-se de maneira similar ao primeiro, todavia, continha um biofiltro anaeróbico com recheio de anéis de bambu entre o tanque séptico e a zona de raízes. Utilizou-se de materiais de fácil aquisição e baixo custo para construção dos sistemas de tratamento favorecendo sua aplicação sem prejudicar o funcionamento do mesmo. Quanto as eficiências de tratamento, os sistemas atingiram remoções máximas de até 96% de DBO₅ e 89% de DQO, os nutrientes entre 33% de Nitrogênio e 86% de PO₄ e patógenos cerca de 98% na remoção de coliformes.

PALAVRAS-CHAVE: *wetlands* construídos, zonas de raízes, esgoto doméstico, sistemas uniresidenciais, atividades de sensibilização ambiental, área rural.

INTRODUÇÃO

Sistemas de tratamento de esgotos sanitários que integram Zonas de Raízes são parte de uma vasta gama de tecnologias denominadas genericamente de *wetlands* construídos, estas por sua vez, constituem-se como representações de áreas alagáveis naturais (brejos, várzeas, pântanos) utilizadas para depuração de águas residuárias (METICALF e EDDY, 1991). Tais sistemas naturais de tratamento de esgotos utilizam-se da interação entre processos ecológicos para ciclagem de nutrientes e consumo de matéria orgânica melhorando assim a qualidade do efluente aplicado.

São características da referida tecnologia, a simplicidade construtiva e operacional, baixo consumo de insumos e elevada eficiência na remoção de contaminantes dos esgotos. Segundo Brix (1997), esses sistemas podem ser implementados no mesmo local onde o efluente é produzido, possuem baixo custo energético e são menos susceptíveis às variações nas taxas de aplicação de esgoto, constituindo assim uma alternativa para tratamento esgoto doméstico individual ou de pequenas coletividades.

Convencionalmente tem se adotado como medida para a adequação dos esgotos sanitários a implantação de grandes ETE – Estações de Tratamento de Efluentes, que são instaladas nos centros urbanos para atender vastas regiões. Estes arranjos, apesar de apresentarem eficiência no tratamento, podem ser demasiadamente



onerosos e demandar de conhecimento tecnológico relativamente avançado para construção e operação, limitando sua aplicação e a consequente universalização do saneamento básico em todas as regiões – áreas rurais e periferias, por exemplo (ANDRADE, 2012).

No Brasil a questão do saneamento básico vem sendo amplamente discutida e a necessidade de melhoria ao atendimento à população pelos serviços de coleta e tratamento de esgotos inquestionável. Para o ano de 2009 em torno de 30% dos domicílios brasileiros não possuíam qualquer tipo de tratamento e/ou controle dos esgotos sanitários, considerando ainda mesmo que simplesmente fossas sépticas, fossas negras ou valas de escoamento (IBGE, 2009), representando cerca de 15 milhões de domicílios não atendidos por este serviço básico, lançando seus dejetos diretamente no solo ou corpos hídricos. Segundo o Ministério das Cidades, cerca de 44% da população brasileira está conectada à rede de coleta de esgoto, e em relação a este esgoto coletado, somente em torno de 40% é tratado (SNIS, 2009).

Vários problemas socioambientais são correlacionados a ausência ou ineficiência no tratamento de esgotos domésticos. Quando estes efluentes não recebem um tratamento adequado expõem as populações humanas a riscos eminentes, acarretando problemas de saúde individual e coletiva, seja pelo contato direto ou ainda pela contaminação de ambientes naturais.

O saneamento básico é direito primordial a qualquer indivíduo, reconhecido recentemente pelo Conselho de Direitos Humanos da ONU (Organizações das Nações Unidas), que afirmou em consenso que o direito a água potável e tratamento dos dejetos é derivado do direito a um padrão de vida adequado, contido em diversos acordos internacionais, obrigando assim as nações signatárias ao fornecimento destes serviços e suas populações (OHCHR, 2010).

O objetivo deste trabalho é apresentar as técnicas, materiais e os mecanismos de abordagem utilizados no Projeto Saneamento Rural, realizado no ano de 2012 no Assentamento Rural Nhundiaquara, no município de Morretes, no qual foram implantadas 3 (três) unidades demonstrativas em escala real de sistemas de tratamento de esgotos que integram zonas de raízes, em residências previamente selecionadas, com o intuito de difusão tecnológica, aprimoramento técnico/construtivo e evocação de temas associados ao saneamento básico, saúde individual e coletiva e conservação da natureza.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

O Projeto Saneamento Rural foi conduzido no Assentamento Rural Nhundiaquara gleba Pantanal, Morretes, Paraná. O clima da região de estudo segundo a classificação de *Koepfen* é tipo Cfa (Clima Subtropical Úmido - Mesotérmico), com média do mês mais quente superior a 22°C e no mês mais frio inferior a 18°C, sem estação seca definida, verão quente e geadas menos frequentes (VANHONI E MENDONÇA, 2008).

A comunidade em questão é composta por cerca de 40 famílias de pequenos agricultores com vocação a agricultura orgânica e tratos agroflorestais, que na ocasião em sua maioria não possuíam dispositivos adequados para os lançamentos e tratamentos sanitários, sendo comumente despejados em fossas negras, corpos hídricos ou valas no solo.

Descrição da tecnologia

Foram implantadas três unidades (demonstrativa) individuais de tratamento de esgotos entre os meses de maio e agosto de 2012, sendo duas compostas por: caixa de gordura, tanque séptico, e zona de raízes (*wetlands* construídos) (Modelo 1), e uma integrando um biofiltro anaeróbio com meio suporte de anéis bambu entre o tanque séptico e zona de raízes (Modelo 2), conforme apresentado na Figura 1.

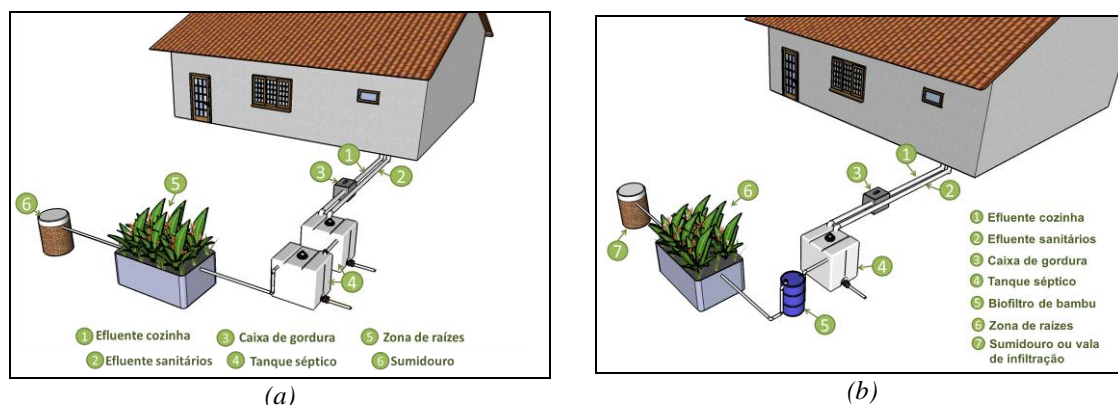


Figura 1 – Layout do sistema de tratamento de esgotos por zonas de raízes: (a) Modelo 1 e (b) Modelo 2.

Uma estação de tratamento de zona de raízes basicamente são módulos cultivados com macrófitas aquáticas emergentes, escavados no solo, preenchidos com meio suporte (cascalho, pedras, solo, areia etc.), devem possuir sistemas de impermeabilização (lona plástica, geomembranas, argila entre outros) para impedir a contaminação do solo e lençol freático com efluente (ANDRADE, 2012; BRIX, 1997; PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Para que o sistema funcione corretamente, deve ser precedido por uma caixa de gordura, para separação dos sólidos flutuantes (óleos e graxas) das águas residuárias oriundas da cozinha, também deve haver a passagem do efluente por um Tanque Séptico.

O módulo de zona de raízes modelo Kaick (2002) (Figura 2) contém plantas cultivadas sobre um filtro físico estruturado por uma camada de brita nº 2, recoberto com brita fina para evitar a postura de ovos vetores. Esta camada de brita encontra-se sobre outra camada do filtro composta de areia de granulometria de média para grossa. Ao fundo deste filtro, ficam acomodadas nova camada de brita grossa juntamente com as tubulações que captam o efluente tratado, conduzindo-o para fora da estação (ANDRADE, 2012).

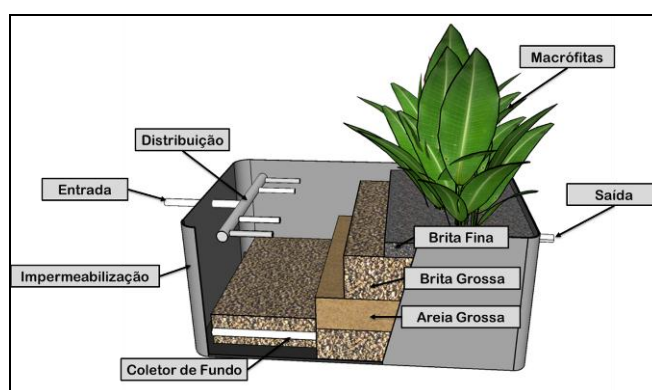


Figura 2: Vista do módulo de zona de raízes, com destaque para as diferentes camadas componentes do meio filtrante (brita fina, brita grossa e areia).

FONTE: Andrade (2012)

Foi utilizada uma composição de duas espécies no cultivo dos sistemas de zonas de raízes, as do gênero *Costus spp.* (cana-do-bréjo) e *Heliconia spp.* (heliconia, caetê), plantas com potencial ornamental coletadas no entorno da região de estudo.



Dimensionamentos

Para o dimensionamento das etapas de pré-tratamento como caixas de gordura e tanques sépticos, adotou-se os critérios dispostos pelas normas ABNT NBR 13969 de 1997, ABNT NBR 7229 de 1993, ABNT NBR 8160 de 1999.

No dimensionamento da unidade de zona de raízes utilizou-se da fórmula *ad hoc* que considera o volume mínimo necessário para manutenção do TDH (Tempo de Detenção Hidráulica) adotado, em virtude da vazão e porosidade do meio filtrante (Equação 1).

Equação 1:

$$Vt = \frac{TDH \cdot (Q \cdot N)}{0,46}$$

Onde:

Vt = Volume total (m³)

TDH = Tempo de detenção hidráulica (dias)

Q = Vazão (m³/dia) estimada

N = Número de usuários

$0,46$ é o índice de espaços vazios para areia grossa e brita N^o2 obtido por Andrade (2012).

Observação: Adota-se 1m de profundidade útil, logo, cada 1m³ útil equivale a 1m² útil de demanda.

Análises laboratoriais

Os ensaios físico-químicos e microbiológicos foram realizados seguindo parâmetros do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* em laboratório contratado para tal, com amostras coletadas na entrada e saída de cada sistema, referentes os seguintes parâmetros: DQO, DBO₅, Sólidos Totais, Nitrogênio Total Kjeldahl, Fosfato (PO₄) e Coliformes Totais.

As coletas foram realizadas no dia 01 de outubro de 2012, no local de estudo e encaminhadas no mesmo dia ao laboratório localizado na cidade de Curitiba, Paraná.

Relações comunitárias

No que tange as relações com a comunidade, o presente projeto teve como balizamento para suas atividades, a difusão e aprimoramento tecnológico, a educação sanitária e a sensibilização ambiental e a minimização de danos à saúde. Para tanto, considerou-se a observação e a contemplação de situações como principais mecanismos de interação e participação com a comunidade, instigando a capacidade transformadora do indivíduo e este em coletivo comum transformadores de situações.

Sob esta contextualização cabe dizer que o mundo não é um limite, é um horizonte. O que interrogar é objeto de escolha do interrogante. Resulta do cruzamento de sua vontade com o universo de seu envolvimento prático e de seu compromisso político, cultural e ideológico (RODRIGUES, 1992).

Considerou-se o trabalho participativo como fonte motriz na intenção de difundir e aprimorar ideias e tecnologias, onde para a construção de tais unidades demonstrativas de tratamento de esgotos, foram principalmente almejados trabalhos em sistemas de mutirão.

Após a conclusão das etapas construtivas, foram realizados 2 minicursos, um voltado principalmente para a comunidade local e outro para a comunidade em geral (academia, profissionais da área, gestores públicos, entre outros). Onde se tornou possível instruir quanto às técnicas construtivas, as demandas de operação e conceitos referentes à zona de raízes, bem como e principalmente, propor diretrizes para a sustentabilidade e respeito com a natureza.



RESULTADOS

As dimensões adotadas levaram em consideração o número máximo de 6 usuários (ocupantes permanentes de baixo padrão ABNT NBR 7229 de 1993), este valor também foi adotado como critério mínimo de projeto, mesmo que na residência houvesse menor quantidade de usuários visando atender extrapolações não relatadas. O Quadro 1 apresenta os dados de dimensão útil para cada etapa nos dois modelos de sistema de tratamento de esgotos utilizados.

Quadro 1 – Dimensão útil dos aparatos componentes do sistema de tratamento de esgotos.

	APARATO	DIMENSÃO ÚTIL
MODELO 1	Caixa de gordura	0,018m ³
	Tanque séptico	2m ³
	Zona de raízes	4m ²
MODELO 2	Caixa de gordura	0,018m ³
	Tanque séptico	1m ³
	Biofiltro	0,2m ³
	Zona de raízes	4m ²

O projeto utilizou-se de materiais de fácil aquisição, com custos reduzidos e com eficiência em sua aplicação, para tanto foram utilizadas, lonas plásticas agroforte 250 micras de uso agropecuário para impermeabilização do solo na zona de raízes, reutilização de containers plásticos de transporte de cargas líquidas (1000L) e bombonas plásticas (200L), para os tanques sépticos e biofiltro, meio filtrante como areia, brita e anéis de bambu e plantas coletadas na região (Figura 3).



(a)



(b)



(c)

Figura 3 – Imagens dos sistemas de tratamento analisados: (a) Sistema 1; (b) Sistema 2; (c) Sistema 3.



As unidades demonstrativas foram divididas em três sistemas: Sistema 1, este foi o primeiro a ser implantando e com mais tempo de operação (Modelo 1 – Figura 1); Sistema 2, seguindo na sequência de operacionalização (Modelo 2 – Figura 1); e Sistema 3, que foi o último a operacionalizar e que no momento da coleta não havia sido feito o plantio das macrófitas (Modelo 1 – Figura 1).

Com o intuito de observação do desempenho dos sistemas de tratamento, coletas sistematizadas de amostras para ensaios, nas entradas e saídas de cada unidade, antes e pós-tratamento, considerando ponto de entrada o afluyente que chega aos tanques sépticos e ponto de saída o efluente após as Zonas de Raízes.

A Figura 4 apresenta as eficiências de remoção em porcentagem de poluentes nos sistemas implantados, representados pelos parâmetros de matéria orgânica em termos de DBO₅ e DQO, como medida de matéria orgânica, sólidos totais, nitrogênio total, fosfato (PO₄) e coliformes totais, para os organismos patógenos.

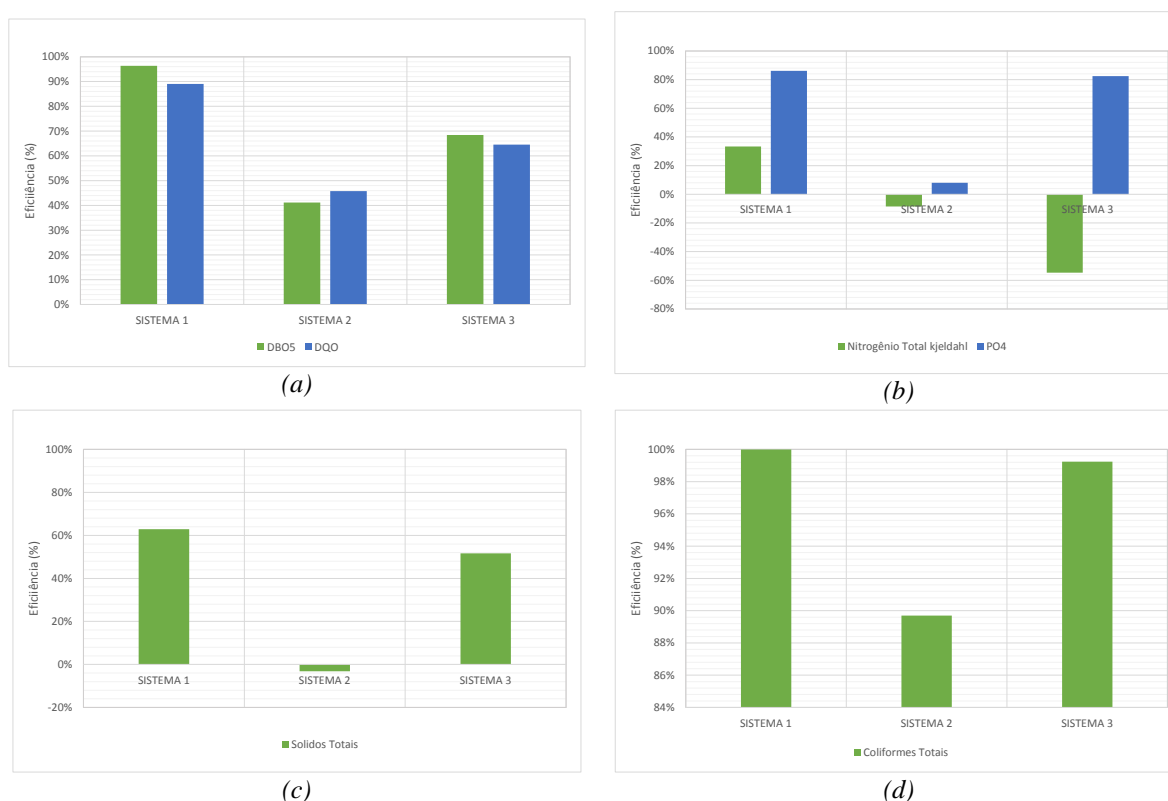


Figura 4 – Gráficos de eficiência dos sistemas de tratamento: (a) remoção de matéria orgânica em termos de DBO₅ e DQO; (b) eficiências na remoção de nutrientes quanto a Nitrogênio Total kjeldahl; (c) remoção de sólidos totais e; (d) remoção de coliformes.

Em análise ao gráfico acima podemos observar que o sistema 1 apresentou as maiores eficiências, tanto na remoção de matéria orgânica (96% de DBO₅ e 89% de DQO), nutrientes (33% de Nitrogênio e 86% de PO₄) e patógenos (cerca de 98% de coliformes), este foi o primeiro a ser operacionalizado, portanto, tal comportamento pode demonstrar estabilidade do sistema.

O Sistema 2 apresentou elevada eficiência na remoção de coliformes (cerca 89%), porém relativamente baixa no tocante a matéria orgânica (41% de DQO e 45% DBO₅) e nutrientes (8% de PO₄), chegando a um aumento nas concentrações de nitrogênio (-8%) na saída, que pode ser atribuído a instabilidade do sistema, visto seu menor tempo de operacionalidade, onde as plantas cultivadas ainda estavam em potencial fase de adaptação, outros fatores devem ser considerados nesta análise, tais como a evapotranspiração que pode concentrar o efluente de saída, conforme descreve Brasil e Matos (2008) e o TDH, que para este projeto e implantação das unidades demonstrativas foi adotado um TDH mínimo de 3 dias, sendo que as coletas de amostragem foram



realizadas no mesmo dia, isto pode significar que a coleta de saída referia-se a um efluente com maior carga aplicado nos dias anteriores.

O Sistema 3 apresentou eficiências menores que o Sistema 1, visto que ainda não haviam sido plantadas as macrófitas no período de amostragem, e também o baixo tempo de operação, pois foi o último a ser operacionalizado. No tocante a “produção” elevada de nitrogênio (-54%) apresentada na Figura 4b, pode estar atrelada a fenômenos semelhantes e descritos acima, todavia, ocorrem elevadas eficiências na remoção de fósforo (82%), matéria orgânica (68% DBO₅ e 64% DQO) e coliformes totais (96%).

Houve pronto interesse da comunidade de modo geral, a contar principalmente pelo déficit de adequações sanitárias na maioria das residências e também, de certa forma pela curiosidade, pois ao tratar esgotos utilizando-se de plantas, tais aparatos passaram a compor os jardins das casas, onde os sistemas implantados foram instalados nas áreas nobres dos quintais, revogando a ideia de rejeição ou transferência de responsabilidades no trato com os dejetos humanos e sendo esta uma referencia cultural.

Desde o momento da construção das unidades demonstrativas de tratamento de esgotos nas três casas selecionadas estas se firmaram como polos difusores, a destacar desde o início a implantação das unidades principalmente por sistemas de mutirão, que é tido como uma prática comum para a execução dos afazeres entre os moradores desta comunidade, ainda, a localização e distribuição destas unidades demonstrativas, próximos a estradas ou local de circulação da população e também a relação das famílias beneficiadas com a comunidade de modo geral.

Quando houve os minicursos, os próprios moradores beneficiados fizeram questão de demonstrar preocupação e entendimento de caso, sendo estes verdadeiros anfitriões do saber popular atrelado ao saber científico. A Figura 4 ilustra a participação da comunidade e os minicursos.



FIGURA 4: Minicursos e contemplação dos Sistemas de Tratamento de Esgotos por Zona de Raízes pela comunidade.



Os minicursos ocorrerão em duas etapas, à primeira numa concepção mais teórica e ilustrativa, com palestras e discussão sobre assuntos relativos ao saneamento básico ou a falta do saneamento, conservação ambiental e mobilização de comunidade. As dinâmicas nesta etapa ficarão principalmente associadas à apresentação de imagens e dados relativos em equipamento multimídia, bem como de ilustração de aspectos construtivos, operacionais e funcionais das zonas de raízes. A segunda etapa dos minicursos consistiu-se em visitas *in loco* aos locais onde foram implantadas as unidades demonstrativas. Nesta etapa a observação foi a principal ferramenta de sensibilização almejada e utilizada, propondo que os participantes a partir de suas contemplações, curiosidades e entendimento fizessem indagações, explicações e até proposições, ampliando desta forma o diálogo, valorizando o saber popular, estimulando o saber científico e a difusão de tecnologias simples e eficazes para o tratamento de esgotos como as que integram zonas de raízes.

CONCLUSÃO

Os sistemas de tratamento de esgotos que integram as zonas de raízes apresentam grandes possibilidades de utilização a fim de minimizar problemas correlatos ao déficit de saneamento básico, com materiais simples como lonas plástica, recipientes reutilizados, plantas da localidade e meio filtrante facilmente adquiridos, pode-se confeccionar sistemas seguros e eficientes com baixo custo financeiro para sua construção.

Outro aspecto de evidente relevância e o potencial de aplicação da tecnologia, após correto dimensionamento sua construção não demanda de mão de obra especializada ou infraestruturas complexas, possibilitando assim a manufatura pelo próprio morador dotado de conhecimento para tanto.

Os valores praticados para este projeto foram em média de R\$ 1200 (um mil e duzentos reais) para cada sistema implantado. Neste valor não estão atrelados os relativos à mão de obra para execução, visto os trabalhos de mutirão que foram realizados.

Sistemas descentralizados de tratamento de esgotos, como os que integram zonas de raízes, apresentam significativas mudanças para a população até então desatendida. Garantindo desta forma que direitos fundamentais possam ser exequíveis, valorizando e promovendo melhor qualidade de vida às populações de modo geral. Ainda, tais sistemas, minimizam os impactos negativos causados ao ambiente natural, favorecendo a conservação e promovendo a biodiversidade.

Quanto aos resultados obtidos na análise de qualidade dos efluentes, apesar de demonstrar tendências de funcionamento, destaca-se que os mesmos representam apenas uma análise pontual sem periodicidade, deixando de considerar as variações típicas de funcionamento dos sistemas biológicos, que estão relacionadas a fatores meteorológicos, taxas hidráulicas e de carga orgânicas e nutrientes que afetam diretamente as eficiências havendo, portanto, a necessidade de maiores estudos e acompanhamento sistemático para melhores definições.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a FADDHA (Fundação Assistencial de Defesa da Dignidade Humana) pelo suporte financeiro para realização do Projeto Saneamento Rural que serviu de fonte de dados para este artigo.

REFERÊNCIAS

1. ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. (1993). Projeto, Construção e Operação de Sistemas de Tanques Sépticos. NBR 7229. Rio de Janeiro: ABNT, 15p.
2. ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. (1997). Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. NBR 13969. Rio de Janeiro: ABNT, 60p.
3. ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas (1999) Sistemas prediais de esgoto sanitário -Projeto e execução. NBR 8160. Rio de Janeiro: ABNT, 74p.



4. ANDRADE, H. H. B. Avaliação do Desempenho de Sistemas de Zona de Raízes (*Wetlands* Construídas) em Escala Piloto Aplicados ao Tratamento de Efluente Sintético. Dissertação (Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil). UTFPR. Curitiba, 2012. 87p.
5. BRASIL, M. S. MATOS, A. T. Avaliação de Aspectos Hidráulicos e Hidrológicos de Sistemas Alagados Construídos de Fluxo Subsuperficial. Engenharia Sanitária Ambiental. Vol. 13. n. 3. p323-328. 2008.
6. BRIX, H. Do Macrophytes Play a Role in Constructed Treatment Wetlands? Water. Science and Technology. Vol. 35. n5. p11-17.1997.
7. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Síntese de indicadores sociais: uma análise das condições de vida da população brasileira. Brasil: 2009. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/servidor_arquivos_est/diretorios.php>. Acesso em: 05 maio. 2011.
8. METCALF e EDDY. INC. Wasterwater Engineering – Treatment, Disposal and Reuse. 3º ed. McGraw-Hill Book. 1991, 1334p.
9. KAICK, T. S. Estação de Tratamento de Esgoto por Meio de Zona de Raízes: uma proposta de tecnologia apropriada para saneamento básico no litoral do Paraná. 2002. 116 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia) – CEFET-PR, Curitiba, 2002.
10. OHCHR – Office of the Commissioner for Human Rights. News 2010. Disponível em: <http://www.ohchr.org/en/News>. Acesso em: 11 fev. 2012.
11. PHILLIPI, L. S. SEZERINO, P. H. Aplicação de Sistemas Tipo Wetlands no Tratamento de Águas Residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas. Florianópolis: 2004, 144p.
12. RODRIGUES, N. Lições do Príncipe e Outras Lições. 14ª ed. São Paulo, 1992, 111p.
13. VENHONI, F. MENDONÇA F. O Clima do Litoral do Estado do Paraná. Revista Brasileira de Climatologia. Vol.3. p49-63. 2008.
14. SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Brasília (DF): Ministério das Cidades, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental; 2011. Acesso em 15 abril 2013. Disponível em: <http://www.snis.gov.br>



**AVALIAÇÃO DE LEITOS CULTIVADOS COM MACRÓFITAS NO PÓS
TRATAMENTO DE VINHAÇA ORIUNDA DE REATOR ANAERÓBIO**

Ramyro Batista Araújo⁽¹⁾

Tecnólogo em Saneamento Ambiental pelo Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Ceará – IFCE, Engenheiro Agrônomo pela Universidade Federal do Ceará - UFC e Aluno de Especialização em Gestão Ambiental na Universidade de Fortaleza - UNIFOR

José Wilmar da Silveira Neto⁽²⁾

Engenheiro Agrônomo – UFC; Mestre em Tecnologias Tropicais FHS KOELN (Universidade de Ciências Aplicadas de Colônia); Doutor em Engenharia Civil – UFC; Área de concentração em Recursos Hídricos; Pós Doutorado em Tecnologia dos Trópicos - FHS KOELN e integrante da GAWN, German Alumni Water Network.

Eduardo Bosco Mattos Cattony⁽³⁾

Biólogo pela UFSCar; mestre em Ciências da Engenharia Ambiental pela USP; doutor em construção Civil pela USP; atual professor do Departamento de Construção Civil do Instituto de Educação, Ciência e Tecnologia do Estado do Ceará – IFCE, campus Fortaleza.

Endereço⁽¹⁾: Rua Henrique Rabelo, 1396 – Joaquim Távora - Fortaleza - CE - CEP: 60110-540 - Brasil - Tel: (85) 32261802 - e-mail: ramyrobatista@gmail.com

RESUMO

A disposição indevida da vinhaça no solo e por consequência, nas águas subterrâneas apresenta grande impacto ambiental, devido principalmente à alta demanda de oxigênio necessário para decompor a matéria orgânica existente neste efluente. Em busca de alternativas que minimizem os impactos causados pelo lançamento de vinhaça no solo, a presente pesquisa experimental tem como objetivo à avaliação de duas unidades de Leitos Cultivados (LC) com macrófitas, uma de fluxo superficial horizontal (LCFSH) e outra de fluxo superficial vertical (LCFSV) em escala de bancada, que atuaram como pós-tratamento da vinhaça proveniente de reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF). A macrófita utilizada no experimento foi o junco (*Eleocharis sp.*) que obteve uma boa adaptabilidade ao efluente utilizado, desenvolvendo-se vegetativamente e reprodutivamente, contribuindo assim para a eficiência no tratamento. Através das análises físico-químicas pode-se perceber uma eficiência de remoção de matéria orgânica próxima a 50% para o LCFSH e de 70% para o LCFSV e redução nos valores da condutividade elétrica de 1115 uS/cm, na entrada dos sistemas, para 132uS/cm na saída. Portanto, ambos sistemas, operados nas condições usadas nesta pesquisa, podem ser usados como opção para o pós tratamento da vinhaça, porém, o sistema de LCFSV se mostrou mais eficiente do que o sistema LCFSH, seja pela maior eficiência de remoção de matéria orgânica, seja pela diminuição da condutividade.

PALAVRAS-CHAVE: macrófitas, plantas aquáticas, leitos cultivados, wetlands, vinhaça.

INTRODUÇÃO

A água é hoje um dos recursos naturais mais ameaçados devido a intensas e crescentes agressões ao ambiente. A poluição direta ou indireta dos recursos hídricos é resultado do uso incorreto que o homem faz da água e das atividades que desenvolve nas margens dos rios e nas bacias hidrográficas como um todo (MOTA, 1997). Essas atividades estão quase sempre relacionadas com o lançamento de efluentes.

Dentre os sistemas naturais de tratamento de efluentes, uma das tecnologias mais promissoras são os sistemas de wetlands construídos (leitos cultivados) devido às suas características de simplicidade de construção, operação, manutenção, estabilidade dos processos envolvidos e, custo efetivo, dentre outros (HABERL, 1995).



Wetland é um termo genérico utilizado para definir um universo de habitats úmidos, que são conhecidos sob diversas denominações, como banhados, pântanos, brejos, zonas alagadiças, leitos, charcos, manguezais e áreas similares, estando sujeitos a inundações periódicas ou permanentes, que mantêm o solo suficientemente saturado para o estabelecimento de plantas macrófitas e o desenvolvimento de solos hidromórficos. Estes sistemas apresentam características e propriedades comuns e dependem da geologia, geomorfologia, solo e das condições climáticas (ANJOS, 2003).

Segundo ALENCAR (2004), as wetlands são encontradas na literatura com várias denominações: constructed wetlands, treatment wetlands; vegetated submerged beds, reed bed treatment systems, fito-etar's, fito-lagunagem. No Brasil, recebe algumas denominações como Terras Úmidas (TUs), Terras Úmidas Construídas (TUCs), terras úmidas artificiais; zonas úmidas artificiais, estação de tratamento por meio de zona de raízes, módulos com vegetais, leitos hidropônicos de areia, filtro de plantas, wetlands construídas e leitos cultivados com macrófitas, denominação escolhida para ser utilizada nesse trabalho.

O termo Leito Cultivado ou "Constructed Wetland" refere-se à tecnologia de tratamento de águas residuárias baseada nos processos físicos, químicos e biológicos encontrados nos ecossistemas das várzeas naturais. Elas são consideradas hoje um método de tratamento de tecnologia simples, de fácil operação e de baixo custo, que minimizam os riscos das águas residuárias e, também, reduzem a contaminação microbiana (AMELIA, 2001).

Dentre as principais características relacionadas estão à adequada ciclagem de nutrientes, a remoção da matéria orgânica e a possível redução de microrganismos patogênicos presentes nas águas residuárias (PHILIPPI, 2004). Estes sistemas têm como os principais componentes o meio suporte (que pode ser solo, areia, brita ou outro material), espécies vegetais, mais conhecidas como macrófitas e microrganismos associados às raízes dessas plantas que são os principais responsáveis pela remoção dos contaminantes da água residuária.

Inserido nesse contexto, e na busca de alternativas que minimizem os impactos causados pelo lançamento de vinhaça no solo, a presente pesquisa experimental teve como objetivo à avaliação de duas unidades de Leitos Cultivados (LC) com macrófitas, uma de fluxo superficial horizontal (LCFSH) e outra de fluxo superficial vertical (LCFSV), em escala de bancada, que atuaram como pós-tratamento da vinhaça proveniente de reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF).

A vinhaça é um sub-produto da indústria sucro-alcooleira que apresenta pH ácido, alto teor de sais (24000 a 80000 mg/l), grande teor em matéria orgânica (4000 a 64000 mg/l), presença de ácido sulfúrico livre, concentrações elevadas de potássio, cálcio, magnésio, sulfato e nitrogênio (PEREIRA *et al*, 2004). Portanto, a vinhaça, se não tratada adequadamente, pode causar grandes impactos ambientais, principalmente aos recursos hídricos.

MATERIAIS E MÉTODOS

De acordo com SILVEIRA NETO (2003), não há um critério geral para a escolha da macrófita apropriada a um tratamento específico de efluentes, o que se deve é observar as espécies nativas presentes na região e montar um experimento com algumas das variedades, observando a sua adaptabilidade ao efluente utilizado.

Retiraram as macrófitas da lagoa do Papicu, conhecida por sua diversidade de macrófitas aquáticas e recebimento de efluentes doméstico. Utilizaram-se das macrófitas aguapé (*Eichhornia crassipes*), o alface d'água (*Pistia stratiotes*), a taboa (*Typha sp.*) e o junco (*Eleocharis sp.*), para realização de testes de adaptabilidade das mesmas a vinhaça proveniente de reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF).

Após a retirada das macrófitas da lagoa, deu-se início a montagem de bacias com as espécies flutuantes, aguapé (*Eichhornia crassipes*) e alface d'água (*Pistia stratiotes*) e montagem dos canteiros para as espécies emergentes, taboa (*Typha sp.*) e junco (*Eleocharis sp.*).

Utilizaram-se na construção dos sistemas, em escala de bancada, dois recipientes para cada sistema; um de 5,0 L usado para o armazenamento da vinhaça e outro de 20,0 L usado como leito para o crescimento das



macrófitas. Além dos recipientes, utilizou-se de brita nº zero, solo oriundo da lagoa e macrófitas para a confecção dos sistemas.

No sistema de Leitos Cultivados de Fluxo Superficial Horizontal (LCFSH) (Figura 01) a vinhaça a ser tratada era gotejada, do recipiente de armazenamento, na porção inicial do leito denominada zona de entrada, composta por brita, de onde fluiu lentamente através do material filtrante até atingir a porção final, também composta por brita e chamada de zona de saída. Esta percolação seguiu um fluxo horizontal que foi impulsionado pela declividade de fundo.

No sistema de Leitos Cultivados de Fluxo Superficial Vertical (LCFSV) (Figura 02), a vinhaça passou inicialmente pelo recipiente de armazenamento, ligado a uma única tubulação de 3/4" perfurada, que conduziu o efluente a toda a superfície do leito e consequentemente a zona de raízes das macrófitas.

Após gotejar na superfície do leito, a vinhaça infiltrou-se no substrato das plantas, passando pelas raízes, sendo absorvida e tratada por microrganismos que ali se desenvolveram e ao fim foi filtrada por uma camada de brita número zero disposta na porção inferior do leito antes de ser recolhida pela torneira de coleta. Ainda, na porção inferior do leito do sistema, entre a camada de brita, foi instalado um tubo perfurado para facilitar a drenagem da vinhaça percolada.



Figura 01: Descrição ilustrada da montagem de um sistema piloto de LCFSH. 1. Recipiente de armazenamento da vinhaça, 2. Torneira de alimentação do sistema. 3. Leito para crescimento das macrófitas, 4. Torneira de Coleta.

Figura 02 - Descrição ilustrada de um sistema piloto de LCFSV. 1. Recipiente de armazenamento da vinhaça, 2. Tubo de distribuição, 3. Leito para o crescimento das macrófitas, 4. Tubo de drenagem; 5. Torneira de Coleta.

O monitoramento e acompanhamento do desenvolvimento foliar da macrófita aquática e a capacidade de absorção de substâncias presentes no efluente foram feitos diariamente, por meio de registro fotográfico. Já as amostras da vinhaça efluente foram retiradas semanalmente e levadas ao laboratório para análises.

As análises físico-químicas seguiram os protocolos descritos no *STANDARD METHODS FOR EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER* (1995): demanda química de oxigênio (DQO), sólidos suspensos voláteis (SSV), nitrato, nitrito, pH, ácidos, alcalinidade, fósforo e sulfato, foram realizadas. As análises volumétricas de ácidos e alcalinidade seguiram os protocolos propostos por DILALLO & ALBERTSON (1961) e RIPLEY *et al.*



RESULTADOS

Após um mês da implantação dos canteiros, pode-se observar um desenvolvimento vegetativo considerável em todas as espécies, fato esse que foi o indicador da adaptabilidade das espécies ao novo ambiente, dando-se início a irrigação das macrófitas com a vinhaça.

Nos primeiros dias de uso da vinhaça foi notável a redução do crescimento das espécies flutuantes, o aparecimento de mosquitos na bacia da macrófita alface d'água e a percepção visual da queima das folhas do aguapé (Figura 03).



Figura 03: Comparação do desenvolvimento das macrófitas flutuantes alface d'água aguapé (*Pistia stratiotes*) à esquerda e aguapé (*Eichhornia crassipes*) à direita, após aplicação da vinhaça.

Pelos fatores queima das folhas e aparecimento de mosquitos, optou-se por fazer o descarte das espécies flutuantes por não terem se adaptado às condições impostas pelo experimento.

Com relação às macrófitas emersas (Figura 04), todas apresentaram boa adaptabilidade à presença de vinhaça, resultando em um significativo desenvolvimento vegetativo. Pelo fato de estarem cultivadas sobre uma camada de solo, que possibilitou uma rápida drenagem do efluente para as camadas das raízes, não foi notada a presença de mosquitos.



Figura 04: Macrófitas em canteiros, à esquerda junco e em seguida dois canteiros com taboa.



Finalmente, o fator decisivo para escolha da espécie junco (*Eleocharis sp.*) para montagem do leito cultivado com vinhaça, deveu-se ao fato dela apresentar uma maior velocidade de perfilhamento (desenvolvimento reprodutivo), se comparado a espécie taboa (*Typha sp.*).

A vinhaça tratada no RAHLF apresentou valores de DQO residual altos, em torno de 300mg.l⁻¹, de modo a permitir um experimento de pós-tratamento. Os resultados obtidos com o leito cultivado de fluxo superficial horizontal (LCFSH) estão resumidos na tabela 01.

Tabela 01 – Conjunto de análises e resultados obtidos com a operação do LCFSH.

Parâmetros	Afluente	Efluente
DQO (mg/l)	330	185
Ácidos Voláteis (mg CH ₃ COOH/l)	45	160
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /l)	138	260
pH	8,4	8,3
Sólidos Suspensos Voláteis (mg/l)	13	30
Fósforo Total (mg/l)	9,2	0,12
Sulfato (mg/l)	2	24
Nitrato (mg/l)	1,12	0,15
Nitrito (mg/l)	0,03	0,04
Turbidez (un.turb.)	19	63
Cor (um. cor)	210	198
Condutividade (uS/m)	111,5	110

O pH, condutividade, cor, SSV, nitrato e nitrito não apresentaram mudanças relevantes. O conteúdo de fósforo foi reduzido quase que totalmente. É muito provável que o fósforo tenha sido assimilado pelas macrófitas visto que ele é um elemento nutriente as mesmas, devido a mecanismos de remoção incidental devido ação da gravidade e mecanismos químicos de precipitação e adsorção no substrato e superfície das plantas (USEPA, 1993).

O sulfato apresentou elevação no efluente final o que poderia ser explicado pela lavagem da lama usada no sistema de tratamento. Os valores da condutividade elétrica, entre a água residuária afluente e efluente ao sistema, não apresentaram mudanças significativas.

O LCFSH foi operado com concentração de DQO afluente de, aproximadamente, 300 mg.l⁻¹, reduzida para cerca de 150 mg.l⁻¹ (eficiência de remoção próxima de 50%) no efluente (figura 04 e tabela 01).

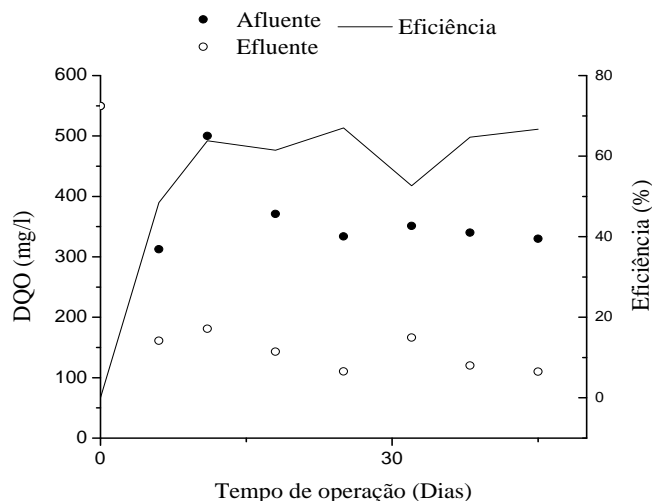


Figura 07: Variação temporal da matéria orgânica (expressa em DQO) no sistema de LCFSH.



Os resultados obtidos com o leito cultivado com fluxo superficial vertical (LCFSV) estão resumidos na tabela 02.

Tabela 02– Conjunto de análises e resultados obtidos com a operação do LCFSV.

Análises	Afluente	Efluente
DQO (mg/l)	330	110
Ácidos Voláteis (mg CH ₃ COOH/l)	45	130
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /l)	138	291
pH	8,4	7,2
Sólidos Suspensos Voláteis (mg/l)	13	23
Fósforo Total (mg/l)	9,2	0,12
Sulfato (mg/l)	2	5
Nitrato (mg/l)	1,12	0,18
Nitrito (mg/l)	0,03	0,04
Turbidez (un.turb.)	19	101
Cor (um. cor)	210	165
Condutividade (uS/m)	111,5	13,2

Assim como no ensaio com LCFSH, no ensaio com LCFSV, a cor, SSV, sulfato, nitrato e nitrito não apresentaram mudanças relevantes. O conteúdo de fósforo também foi reduzido quase que totalmente.

O pH diminuiu indicando uma leve acidificação. A eficiência na remoção da matéria orgânica foi maior no sistema vertical, provavelmente, por consequência de maior área para desenvolvimento de biomassa microbiana junto às raízes do junco o que leva a uma maior taxa metabólica, e que finalmente leva a uma maior produção de ácidos orgânicos causando a diminuição nos valores de pH.

Porém, o dado mais interessante deste ensaio é quanto a condutividade elétrica que teve seu valor diminuído de 1115 uS/cm, na entrada do sistema, para 132uS/cm na saída. Esta diminuição nos valores da condutividade está relacionada com a retirada de íons da água residuária, ou seja, com a diminuição da salinidade.

O LCFSV foi operada com concentração de DQO afluente de, aproximadamente, 300 mg.l⁻¹, reduzida para cerca de 100 mg.l⁻¹ (eficiência de remoção próxima de 70%) no efluente (figura 08 e quadro 02).

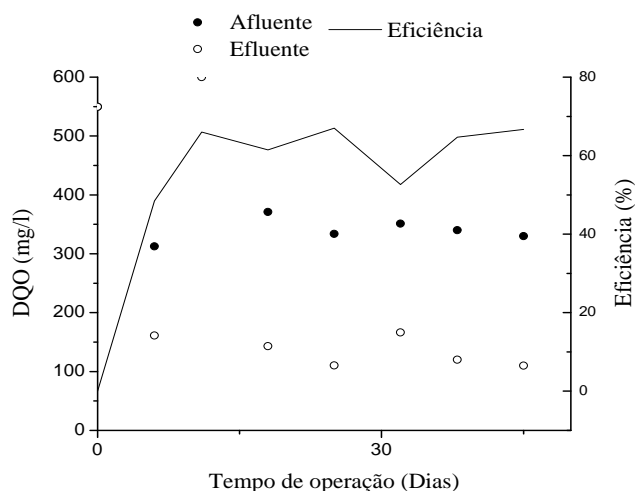


Figura 08 - Variação temporal da matéria orgânica (expressa em DQO) no LCFSV.



CONCLUSÕES

A montagem dos sistemas em escala de bancada foi extremamente simples, consistindo apenas de recipientes de plásticos, brita nº zero, solo originário da lagoa e uma tubulação de drenagem e coleta. Em escala real, estes sistemas de leitos cultivados também não devem demandar muitos recursos de construção, implantação e operação. Portanto, sistemas baseados em LC se caracterizam pela simplicidade, não necessitando de equipamentos eletromecânicos e nem treinamento e capacitação de um operador.

Na etapa de escolha das macrófitas, as macrófitas flutuantes aguapé (*Eichhornia crassipes*) e alfaca d'água (*Pistia stratiotes*), morreram em contato com a vinhaça. A taboa (*Typha sp.*) foi resistente ao efluente, porém o junco (*Eleocharis sp.*) desenvolveu-se melhor, crescendo e reproduzindo-se por rizomas. A observação visual do melhor desenvolvimento vegetativo e reprodutivo do junco em comparação a taboa foram os fatores que levaram a sua escolha para a montagem do sistema piloto.

Quanto a água residuária tratada, ambos sistemas apresentaram valores satisfatórios de remoção de matéria orgânica. Porém, no sistema de leito cultivado de fluxo superficial vertical (LCFSV) essa eficiência de remoção foi notadamente melhor, 70% contra 50%.

Para o tratamento do potencial de salinização, medidos através das análises de condutividade elétrica (CE), somente o sistema LCFSV se mostrou eficiente. No LCFSV a CE, da água residuária efluente, obteve o valor de 110 dSm-1, já no LCFSSH, o valor de e 13 dSm-1. Essa diferença de valores de CE entre LCFSV e LCFSSH está provavelmente relacionada ao maior desenvolvimento radicular no sistema LCFSV que tem como consequência maior potencial de absorção de sais, pelas plantas, que pode resultar na diminuição do potencial de salinização do solo.

Finalmente, as análises mostraram que o LCFSSH e LCFSV utilizando junco e operados nas condições descritas neste trabalho, podem ser usados como opção para o pós tratamento da vinhaça, porém, o sistema de LCFSV se mostrou mais eficiente do que o LCFSSH, seja pela maior eficiência de remoção de matéria orgânica, seja pela diminuição da condutividade.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALENCAR, Alan Sydrião Arrais De. Tratamento de efluentes de tanque séptico utilizando terras úmidas construídas: uma alternativa de baixo custo. Dissertação, 2004 (Mestrado em Saneamento Ambiental, UFC, Ceará).
2. ANJOS, José Ângelo Sebastião Araujo dos Anjos, Avaliação da eficiência de uma zona alagadiça (wetland) no controle da poluição por metais pesados: O caso da Plumbum em Santo Amaro da Purificação/BA. São Paulo, 2003.328p. Tese (Doutorado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia de Minas e de Petróleo.
3. AMELIA K. Kivaisi. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review, *Ecological Engineering* 16, 545-560, 2001.
4. DILALLO, R. & ALBERTSON, O. E. Volatile acids by direct tritration. *Journal of Water Pollution C. Fed.*, 33: 356-365, (1961).
5. HABERL et al. Constructed wetlands in Europe. *Water Science and Technology, Great Britain, IAWQ*, v.32, n.3, p.305-315, 1995.
6. MOTA, Suetônio. Introdução à engenharia ambiental. 1º edição – Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES, 1997. 292p.
7. PEREIRA, Sueli Yoshinaga. Os estudos dos impactos da vinhaça no solo e na água subterrânea, ênfase na EDR Ribeirão Preto, uma análise da situação atual do conhecimento e perspectivas. Congresso brasileiro de ciência e tecnologia em resíduos e desenvolvimento sustentável, Costão do Santinho – Florianópolis – Santa Catarina, 2004.
8. PHILIPPI, L. S & SEZERINO, P. H. Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias, 3: 37-38, Florianópolis (2004).
9. SILVEIRA NETO, José Wilmar, “Aproveitamento de efluentes de estações de tratamento de esgotos de indústrias têxteis”, Tese de Doutorado. Universidade Federal do Ceará, Fortaleza - CE, 2003.



1º SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE APLICAÇÃO DE *WETLANDS* CONSTRUÍDOS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS

9 a 11
Maio 2013
Florianópolis – SC

10. STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTE WATER. 19th edition. American Public Health Association/ American Water Association/ Water Environment Federation, Washington, DC, USA, (1998).
11. RIPLEY, L. E.; Boyle, W. C.; Converse, J. C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. *Journal of Water Pollution C. Fed.* 58 (5): 406-465, (1986).
12. USEPA, Subsurface Flow Constructed Wetlands for Wastewater Treatment – A Technology Assessment. EUA, Office of Water, 1993. 87 p





USO DE MACRÓFITAS LEMNÁCEAS (*Landoltia punctata*) PARA REMOÇÃO DE NUTRIENTES DO ESGOTO SANITÁRIO E FIXAÇÃO DE CARBONO

Natália Brugnago ⁽¹⁾

Engenheira Ambiental pela Universidade Estadual do Centro-Oeste (UNICENTRO), aluna de mestrado no programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina.

Albert O. Bach ⁽²⁾

Engenheiro Sanitarista e Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina.

Paulo Belli Filho ⁽³⁾

Engenheiro Sanitarista e Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina, Pós-doutor pela Ecole Polytechnique de Montreal. Professor do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

Rodrigo A. Mohedano ⁽⁴⁾

Biólogo, Doutor em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

Endereço ⁽¹⁾: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFSC/CTC/ENS, Campus Universitário – Trindade – Florianópolis – SC - CEP 88010 970 – Brasil – Tel: +55 (48) 3721-7743 - E-mail: natalia.brugnago@gmail.com

RESUMO

A remoção de nutrientes de esgoto doméstico é um dos principais desafios para o setor de saneamento na atualidade. Quando os compostos nitrogenados e fosfatados não são removidos satisfatoriamente, os efluentes descartados podem causar sérios desequilíbrios ecológicos aos corpos receptores. Como uma alternativa eficiente e de baixo custo, as lagoas de lemnas tem sido utilizadas com sucesso no polimento de efluentes domésticos e da agroindústria. Esta tecnologia apresenta uma boa eficiência na remoção de nutrientes, além de produzir uma biomassa com alto teor de proteína bruta e amido, podendo ser utilizada na alimentação de animais e na produção de bicompostos. Devido à sua alta atividade fotossintética, as lagoas de lemnas também podem neutralizar a emissão de CO₂ em ETE através da fixação biológica. Portanto, o presente estudo avaliou duas lagoas de lemnas (*L. punctata*) para remoção de nitrogênio e fósforo do esgoto sanitário, sua capacidade de fixar carbono e produção de biomassa simultaneamente. Foi observada uma eficiência de remoção de TKN (Total Kjeldahl Nitrogen) de 92-84%, remoção de fósforo total (TP) de 82-90% e nitrato de 81%. A produtividade média de biomassa foi de 4,88 g/m²/d. Quanto à fixação de carbono, esta ocorreu em maior parte durante o período diurno, aonde a concentração de CO₂ chegou a valores próximos de zero.

PALAVRAS-CHAVE: Remoção de nutrientes, Lemnas, Esgoto sanitário, Fixação de CO₂.

INTRODUÇÃO

A remoção de nutrientes nos sistemas de tratamento de esgoto vem sendo um dos grandes desafios atuais, levando em consideração que sistemas convencionais, muitas vezes, são deficientes na remoção de nitrogênio e fósforo e demandam energia e mão de obra qualificada. Os nutrientes residuais presentes no esgoto sanitário, mesmo após o tratamento, podem atingir os corpos receptores, desencadeando o processo de eutrofização. O excesso de nutrientes acarreta na degradação dos corpos receptores, reduzindo a concentração de oxigênio e podendo levar à morte de organismos aquáticos (Von Sperling, 2005).

Como alternativa, as lagoas de lemnas têm sido estudadas nas últimas décadas como tecnologia para o tratamento de efluentes. Elas têm demonstrando grande potencial para a remoção de nutrientes de esgoto sanitário e da agroindústria, podendo remover entre 80 a 100% de nitrogênio como reportado por Xu e Shen (2011), Mohedano et al. (2012) e El-Shafai et al. (2006). Estudos indicam que as lemnas possuem uma alta capacidade de assimilação de nutrientes, podendo ser responsáveis por cerca de 30 a 70% do total de nitrogênio removido no sistema (Alaerts et al. 1996, Gijzen e Khondker 1997, Korner et al. 1998, Iqbal 1999,



Benjawan e Koottatep 2007, Krishna e Polprasert 2008, Mohedano 2012 e Priya et al. 2012). O restante é removido por desnitrificação, absorção microbiológica, sedimentação e volatilização da amônia.

Essas lagoas além de remover nutrientes, incorporam OD na coluna d'água e clarificam o efluente devido à formação de uma barreira física formada pelas lemnas em sua superfície. A barreira impede a penetração de luz solar, inibindo o crescimento de algas e favorecendo a redução de sólidos suspensos por sedimentação, além de servirem como suporte para o crescimento de biofilme biológico que consome nutrientes e matéria orgânica (Iqbal, 1999).

Diferentemente de outras macrófitas utilizadas em sistemas de tratamento, as lemnas podem produzir uma biomassa com potencial para valorização. Sua biomassa em um ambiente adequado vem a conter até 45% de proteína (Landolt e Kandeler 1987, Stambolie e Leng 1994), podendo ser utilizada para a produção de ração animal gerando ganhos econômicos a estação de tratamento. Estudos recentes mostraram que a biomassa das lemnas pode ser viável para produção de bicomustíveis devido a seu alto teor de amido (CHEN et al. 2012; GE et al. 2012).

Além da deficiência de sistemas convencionais em remover nutrientes, alguns sistemas como lagoas anaeróbias e UASB são responsáveis pela emissão de gases do efeito estufa (GEE). Entre esses gases o CO₂ vem ganhando destaque por ser o principal responsável pelo aumento da temperatura no planeta (Carvalho et al., 2002). Uma alternativa para controle dos níveis de CO₂ são as lagoas de lemnas, que além de tratar efluentes, são capazes de fixar carbono através da atividade fotossintética (NESPOULOUS et al 1989, SILVA et al 2012). A principal fonte de carbono das lemnas é o CO₂, onde este carbono é fixado e transformado em carboidratos que, conseqüentemente, passam a compor a estrutura orgânica necessárias para o desenvolvimento das plantas (Mohedano, 2010). Sendo assim, a tecnologia de lagoas de lemnas tem se mostrado eficiente para a fixação de carbono podendo ser inserida em projetos de MDL, para obter créditos de carbono e gerar renda a estação de tratamento.

Por se tratar de um sistema de tratamento de lagoas de profundidade baixa, requer uma grande área superficial, mostrando-se viável para localidades com grandes áreas disponíveis, de clima tropical e temperado. Por se tratar de um sistema de manejo simples e fácil operação seu uso é ideal como sistemas descentralizados em pequenas comunidades

O presente trabalho teve por objetivo avaliar a eficiência de um sistema de lagoas de macrofitas lemnáceas, da espécie *Landoltia punctata*, na remoção de nitrogênio e fósforo de esgoto sanitário, bem como sua capacidade na fixação de carbono

METODOLOGIA

Descrição do sistema de tratamento

O sistema experimental em escala piloto está instalado no campus da Universidade Federal de Santa Catarina (27°35'46.74" S; 48° 30'58.64" W, sob clima sub-temperado), situado em Florianópolis, Brasil.

No experimento foram utilizadas duas lagoas em escala piloto fabricadas em fibra de vidro cobertas com vinil transparente fixado em uma estrutura metálica (figura 1). Ambas as lagoas possuem dimensões de 4,40 x 2,40 x 1,00 metros e ocupando uma área útil de 8 m² por lagoa. A profundidade do efluente nas lagoas foi de 0,4 m e o volume de fluente aplicado foi de 4000 L. A lagoa foi operada em batelada e o tempo de retenção hidráulico(TRH) do efluente no sistema foi de 30 dias.

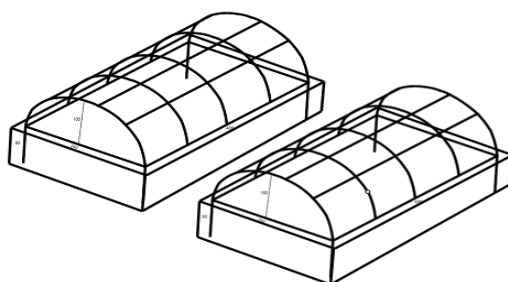


Figura 1. Lagoas de lemnas utilizadas no sistema

Delineamento experimental

As plantas (*Landoltia punctata*) foram coletadas em lagoas artificiais utilizadas para o tratamento de dejetos suínos, e após a limpeza a biomassa foi inoculada nas lagoas piloto. Passado o período de adaptação no sistema (mais de 30 dias), as lagoas de lemnas receberam uma carga de esgoto sintético. O efluente sintético foi baseado nas concentrações médias de nutrientes, tais como as de esgoto municipal (com exceção do nitrato de magnésio), esta composição é mostrada na Tabela 1. Ambas as lagoas foram alimentadas com a mesma carga durante um período 30 dias (TRH).

Tabela 1. Concentração do esgoto sintético utilizado no sistema

Composto	Concentração (mg/L)
Fosfato Monopotássico ($P_2O_5.K_2O$)	34
Nitrato de magnésio ($Mg(NO_3)_2$)	185,6
Nitrato de cálcio ($Ca(NO_3)_2$)	21
Uréia ($(NH_2)_2CO$)	12
Cloreto de amônia (NH_4Cl)	60

Monitoramento e análise do efluente

Durante o período de realização do experimento os parâmetros físicos analisados foram pH e temperatura através de um pHmetro portátil e de um termômetro, respectivamente.

As amostras do efluente foram coletadas na parte central das lagoas, duas vezes por semana durante um período de 30 dias e encaminhadas ao Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA) e Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU), do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental para análise dos parâmetros físico-químicos. Os parâmetros selecionados para a avaliação de remoção de nutrientes foram nitrato (NO_3-N) e fosfato (PO_4^{3-}), obtido por cromatografia iônica e nitrogênio total Kjeldahl (NTK) para determinação do nitrogênio total. As análises foram realizadas de acordo com Standard Methods (APHA, 2005). Os dados foram tabulados em planilhas eletrônicas para análise no programa EXCEL 2007.

Avaliação da fixação de carbono

A avaliação da concentração de CO_2 se deu tanto na fase aquosa (CO_2 dissolvido) como na fase gasosa (atmosfera sobre a superfície da lagoa) e, também, na biomassa das macrófitas. A avaliação da fixação de CO_2 na lagoa ocorreu durante um período de 72 horas.

Para o monitoramento da concentração de dióxido de carbono no meio gasoso, foi utilizada uma câmara de fluxo estática (Figura 2), a qual foi alocada de forma a isolar uma parte da atmosfera sobre a superfície da lagoa. A câmara de fluxo foi confeccionada seguindo a normatização do Método OM-8 da USEPA (USEPA, 1986), possuindo 40 cm de diâmetro e abrangendo uma área de 0,1257 m².

Uma parte da borda da câmara permaneceu submersa na lagoa, cerca de 5 cm, para evitar escape dos gases, levando em consideração a profundidade de submersão recomendada pela norma de 1,3 a 7,6 cm.

Na determinação da concentração do CO_2 gasoso na câmara de fluxo foi utilizado um analisador portátil de dióxido de carbono, da marca Instrutherm, modelo C-02. A escala de medição do Instrutherm C-02 vai de 0 a



6000ppm, com resolução de 1ppm e precisão de $\pm 3\%$ ou ± 50 ppm.



Figura 2. Câmara de fluxo utilizada para monitoramento da fase gasosa.

Para a realização do monitoramento do dióxido de carbono dissolvido (CO_2D) em meio líquido foi utilizado o método de titulação com carbonato de cálcio, sendo feito através de um kit analítico (Unikit CO_2 – Alfakit). A concentração do CO_2 no meio líquido foi calculada pela seguinte fórmula:

$$[\text{CO}]_2\text{D} = V_g * 20 \quad \text{Equação 1}$$

Onde:

CO_2D : Concentração de CO_2 dissolvido no meio líquido (mg/L), V_g : Volume de carbonato de sódio gasto para titular a amostra (ml), 20 = Valor de correção indicado pela Alfakit.

Para a determinação do carbono fixado é importante conhecer a produtividade da biomassa na lagoa e o valor de COT da biomassa. Para estimar a percentagem de carbono na biomassa, consultou-se os trabalhos de Landolt e Kandeler (1987) e de Iqbal (1999), que indicam um teor mínimo de carbono na biomassa de lemnas de 30%. Logo o valor de COT adotado foi 0,3. O cálculo para a determinação do carbono fixado é mostrado abaixo:

$$\text{CF} = \text{TCS} * \text{COT} \quad \text{Equação 2}$$

Onde:

CF: Taxa de carbono fixado ($\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$), TCS: Taxa de crescimento superficial de biomassa ($\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$), COT: Teor de carbono orgânico total na biomassa (%).

Para a avaliação da fase gasosa, os dados coletados pelo analisador de gás carbônico foram descarregados em computador e processado através de um software disponibilizado pela própria sonda. Foram confeccionadas planilhas eletrônicas e plotados gráficos para verificar a variação na concentração de CO_2 durante o experimento. Esses dados foram comparados com os demais, relacionando assim o comportamento do sistema em relação à remoção de nutrientes, qualidade da biomassa, disponibilidade e fixação de carbono.

Monitoramento da biomassa

Segundo Mohedano et al. (2012) a avaliação da produtividade da biomassa de lemnas é realizada pela determinação da taxa de crescimento específico ($\text{kg}/\text{kg}/\text{dia}$) e taxa de crescimento relativo ($\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$). A densidade de biomassa foi determinada através de um quadrado flutuante de PVC (32mm) com área interna de $0,25 \text{ m}^2$, que foi lançado aleatoriamente na superfície de lagoas e a biomassa em seu interior foi coletada e pesada proporcionando peso de biomassa por área. A biomassa excedente era removida a cada 3 dias evitando aglomeração. Toda a biomassa coletada foi seca em estufa a 55°C durante 24 horas para determinar o peso a seco. A taxa de crescimento específico e superficial é calculada pelas seguintes equações:

$$\text{TCE} = (\text{Bt}/\text{N}) / (\text{D} * \text{A}) \quad \text{Equação 3}$$

$$\text{TCS} = (\text{Bt}/\text{N}) / \text{A} \quad \text{Equação 4}$$



TCE= Taxa de crescimento específico (kg/kg/dia), TCS=Taxa de crescimento superficial (kg/m²/dia), Bt = Biomassa total removida no período (kg), N= Número de dias do período, D= densidade média (kg/m²), A= (Área) Superfície de lâmina d'água avaliada (m²).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Remoção de fósforo

O sistema de lagoas de lemna mostrou um grande potencial para a remoção de fosfatos, com 82% e 90%, entre 44 e 50 mg/L, para LL1 e LL2, respectivamente (Figura 3). Esses dados se mostram semelhantes aos valores encontrados por Priya et al (2012), que foram 79,39%, utilizando *Lemna minor*. El-Shafai et al.(2006) utilizou sistema de lagoas por lemna como pós-tratamento de um reator UASB e obteve remoção de 78% de fósforo, já Alaerts et al. (1996) obteve remoção de 77% em um sistema de lagoas de lemna para uma pequena população, Korner e Vermaat (1998) obtiveram remoção máxima de fósforo de 99% utilizando *Lemna gibba*.

A remoção de nutrientes varia de acordo com as características químicas do efluente e as condições de operação, para sistemas com coleta periódica da biomassa, e com pH próximo a neutralidade a eficiência no tratamento se mostra maior. De acordo com Iqbal (1999), quanto maior a taxa de crescimento das lemna, maior será a remoção de fósforo por mecanismos de absorção do PO₄³⁻ pelas lemna, e ressalta a importância da colheita periódica para maximização da eficiência de remoção.

Entre as vias de remoção de fósforo em lagoas de lemna, acredita-se que no presente estudo a absorção direta pela biomassa tenha sido a principal, devido as condições de temperatura e pH do sistema que impedem a sedimentação do fósforo. A temperatura do efluente no sistema durante o período estudado foi de 19,9 ± 2,6 (° C) em LL1 e de 20,9 ± 2,6 (° C) em LL2, já o pH foi de 7,27 (± 0,13) e de 7,21 (± 0,24) em LL1 e LL2, respectivamente.

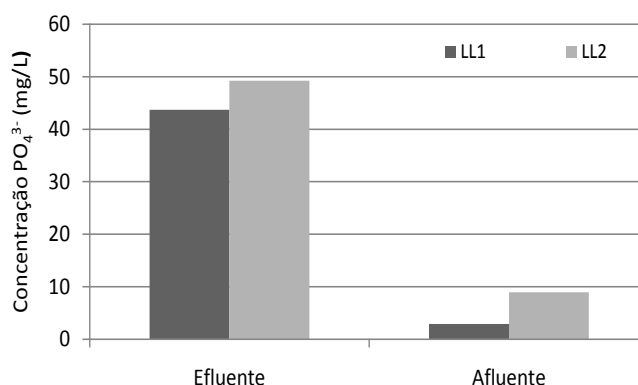


Figura 3. Remoção de fosfato obtida no sistema de tratamento por *L. punctata*. Onde LL1= Lagoa de lemna 1 e LL2= Lagoa de Lemna 2.

Remoção de nitrogênio

Após 21 dias, a eficiência na remoção de NTK foi satisfatória, sendo de 92% para LL1 e 84% para LL2 (Figura 4), onde a carga aplicada foi de 5,35 kg/ha/d. Quando avaliado a remoção de nitrato observa-se eficiências de 81% em LL1 e 80,5% em LL2 (figure 2), sendo a concentração inicial deste composto de 179 mg/L em LL1 e de 252 mg/L em LL2. É importante destacar que após o tratamento aerado o nitrato surge abundante no esgoto, podendo ser um poluente significativo.



Altas taxas de remoção de nitrogênio são relatadas por muitos autores. Por exemplo, El-Shafai et al. (2006) obteve 98% de remoção de NTK, já Alaerts et al (1996) obteve remoção de 74% de nitrogênio, com os resultados obtidos e comparação com a literatura observa-se um grande potencial das lagoas de lemna para o polimento final no tratamento de efluentes. Caicedo (2005) cita que tanto o nitrato quanto a amônia foram absorvidos pelas lemna, mas a proporção depende do pH e as condições de operação. Alaerts et al. (1996) acrescenta que a rápida hidrólise do nitrogênio orgânico na água facilita sua absorção pelas plantas, e conseqüentemente a produção de biomassa.

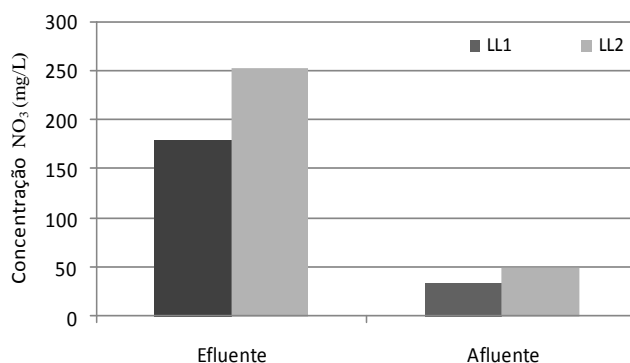


Figura 4. Remoção de nitrato obtida no sistema de tratamento por *L. punctata*. Onde LL1= Lagoa de lemna 1 e LL2= Lagoa de Lemna 2.

Fixação de carbono

Durante o período observado a lagoa apresentou um bom comportamento, não ultrapassando os 350 ppm de CO₂ referente a concentração atmosférica. Nos três dias de experimento durante o período diurno houve uma queda significativa na concentração de CO₂, chegando próximo de zero. Isto ocorre devido à ação da fotossíntese. Durante o período noturno a concentração de CO₂ manteve-se estável, entre 100 e 350 ppm, devido a ausência de atividade fotossintética pelas lemna. O valor registrado da concentração de CO₂ durante a noite é o normal para a concentração atmosférica desse gás.

A temperatura no período noturno manteve-se entre 20 e 25°C durante os dias 1 e 3. No dia 2 houve uma elevação de 5°C na temperatura, como conseqüência deste aumento a concentração de CO₂ apresentou valores mais elevados neste período. Durante o período diurno a temperatura oscilou entre 23 á 50 °C, isso ocorreu devido à cobertura da lagoa que atua como uma estufa. Quando a temperatura do ar supera a faixa de 40°C a concentração de CO₂ começa a aumentar, isso ocorre possivelmente pela inibição metabólica da planta em temperaturas acima de 40°C, a qual prejudicou a fixação biológica de carbono. A inibição metabólica das lemna devido a exposição a altas temperaturas levou a mortalidade de 50% da população em um período de aproximadamente 7 dias, com isso podemos perceber que nas condições estudada com a espécie *Landoltia punctata* a temperatura máxima que ela suporta é de 40 °C.

Biomassa

A taxa de crescimento específica (TCE) obtida no trabalho foi de 0.23 g/g/d para LL1 e de 0,3 g/g/d para LL2, assemelhando-se com os trabalhos de Mohedano (2012) e Bergman et al.(2000) que obtiveram 0.24 g/g/d e 0.3 g/g/d utilizando a mesma espécie de lemna (*Landoltia punctata*). O rendimento médio estimado em LM1 foi de 4.34 g/m²/d (úmido) e 2.25 g/m²/d (seco) e em LM2 de 3.33 g/m²/d (seco) e 6.4 g/m²/d (úmido), tendo 92% de umidade. Os presentes rendimentos são baixos quando comparados com estudos anteriores, como de El-Shafai et al. (2006), que obteve 13,8 g/m²/d e de Mohedano et al. (2012), tratando dejetos suínos, que alcançou 8,3 g/m²/d(seco). No entanto, essas variações são esperadas entre os sistemas devido as distintas composições do efluente, tamanho das lagoas e as condições climáticas e operacionais.



Muitos autores citam que a gestão da biomassa é um passo sutil e importante para a eficácia do tratamento, uma vez que, a quantidade de biomassa removida deve variar de acordo com o crescimento da biomassa, sendo importante manter uma densidade constante. Assim, de forma diferente do que o esperado, o baixo rendimento de biomassa não prejudicou a eficiência de remoção de nutrientes.

Estudos mostram que a biomassa produzida tem um grande potencial para a alimentação suplementar e produção de bicompostíveis (El-Shafai 2006; Mohedano 2012; Chen et al 2012), devido seu teor de proteína bruta e amido.

CONCLUSÃO

As lagoas de lemna têm demonstrado um grande potencial para remoção de nutrientes de águas residuárias em todo o mundo e sob condições climáticas brasileiras, o estudo apresentado atende a esse fato e mostrou alta eficiência. Após 21 dias (TRH) a remoção de nutrientes atingiu até 90% do fósforo e 92% de NTK.

Diferentemente do que se esperava, o baixo rendimento de biomassa (4,3-6,4 g/m²/d) não prejudicou a eficiência de remoção de nutrientes. Além disso, a água residuária sintética utilizada no presente trabalho não fornece uma fonte de carbono dissolvido, apenas os nutrientes minerais, de modo que isto pode ter afetado a emissão de CO₂, quando comparada a uma situação real, ou seja, com carbono orgânico. O sistema mostrou um bom potencial para a fixação de carbono, porém é afetado por temperaturas acima de 40°C. No entanto para a região estudada a temperatura não costuma ultrapassar os 35°C, tendo ocorrido uma exceção neste estudo devido a presença de uma cobertura que atuou como estufa. Para estudos posteriores recomenda-se a avaliação utilizando-se esgoto doméstico real.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALAERTS, G., MAHBUBAR, R., KELDERMAN, P. Performance analysis of a full-scale duckweed-covered sewage lagoon. *Water Research*, v.30, n.4, p. 843-852. 1996.
2. BENJAWAN, L. KOOTTATEP, T. Nitrogen remove in recirculation duckweed ponds system. *Water Science and Technology*. v. 55, n. 11, p. 103-110. 2007.
3. BERGMANN, B. A., J. CHENG, J. J. CLASSEN, AND A.-M. STOMP. In vitro selection of duckweed geographical isolates for potential use in swine lagoon effluent renovation. *Bioresource Technol.* v. 73, n.1, p. 13–20. 2000.
4. CAICEDO, J.R. Effect of Operational Variables on Nitrogen Transformations in Duckweed Stabilization Ponds. 2005. Tese. Delft, The Netherlands. 163p. 2005.
5. CARVALHO, G., SANTILLI, M., MOUTINHO, P., BATISTA, Y. Perguntas e respostas sobre mudanças climáticas. Instituto de pesquisas ambiental da Amazonia (IPAM). 32 p. Belém, Brasil. 2002.
6. CHEN, J. Y., ZHANG, G., FANG, Y., XIAO, Y., ZHAO, H. Improving Production of Bioethanol from Duckweed (*Landoltia punctata*) by Pectinase Pretreatment. *Energies*. v. 5, n. 8, p. 3019-3032. 2012.
7. EL-SHAFI, S.A.; EL-GOHARY, F.A.; NASR, F.A.; VAN DER STEEN, N.P.; GIJZEN, H.J. Nutrient Recovery from domestic wastewater using a UASB-duckweed ponds system. *Bioresource Technology*, v. 98, n.4, p. 798-807, 2006.
8. GE, X., ZHANG, N., PHILLIPS, G. C., XU, J. Growing Lemna minor in agricultural wastewater and converting the duckweed biomass to ethanol. *Bioresource Technology*. v. 124, p. 485-488. 2012
9. GIJZEN, H. J., M. KHONDKER. An overview of the ecology, physiology, cultivation and applications of duckweed. Inception Report. Annex 1. Literature Review. Duckweed Research Project (DWRP). Dhaka, Bangladesh. 53 p. 1997.
10. IQBAL, S. Duckweed aquaculture. Potentials, possibilities and limitations, for combined wastewater treatment and animal feed production in developing countries. Switzerland. SANDEC report n.6, 91p. 1999.
11. KÖRNER, S., LYATUU, G.B. ; VERMAAT, J.E. The influence of Lemna gibba on the degradation of organic material in duckweed-covered domestic wastewater. *Water Research*. v. 32, n. 10, p. 3092-3098. 1998.



12. KRISHNA, B. K.C., POLPRASERT, C. An integrated kinetic model for organic and nutrient removal by duckweed-based wastewater treatment (DUBWAT) system. *Ecological Engineering*. v. 34, n. 3, p. 243-250.2008.
13. LANDOLT, E., R. KANDELER. The family of Lemnaceae - A monographic study: Phytochemistry, Physiology, Application, and bibliography. In: *Biosystematic Investigations in the Family of Duckweeds (Lemnaceae)* . Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der ETH, Stiftung Ruebel, Zuerich. v. 4, n. 95, p. 638. 1987.
14. MOHEDANO, R. A., VELHO, V. F., COSTA, R. H. R., HOFMANN S. M., BELLI FILHO, P. Nutrient recovery from swine waste and protein biomass production using duckweed ponds (*Landoltia punctata*): Southern Brazil. *Water Science and Technology*. v.65, n. 11, p. 2042-2048. 2012.
15. MOHEDANO, R.A. Uso de macrófitas lemnáceas (*landoltiapunctata*) no polimento e valorização do efluente de suinocultura e na fixação de carbono. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 270p. 2010.
16. NESPOULOUS, C., PELTIER, G., GANS, P. Photorespiratory and respiratory gas exchange in *Lemna minor*. *Plant Physiology Biochemical*, v. 27, n. 6, p. 863-871, 1989.
17. PRIYA, A., AVISHEK, K., PATHAK, G. Assessing the potentials of *Lemna minor* in the treatment of domestic wastewater at pilot scale. *Environmental Monitoring and Assessment*. v.184, n. 7, p. 4301–4307. 2012.
18. SILVA, J.P., RUIZ, J.L., PEÑA, M.R., LUBBERDING, H., GIJZEN, H. Influence of photoperiod on carbon dioxide and methane emissions from two pilot –scale stabilization ponds. *Water Sci Technol*, v.66, n.9. p. 1930-1940. 2012.
19. STAMBOLIE, J. H., LENG R. A. Unpublished observations. UNE, Armidale NSW Australia. 1994.
20. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Measurement of Gaseous emission rates from land surfaces using an emission isolation flux chamber: User’s Guide. EPA Environmental Monitoring Systems Laboratory, Las Vegas, Nevada .NTIS No.PB-86-223161. February, 1986. 60p.
21. VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3. edição. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2005. 452p.
22. XU, J.; SHEN, G. Growing duckweed in swine wastewater for nutrient recovery and biomass production. *Bioresource Technology*, Raleigh, v.102, n.2, p.848–853, 2011.



**COMPARAÇÃO ENTRE DUAS UNIDADES ANTIGAS DE LEITOS CULTIVADOS
("WETLANDS" CONSTRUÍDOS) COM DIFERENTES MACRÓFITAS NA
RETENÇÃO DE FÓSFORO TOTAL**

Julyenne Meneghetti Campos ⁽¹⁾

Tecnóloga em Saneamento Ambiental pela Faculdade de Tecnologia da Universidade Estadual de Campinas (FT/UNICAMP). Mestranda em Engenharia Agrícola na área de concentração "Água e Solos", linha de pesquisa "Planejamento e Gerenciamento de Recursos Hídricos" na Faculdade de Engenharia Agrícola/UNICAMP. Bolsista do CNPq.

Thais Carraro Di Gregorio ⁽²⁾

Engenheira Ambiental pela Universidade Federal do Tocantins (UFT). Doutoranda em Engenharia Agrícola na área de concentração "Água e Solos", linha de pesquisa "Planejamento e Gerenciamento de Recursos Hídricos" na Faculdade de Engenharia Agrícola/UNICAMP. Bolsista da CAPES.

José Teixeira Filho ⁽³⁾

Professor Livre-Docente na Faculdade de Engenharia Agrícola, da Universidade Estadual de Campinas. Desenvolve atividades de ensino e pesquisa na graduação e na pós-graduação nas áreas de impacto do manejo de agroquímicos e nutrientes na qualidade de bacias hidrográficas, qualidade da água no meio rural, hidrologia e ecofisiologia vegetal.

Endereço ⁽¹⁾: Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP. Departamento de Água e Solos. Av. Cândido Rondon, 501 – Barão Geraldo - Campinas - SP - CEP: 13083-875 - Brasil - Tel: +55 (19) 9339-3048 - e-mail: julyenne.mc@hotmail.com

RESUMO

O tratamento de águas residuárias por *wetlands* construídos tem como principais vantagens o baixo custo de implantação, manutenção e operação, além de possuir alta eficiência na retenção/remoção de contaminantes. A utilização de *Canna indica* (Berí) em leitos cultivados tem como vantagem a incorporação ornamental ao tratamento de efluentes, diminuindo assim, a rejeição da população se este sistema for incorporado em pequenas comunidades, indústrias ou em residências. A planta *Chrysopogon zizanioides* L. (Vetiver) é amplamente utilizada na produção de perfumes, devido a seu óleo essencial, além de ser utilizada na confecção de tapetes e cortinas. Além disso, tanto o Berí quanto o Vetiver possuem denso material radicular, o que contribui para o tratamento da água residuária. Este estudo objetivou verificar a eficiência remoção/retenção de fósforo total em leitos cultivados com longos e diferentes tempos de funcionamento. A operação do leito cultivado com Berí foi iniciada há sete anos, e do leito cultivado com Vetiver há quatro. Resultados mostraram uma média de retenção de fósforo de 54% pelo leito cultivado com Berí, que quando comparado a valores de retenção em leitos com dois anos de funcionamento é aproximadamente 20% menos eficiente. O leito cultivado com Vetiver obteve uma média de retenção/remoção de fósforo de 61% que, quando comparado à outros estudos de leitos com menor tempo de funcionamento, mostrou-se mais eficiente que alguns leitos e menos eficiente que outros. Nesse caso, conclui-se que apesar dos leitos serem antigos os mesmos obtiveram boas taxas de redução de fósforo, mas se fazem necessários mais estudos para verificar o real decaimento do leito com o tempo.

PALAVRAS-CHAVE: "Constructed wetlands"; *Canna indica*; *Chrysopogon zizanioides* L.; fósforo total; fluxo subsuperficial.

INTRODUÇÃO

Muitos bairros e municípios ainda não possuem saneamento básico satisfatório, segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico realizada pelo IBGE em 2008, apenas 55,2% dos municípios brasileiros possuem coleta de esgoto. Esses dados evidenciam a carência da coleta de esgoto nos municípios brasileiros, com isso cresce cada vez mais a preocupação da população com o meio ambiente, sendo necessário buscar alternativas de



tratamento desses esgotos, não só para as grandes cidades, mas também para pequenas comunidades desprovidas de saneamento básico, onde às vezes não é viável economicamente a construção de uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE).

Uma opção para o tratamento de esgoto de pequenas comunidades e municípios são leitos cultivados (LC's), pois são de baixo custo e fácil implantação, e como o Brasil é um país deficiente em saneamento básico, porém com um clima tropical que oferece ótimas condições ambientais para o desenvolvimento das plantas (macrófitas), os LC's são uma boa alternativa de tratamento.

De acordo com Konnerup et al. (2008), as plantas utilizadas no sistema de "wetlands" construídos são a principal característica visual do sistema, além de aumentar a superfície para crescimento de microorganismos e adesão do biofilme, e a retirada de nutrientes da água residuária. Mas se a manutenção do sistema não for eficiente e as plantas não forem podadas frequentemente, esses nutrientes retornarão ao sistema através da biomassa da planta quando estas morrerem.

Outra vantagem dos leitos cultivados é a incorporação da estação de tratamento à paisagem local, quando são utilizadas plantas ornamentais como a *Canna indica*, por exemplo. Ao deixar o sistema de tratamento mais agradável e mais harmônico ele terá um longo tempo de operação, tendo em vista que as pessoas se interessam mais em operar e dar manutenção em sistemas assim (KONNERUP et al., 2008); no entanto o autor ressalta que são necessários mais estudos sobre o uso de plantas ornamentais em leitos cultivados.

A macrófita *Canna indica*, também conhecida como *Canna x generalis* tem sua origem na América do Sul, é uma planta rizomatosa perene de até 1,5m de altura, possui floração bastante vistosa e deve ser cultivada em pleno sol e solo úmido rico em matéria orgânica; o Berí brota durante quase todo o ano, em especial na primavera e verão (ZANELLA, 2008).

O *Chrysopogon zizanioides* L. também conhecida como capim-vetiver, vetiver, capim-de-cheiro, grama-cheirosa, grama-das-índias, é uma planta herbácea, perene, que chega a atingir dois metros de altura e com raízes que podem chegar até seis metros de profundidade, segundo Veldkamp (1999). O Vetiver é utilizado para conter erosões, na fabricação de cestas e tapetes, para cobrir telhados, fazer telas, tecidos rústicos, leques, entre outros produtos; além disso, as raízes do Vetiver são destiladas para extração de um óleo essencial espesso e de coloração âmbar, que é conhecido como óleo da tranqüilidade na Índia (SILVA, 2012).

Sendo assim, com a tendência de utilização de macrófitas em leitos cultivados que podem ser reaproveitadas posteriormente, este trabalho objetivou comparar a eficiência de remoção/retenção de fósforo em um leito cultivado estabelecido há sete anos, cultivado com *Canna indica*, com um leito cultivado com *Chrysopogon zizanioides* L. estabelecido há quatro anos.

METODOLOGIA EXPERIMENTAL

A fase experimental do presente projeto foi conduzida no Campo Experimental da Faculdade de Engenharia Agrícola – FEAGRI/UNICAMP, Campinas, SP, onde está instalado um sistema piloto de tratamento de esgotos com leitos cultivados. O Campo Experimental está localizado a uma latitude de S22°48'57" e longitude W47°03'33", a 640 m de altitude.

O experimento realizou o tratamento secundário dos dejetos domésticos e sanitários, e de águas residuárias provenientes das instalações da Faculdade de Engenharia Agrícola - prédio administrativo, prédio das salas de aula, salas dos professores, laboratórios, oficina, cozinha, e cantina. Segundo Kletecke (2011), este esgoto bruto possui pH variando entre 7,7 e 8,1, concentração média de fósforo e nitrogênio amoniacal total de 3,4 mg.L⁻¹ e 41,0 mg.L⁻¹, respectivamente.

O esgoto passa por pré-tratamento em tanque de desarenação para a retirada de sólidos grosseiros, depois é armazenado em uma caixa de cimento com capacidade de 500L. Desta caixa, o esgoto é bombeado para tratamento primário em Reatores Anaeróbios Compartimentados (RAC). Após essa etapa, o esgoto percorre por gravidade abastecendo dois reservatórios plásticos de distribuição, com capacidade de 1.000L cada, e



chega aos leitos cultivados. Na Figura 1 está apresentado o esquema geral da Estação de Tratamento de Esgoto piloto da FEAGRI.

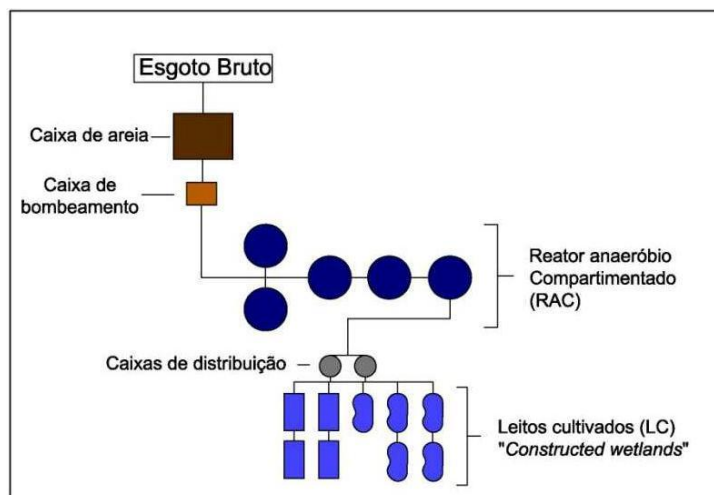


Figura 1: Esquema geral da Estação de Tratamento de Esgoto da FEAGRI.

Foram montados dois leitos cultivados em reservatórios de fibra de vidro, com dimensões de 3,13 x 1,61 x 0,52m, com volume total de 2.100L e de fluxo subsuperficial. O substrato utilizado nos leitos cultivados foi brita#1, e as macrófitas aquáticas cultivadas foram a *Canna indica*, mais conhecida como Berí, e a macrófita *Chrysopogon zizanioides L.*, ou Vetiver. O leito cultivado com Berí está em funcionamento há sete anos, enquanto que o leito com Vetiver funciona há quatro anos.

A vazão de água foi medida na entrada (afluente) e na saída (efluente) dos leitos cultivados utilizando o método direto. Este método utiliza uma proveta plástica graduada para medir o volume de esgoto que será coletado na proveta em 20 segundos. Com a finalidade de aumentar a confiabilidade nos dados de remoção/retenção de poluentes, levando em conta a flutuação das concentrações e das cargas dos mesmos durante o dia, a tomada e registro das vazões afluente e efluente ao leito e a coleta das amostras de água foram realizadas, de hora em hora, das 8h às 18h (em média, pois a variação da vazão de esgoto na faculdade é grande) durante o período estudado. As mesmas foram acondicionadas no refrigerador a 0°C, em garrafas plásticas descartáveis de 300 mL, até a realização da análise.

Após as amostras serem coletadas na escala horária, foi realizada uma amostra composta de todas, para que se pudesse obter as reais concentrações e cargas de fósforo do efluente naquele dia, levando em conta as flutuações de vazão e nutrientes. Com a medida da vazão, foi possível calcular o tempo de detenção hidráulica, que é obtido através do volume total diário de esgoto que entra no leito cultivado, dividido pelo volume máximo armazenado no leito cultivado.

Para saber o volume máximo armazenado no leito cultivado é necessário saber a porosidade do mesmo. Para tanto preencheu-se uma proveta graduada de 1000 mL com brita#1, e após completou-se com água até a marca de 1000 mL. Esta água foi então colocada em outra proveta graduada de 1000 mL, para se encontrar o volume ocupado de brita#1 na primeira proveta. Este procedimento foi repetido cinco vezes sempre revolvendo-se a brita para que a mesma mude de posição, e calculada a média; obteve-se o volume que a brita#1 ocupa no leito cultivado. Este volume foi de 50% do volume total do leito, portanto o volume ocupado pela água (armazenado) foi de 1.050L.

Foi calculada também a evapotranspiração dos leitos, pela diferença entre o volume total de esgoto afluente e efluente do mesmo no período de estudo.

A análise da concentração de fósforo total teve como referência “*Standard Methods – for Examination of Water and Wastewater*”, através do “Hach DR/2010”. O método utilizado foi o Método 4500 – PE, Método Oficial do Ácido Ascórbico, e as análises foram realizadas no Laboratório de Saneamento da Faculdade de



Engenharia de Agrícola, UNICAMP. Na Figura 2 podem ser visualizados os leitos cultivados com *Canna indica* (à esquerda) e com *Chrysopogon zizanioides L.* (à direita).



Figura 2: Leitos cultivados com *Canna indica* (à esquerda) e com *Chrysopogon zizanioides L.* (à direita).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

As concentrações e as cargas de fósforo total na entrada e na saída do leito cultivado com *Canna indica*, obtidas pelas amostras compostas do período de 05 à 07 de fevereiro de 2013 estão apresentadas na Figura 3.

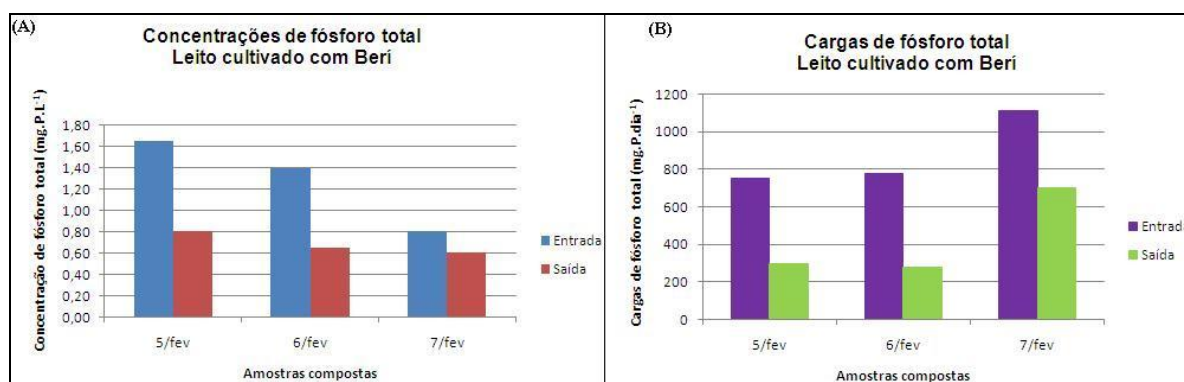


Figura 3: (A) Concentrações de fósforo total – Leito cultivado com Berí. (B) Cargas de fósforo total – Leito cultivado com Berí.

Ao compararmos as concentrações e as cargas de entrada e saída de fósforo total do leito cultivado com *Canna indica* (Berí), fica claro que apesar das concentrações na amostra composta do dia 07 de fevereiro serem menores que nos outros dias, as cargas de entrada e saída de fósforo foram maiores nesse dias – devido ao fato das vazões de entrada e saída terem sido altas no leito cultivado com Berí no dia 07 de fevereiro, como pode ser observado na Tabela 1 a diferença entre as vazões afluente e efluente, no período de 05 à 07 de fevereiro de 2013.



Tabela 1: Vazões horárias do leito cultivado com *Canna indica* no período de 05 a 07 de fevereiro de 2013.

Datas	05 de fevereiro de 2013		06 de fevereiro de 2013		07 de fevereiro de 2013	
	E1 - vazão (mL/s)	S1 - vazão (mL/s)	E1 - vazão (mL/s)	S1 - vazão (mL/s)	E1 - vazão (mL/s)	S1 - vazão (mL/s)
8h30	12	12	0	0	0	0
9h30	12	10	30	22	51	36
10h30	9	8	27	20	51	38
11h30	11	9	28	20	53	49
12h30	9	6	25	19	55	51
13h30	17	13	19	16	57	47
14h30	15	12	15	13	48	42
15h30	14	12	12	10	33	30
16h30	10	8	0	0	20	19
17h30	9	7	0	0	12	8
18h30	9	6	0	0	7	7

A porcentagem média calculada de retenção de fósforo no leito cultivado com Berí no período estudado foi de 54%, com TDH médio de 1,7 dias. De acordo com Cui e Ouyang, et al. (2010), leitos cultivados com *Canna indica* obtiveram valores médios de 61%, 62% e 71% com TDH de 1, 2,5 e 5 dias respectivamente, o que evidencia que a retenção/remoção de fósforo total se torna mais eficiente quanto maior é o TDH. Quanto ao tempo de funcionamento do leito, os autores obtiveram retenções médias de 63%, 62% e 65% nos leitos com 6 meses, 1 e 2 anos de funcionamento, respectivamente, o que evidencia que quanto maior o tempo de funcionamento mais fósforo total é retido pela *Canna indica*. No entanto Konnerup, et al. (2008) obtiveram aproximadamente 15% de eficiência de retenção de fósforo total em leitos cultivados com *Canna indica* e TDH de 2 dias, após 2 meses de funcionamento.

Quando a média de retenção de fósforo no leito estudado com sete anos de funcionamento é comparada com valores de retenção de fósforo em leitos novos (dois anos), com TDH semelhante, tem-se um decaimento de aproximadamente 10% de eficiência, o que pode possivelmente ser uma diminuição natural da eficiência do leito devido à seu tempo de funcionamento. No entanto, a retenção de fósforo em um leito cultivado com apenas 2 meses de funcionamento mostrou-se menos eficiente do que o leito com 7 anos, provavelmente pelo fato de sua biomassa não ter atingido seu potencial máximo de crescimento.

A Figura 4 mostra as concentrações e as cargas de fósforo total na entrada e na saída do leito cultivado com *Chrysopogon zizanioides L.*, no período de 06 a 08 de fevereiro. Podemos observar que há maior semelhança entre as concentrações e as cargas de entrada e saída no leito cultivado com Vetiver, do que no leito cultivado com Berí.

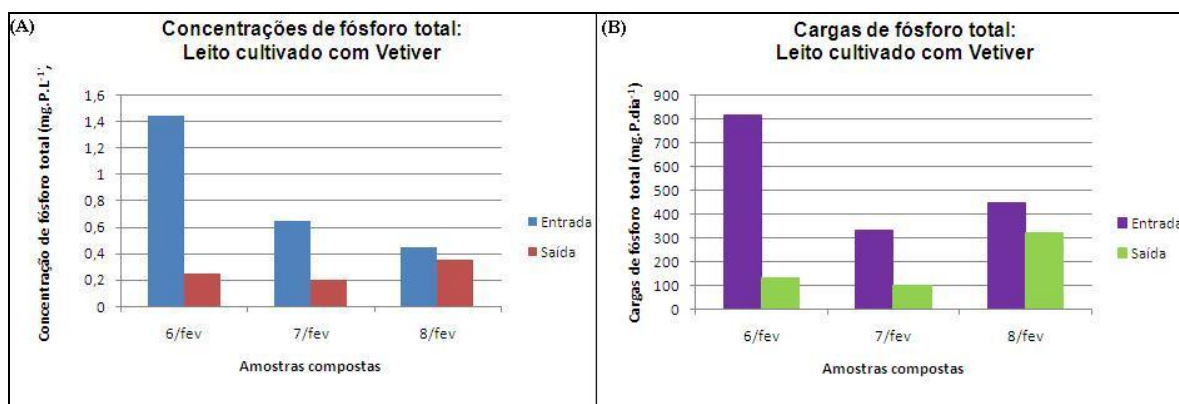


Figura 4: (A) Concentrações de fósforo total – Leito cultivado com Vetiver. (B) Cargas de fósforo total – Leito cultivado com Vetiver.

A retenção média de fósforo total pelo leito cultivado com Vetiver com quatro anos de funcionamento foi de 61% com TDH médio calculado de 1,8 dias. Com três meses e meio de operação, Chua et al. (2012) obtiveram 19% de retenção/remoção de fósforo total através da plantação de *Chrysopogon zizanioides L.* em uma bacia hidrográfica urbana, com o intuito de diminuir a eutrofização desta. Os autores não relataram as datas, a estação do ano, nem o TDH do período estudado.



Em leitos cultivados com *Chrysopogon zizanioides L.* após seis meses de funcionamento, Silva (2012) obteve remoções de 18,8% no leito utilizando brita como substrato e TDH de 1,3 horas, 21,3% no leito que usou argila como substrato e TDH de 1 hora, e 18,4% de remoção de fósforo no leito que utilizava uma mistura homogênea de argila e brita com TDH de 0,7 hora.

Em um leito funcionando há 40 dias operado à uma taxa de 1.200 L.dia⁻¹, Xiong et al. (2011), observaram remoções de 77% de fósforo total, e os autores relatam que as maiores remoções foram obtidas nessa taxa. Tendo em vista que a taxa média de operação no período estudado (06 à 08 de fevereiro) foi de 656 L.dia⁻¹, isso evidencia que quanto maior a taxa de operação do sistema, maior será a eficiência de retenção de fósforo. Esses dados também sugerem que com o passar do tempo a eficiência de retenção/remoção de fósforo não decresce significativamente, e também que existe a possibilidade do *Chrysopogon zizanioides L.* retirar maior quantidade do poluente durante sua fase de crescimento. Além disso, Xiong et al. (2011) relatam que a eficiência de remoção de fósforo em leitos cultivados com vetiver aumenta com o passar do tempo até se tornarem estáveis, o que eles supõe que pode estar relacionado ao crescimento da planta.

Em 2005, Nitisoravut et al. obtiveram remoções de fósforo total de 38% ($\pm 21,6\%$) em leito cultivado com Vetiver após dois meses de operação, com TDH de 2 ou 5 dias. Os dados de remoção/retenção de fósforo total em leitos cultivados com Vetiver são um tanto heterogêneos, o que pode ser conseqüente de fatores climáticos locais, além de diferentes tipos de substrato ou características do efluente. Na Figura 5 podemos visualizar as eficiências de retenção de carga de fósforo total (A) e da porcentagem de retenção da carga de fósforo total (B) no período estudado.

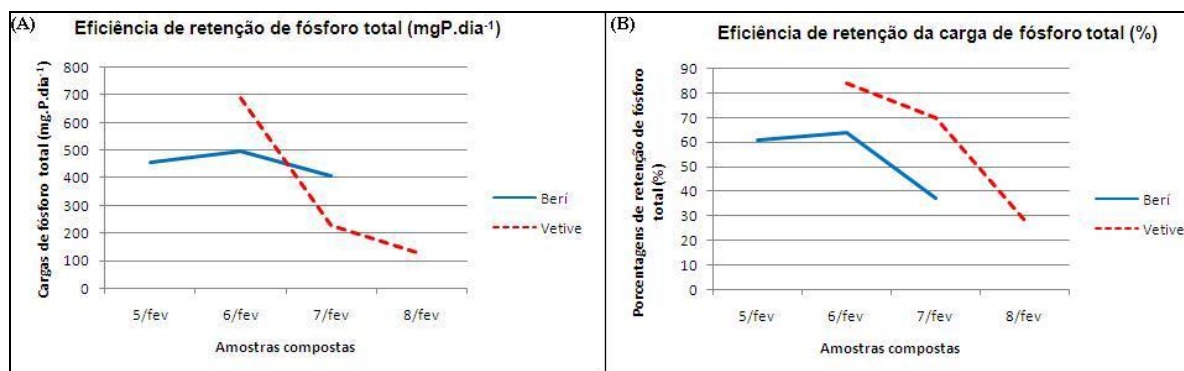


Figura 4: (A) Eficiência de retenção de fósforo total (mgP.dia⁻¹). (B) Eficiência de retenção da carga de fósforo total (%).

O leito cultivado com *Chrysopogon zizanioides L.* mostrou-se mais eficiente na remoção/retenção de fósforo total que o leito cultivado com *Canna indica*, apresentando médias de 61 e 54% de eficiência, respectivamente. Esta diferença pode ser decorrente dos diferentes tempos de funcionamento dos leitos, pela flutuação de vazões, pela flutuação nas cargas do poluente, ou por se tratar de plantas diferentes, onde os processos metabólicos também se diferenciam. Na Tabela 2 podemos observar as diferenças de evapotranspiração nos dois leitos, o que mostra que o leito cultivado com Vetiver retêm mais água em sua vegetação e rizomas do que o leito cultivado com Berli.

Tabela 2: Evapotranspiração calculada para o leito cultivado com *Canna indica* e o leito cultivado com *Chrysopogon zizanioides L.*

Evapotranspiração do leito (mm.dia ⁻¹)		
Data	<i>Canna indica</i>	<i>Chrysopogon zizanioides L.</i>
5/fev	18	0*
6/fev	36	19
7/fev	51	11
8/fev	0*	16

*nesses dias não houve medição nos respectivos leitos.



CONCLUSÕES

Concluiu-se neste estudo que apesar do tempo de funcionamento dos leitos cultivados, estes ainda se mostraram relativamente eficientes na remoção/retenção de fósforo total, tendo em vista que o decaimento das porcentagens de retenção provavelmente se deve à saturação do leito e, portanto, é algo esperado.

Quanto à diferença sistemática de retenção entre os leitos, o leito cultivado com *Chrysopogon zizanioides* L. mostrou-se aparentemente mais eficiente, mas é necessária a realização de estudos mais freqüentes e aprofundados, com tratamentos estatísticos, para que se verifique se esta diferença é devida ao tempo de funcionamento, à planta, ou a algum outro fator.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem às agências de fomento CAPES e CNPq, pelas bolsas de estudo concedidas, e à Faculdade de Engenharia Agrícola – FEAGRI/UNICAMP (especialmente ao Laboratório de Saneamento), pela realização do experimento.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENTAL FEDERATION; EATON, A. D.; et al. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21 ed. Washington: APHA/AWWA/WEF, 2005.
2. BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria n. 2914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário da União, Brasília, dez/2011.
3. BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Diário da União, Brasília, maio/2011.
4. CHUA, Lloyd H. C.. TAN, Stephen B. K. SIM, C. H. GOYAL, Manish Kumar. Treatment of baseflow from an urban catchment by a floating wetland system. *Ecological Engineering*. v. 49, p. 170-180, 2012.
5. CUI, Lihua. OUYANG, Ying. LOU, Qian. YANG, Fengle. CHEN, Ying. ZHU, Wenling. LUO, Shiming. Removal of nutrients from wastewater with *Canna indica* L. under different vertical-flow constructed wetland conditions. *Ecological Engineering*. v. 36, p. 1083-1088, 2010.
6. KLETECKE, R. M. Remoção/exporação de nutrientes de esgoto doméstico utilizando plantas ornamentais: *Hedychium coronarium*, *Heliconia psittacorum*, *Cyperus alternifolius* e *Colocasia esculenta*. 310f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas/SP, 2011.
7. KONNERUP, Dennis. KOOTTATEP, Thammarat. BRIX, Hans. Treatment of domestic wastewater in tropical, subsurface flow constructed wetlands planted with *Canna* and *Heliconia*. *Ecological engineering*. v. 35, p. 248-257, 2008.
8. NITISORAVUT, Suwanchai. KLOMJEK, Pantip. Constructed treatment wetland: a study of eight plant species under saline conditions. *Chemosphere*. v. 58, p. 585-593, 2005.
9. SILVA, Mariana Silveira Guerra Moura. Desenvolvimento de um sistema de recirculação com uso de wetlands construídas para efluentes da piscicultura. 129f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2012.
10. VELDKAMP. J.F. A revision of *Chrysopogon* Trin. including *Vetiveria Bory* (Poaceae) in Thailand and Melanesia with notes on some other species from Africa and Australia. *Austrobaileya*, v. 5, p. 503-533. 1999.
11. XIONG, Jibing. QIN, Yong. MAHMOOD, Qaisar. LIU, Hanhu. YANG, Dejun. Phosphorus removal from secondary effluents through integrated constructed treatment system. *Marine Pollution Bulletin*. v. 63, p. 98-101, 2011.
12. ZANELLA, Luciano. Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: wetlands-construídos utilizando brita e bambu como suporte. 213f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.



RETENÇÃO DE NUTRIENTES DE ESGOTO DOMÉSTICO POR MACRÓFITAS TRADICIONAL E ORNAMENTAL EM “WETLANDS” CONSTRUÍDOS

Julyenne Meneghetti Campos⁽¹⁾

Tecnóloga em Saneamento Ambiental pela Faculdade de Tecnologia da Universidade Estadual de Campinas (FT/UNICAMP). Mestranda em Engenharia Agrícola na área de concentração “Água e Solos”, linha de pesquisa “Planejamento e Gerenciamento de Recursos Hídricos” na Faculdade de Engenharia Agrícola/UNICAMP. Bolsista do CNPq.

José Teixeira Filho⁽²⁾

Professor Livre-Docente na Faculdade de Engenharia Agrícola, da Universidade Estadual de Campinas. Desenvolve atividades de ensino e pesquisa na graduação e na pós-graduação nas áreas de impacto do manejo de agroquímicos e nutrientes na qualidade de bacias hidrográficas, qualidade da água no meio rural, hidrologia e ecofisiologia vegetal.

Endereço⁽¹⁾: Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP. Departamento de Água e Solos. Av. Cândido Rondon, 501 – Barão Geraldo - Campinas - SP - CEP: 13083-875 - Brasil - Tel: +55 (19) 9339-3048 - e-mail: julyenne.mc@hotmail.com

RESUMO

Leitos cultivados são métodos alternativos de tratamento de água e efluentes, que se baseiam na retirada de poluentes pelas macrófitas aquáticas e pelo biofilme formado nas raízes das plantas fixadas no substrato, simulando assim os sistemas naturais de tratamento. Eles têm como vantagem o baixo custo de implantação e manutenção, economia de energia elétrica durante seu funcionamento, além de serem eficientes na remoção de poluentes. Além disso, podem ser vislumbrados como ornamentação se incorporando à paisagem local. Atualmente existe uma grande divergência quanto ao uso de macrófitas comumente utilizadas em leitos cultivados, *versus* a utilização de macrófitas ornamentais, que deixarão o sistema de tratamento com uma aparência mais agradável e aceitável. No entanto, apesar do aumento de estudos de leitos cultivados com plantas ornamentais ainda não existem dados suficientes sobre a eficiência de retenção de nutrientes com essas plantas. Neste contexto, este trabalho objetivou comparar a eficiência de retenção de poluentes em um leito cultivado com *Typha* spp., mais conhecida como taboa e popularmente encontrada em brejos e manguezais, com um leito cultivado com a planta ornamental *Cyperus isocladius*, mais conhecida como mini-papiro.

PALAVRAS-CHAVE: *Typha* spp.; *Cyperus isocladius*; leitos cultivados; nutrientes; escala horária.

INTRODUÇÃO

A problemática do aumento do volume e do descarte incorreto dos efluentes domésticos e industriais vem crescendo, causando poluição, contaminação, e degradação dos corpos d'água, solos e mananciais subterrâneos. A destinação incorreta desses efluentes pode acarretar problemas como eutrofização dos corpos d'água, além de diversas doenças e contaminações provenientes da matéria orgânica, microorganismos, metais pesados, entre outros poluentes e minerais que estão presentes na maioria dos efluentes.

Muitos bairros e municípios ainda não possuem saneamento básico satisfatório; segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico realizada pelo IBGE em 2008, apenas 55,2% dos municípios brasileiros possuem coleta de esgoto. Esses dados evidenciam a carência da coleta de esgoto nesses municípios, o que faz crescer cada vez mais a preocupação da população com o meio ambiente sendo necessário buscar alternativas de tratamento desses esgotos, não só para as grandes cidades, mas também para pequenas comunidades desprovidas de saneamento básico, onde às vezes não é viável economicamente a construção de uma ETE (Estação de Tratamento de Esgoto).



Entre esses métodos destacam-se os reatores aeróbios, anaeróbios e de desnitrificação (geralmente construídos com materiais alternativos ou reutilizados), disposição no solo e sistemas de leitos cultivados que utilizam macrófitas aquáticas, também chamados de “wetlands” construídos.

Leitos cultivados são de baixo custo de implantação, operação e manutenção, e pelo fato do Brasil ser um país deficiente em relação a tratamento de esgoto, porém com um clima tropical que oferece ótimas condições ambientais para o desenvolvimento das plantas (macrófitas), os leitos cultivados são uma opção para o tratamento de esgoto de pequenas comunidades e municípios.

Os leitos cultivados podem ser vislumbrados como ornamentação se incorporando à paisagem local. Atualmente existe uma grande divergência quanto à utilização de macrófitas comumente utilizadas em leitos cultivados, *versus* a utilização de macrófitas ornamentais, que deixarão o sistema de tratamento com uma aparência mais agradável e aceitável. Segundo Konnerup et al. (2008), a incorporação da estação de tratamento à paisagem local deixa o sistema mais agradável e mais harmônico, o que proporcionará um longo tempo de operação, tendo em vista que as pessoas se interessam mais em operar e dar manutenção em sistemas assim; no entanto o autor ressalta que são necessários mais estudos sobre o uso de plantas ornamentais em leitos cultivados.

A *Typha* spp., mais conhecida como taboa, chega a produzir sete mil quilos de rizomas por hectare, o que evidencia um bom e rápido desenvolvimento, além de ser uma macrófita aquática de fácil obtenção, pois é freqüente nas margens de lagoas, canais de drenagem, baixadas pantanosas e represas (VALENTIM, 1999). Já a macrófita *Cyperus isocladius*, também conhecida como mini papiro ou papiro anão, é uma espécie de interesse ornamental e comercial, comumente utilizada em arranjos florais. De acordo com Zanella (2008) o mini papiro é de origem africana, se adapta bem à pleno sol ou meia sombra, e também em solos permanentemente úmidos, podendo chegar até 90 cm de altura.

Mas apesar do aumento de estudos de leitos cultivados com plantas ornamentais ainda não existem dados concretos sobre o mecanismo de retenção de nutrientes com essas plantas. Neste contexto, este trabalho objetivou comparar a eficiência de retenção em um leito cultivado com *Typha* spp., mais conhecida como taboa e popularmente encontrada em brejos e manguezais, com um leito cultivado com a planta ornamental *Cyperus isocladius*, mais conhecida como mini-papiro ou papiro anão.

METODOLOGIA EXPERIMENTAL

A fase experimental do presente projeto será conduzida no Campo Experimental da Faculdade de Engenharia Agrícola – FEAGRI/UNICAMP, Campinas, SP, onde está instalado um sistema piloto de tratamento de esgotos com leitos cultivados. O Campo Experimental está localizado a uma latitude de S22°48’57” e longitude W47°03’33”, a 640 m de altitude.

O experimento realizará o tratamento secundário dos dejetos domésticos e sanitários, e de águas residuárias provenientes das instalações da Faculdade de Engenharia Agrícola - prédio administrativo, prédio das salas de aula, salas dos professores, laboratórios, oficina, cozinha, e cantina. Segundo Kletecke (2011), este esgoto bruto possui pH variando entre 7,7 e 8,1, concentração média de fósforo e nitrogênio amoniacal total de 3,4 mg.L⁻¹ e 41,0 mg.L⁻¹, respectivamente.

O esgoto passa por pré-tratamento em tanque de desarenação para a retirada de sólidos grosseiros, depois é armazenado em uma caixa de cimento com capacidade de 500L. Desta caixa, o esgoto é bombeado para tratamento primário em Reatores Anaeróbios Compartimentados (RAC). Após essa etapa, o esgoto percorre por gravidade abastecendo dois reservatórios plásticos de distribuição, com capacidade de 1.000L cada, e chega aos leitos cultivados.

Na segunda semana de abril de 2013, foram cultivadas 25 mudas de *Typha* spp. e 32 mudas de *Cyperus isocladius*. Essas mudas foram retiradas de leitos cultivados já existentes no campo experimental, e replantadas em dois reservatórios de fibra de vidro, com dimensões de 3,13 x 1,61 x 0,52m, volume total de 2.100L, fluxo subsuperficial, contendo brita#1 como substrato. Na Figura 1 está apresentado o esquema geral da Estação de Tratamento de Esgoto piloto da FEAGRI.

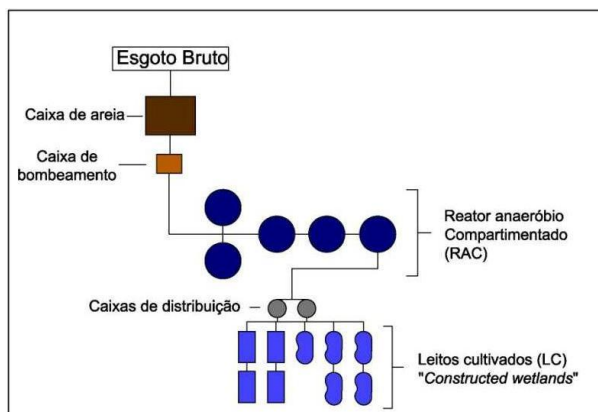


Figura 1: Esquema geral da Estação de Tratamento de Esgoto da FEAGRI.

Esses leitos já haviam sido utilizados em estudos anteriores, sendo assim, os mesmos já contêm matéria orgânica e biofilme aderidos ao substrato. Na Figura 2 pode-se observar os leitos cultivados no dia da plantação das mudas.



Figura 2: Leito cultivado com *Typha* spp. (à esquerda) e com *Cyperus isocladius* (à direita).

As amostras serão coletadas em escala horária (de hora em hora), diariamente das 8h às 18h em média, pois a variação da vazão de esgoto na faculdade é grande. Ao final de cada dia de coleta, será realizada uma amostra composta de todas, para que se possa obter as reais concentrações e cargas de poluentes do efluente naquele dia, levando em consideração as flutuações de vazão e de nutrientes. Todas as amostras serão acondicionadas em garrafas plásticas descartáveis de 300 mL, e acondicionadas em refrigerador à 0°C.

A vazão de água será medida na entrada (afluente) e na saída (efluente) dos leitos cultivados utilizando o método direto. Este método utiliza uma proveta plástica graduada para medir o volume de esgoto que será coletado na proveta em 20 segundos. Com a finalidade de aumentar a confiabilidade nos dados de remoção/retenção de poluentes, a tomada e registro das vazões afluente e efluente ao leito também serão realizadas em escala horária, juntamente com a coleta das amostras.

Com a medida da vazão, será possível calcular o tempo de detenção hidráulica, que é obtido através do volume total diário de esgoto que entra no leito cultivado, dividido pelo volume máximo armazenado no mesmo. Para saber o volume máximo armazenado no leito cultivado é necessário saber o índice de vazios do leito. Sendo assim, preencheu-se uma proveta graduada de 1000 mL com brita#1, e após completou-se com água até a marca de 1000 mL. Esta água foi então colocada em outra proveta graduada de 1000 mL, para se encontrar o volume ocupado de brita#1 na primeira proveta. Este procedimento foi repetido cinco vezes sempre revolvendo-se a brita para que a mesma mude de posição, e calculada a média; obteve-se o volume que a



brita#1 ocupa no leito cultivado. Este volume foi de 50% do volume total do leito, portanto o volume ocupado pela água (armazenado) foi de 1.050L.

As análises terão como referência o “*Standard Methods – for Examination of Water and Wastewater*” e serão realizadas no Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia de Agrícola, FEAGRI/UNICAMP. Exceto a análise de temperatura que será monitorada em campo, com o termômetro de mercúrio *Incoterm L-222/06* (escala de 10 a 110°C).

Com as amostras de escala horária serão monitorados os seguintes parâmetros: pH, com pHmetro de mesa *Digimed* (pHmetro DM 20), através do Método 4500-O G (Método do Eletrodo com Membrana); condutividade elétrica, através do condutivímetro DM3 de mesa, pelo método 2510B; cor aparente, por espectrofotômetro da marca *HACH*, modelo DR-2010 - o comprimento de onda utilizado será de 455nm e os resultados serão gerados na unidade de medida [mg.L⁻¹ de PtCo] (platina e cobalto). Também serão analisados na escala horária turbidez, com o turbidímetro da marca *HACH* modelo 2100AN, os resultados serão gerados com unidade de medida [NTU] (*Nephelometric Turbidity Unit*). A análise de oxigênio dissolvido também será realizada com as amostras de escala horária, com o oxímetro da marca *YSI 55* portátil.

Com as amostras de escala diária (compostas da escala horária) serão analisados os parâmetros: fósforo total pelo Método 4500 – PE, “Método Oficial do Ácido Ascórbico”; nitrogênio amoniacal e nitrogênio total Kjeldahl (NTK), serão analisados pelo Método 4500 “*Nitrogen (Organic)*”; e demanda química de oxigênio (DQO), cuja digestão da amostra será feita no digestor *HACH COD “Reactor”* e posteriormente analisado no espectrofotômetro *HACH DR/4000U*. Será utilizado o Método 5220D (Método Colorimétrico do Refluxo Fechado).

Será realizada uma caracterização do esgoto bruto após um mês do plantio das macrófitas, durante uma semana, e logo após a caracterização as análises terão seu início e obedecerão ao período de maio à junho de 2013, durante duas semanas por mês em escala horária.

RESULTADOS ESPERADOS

É esperado neste estudo que o leito cultivado com *Cyperus isocladius* tenha igual ou maior eficiência de redução e remoção de poluentes como pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, cor, turbidez, fósforo total, nitrogênio total e nitrogênio amoniacal, que o leito cultivado com *Typha* spp.

Espera-se que o efluente dos leitos cultivados atenda aos padrões mínimos de lançamento de esgoto tratado em corpos d’água, de acordo com a Resolução CONAMA 430/11 que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n° 357, de 17 de março de 2005.

A determinação do compartimento do leito cultivado que irá reter mais poluentes (substrato, raiz, rizoma, caule/folha), e que a *Typha* spp. e o *Cyperus isocladius* tenham um bom desenvolvimento também são resultados esperados neste projeto. Espera-se encontrar uma relação entre as maiores taxas de remoção/retenção de fósforo com as maiores taxas de remoção/retenção de nitrogênio, e que seja possível comparar essas taxas entre os leitos com e sem cultivo.

CONCLUSÕES

Com a obtenção dos resultados esperados, será possível concluir se a utilização da macrófita ornamental *Cyperus isocladius* no tratamento de águas residuárias é uma boa alternativa quando comparada a utilização da *Typha* spp., levando em consideração não somente os aspectos estéticos do sistema de tratamento mas, principalmente, os padrões de qualidade do efluente final.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao CNPq, pela bolsa de estudo concedida, e à Faculdade de Engenharia Agrícola – FEAGRI/UNICAMP (especialmente ao Laboratório de Saneamento), pela realização do experimento.



REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENTAL FEDERATION; EATON, A. D.; et al. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21 ed. Washington: APHA/AWWA/WEF, 2005.
2. BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria n. 2914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário da União, Brasília, dez/2011.
3. BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n° 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Diário da União, Brasília, maio/2011.
4. IBGE – Pesquisa nacional de Saneamento Básico 2008. Disponível em <http://www.ibge.com.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/PNSB_2008.pdf> acessado em 26 de abril de 2013.
5. KLETECKE, R. M. Remoção/exportação de nutrientes de esgoto doméstico utilizando plantas ornamentais: *Hedychium coronarium*, *Heliconia psittacorum*, *Cyperus alternifolius* e *Colocasia esculenta*. 310f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas/SP, 2011.
6. KONNERUP, Dennis. KOOTTATEP, Thammarat. BRIX, Hans. Treatment of domestic wastewater in tropical, subsurface flow constructed wetlands planted with *Canna* and *Heliconia*. *Ecological engineering*. v. 35, p. 248-257, 2008.
7. VALENTIM, M. A. A. Uso de leitos cultivados no tratamento de efluente de tanque séptico modificado. 137f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas. Campinas. 1999.
8. ZANELLA, Luciano. Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: wetlands-construídos utilizando brita e bambu como suporte. 213f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.



**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE SISTEMAS DE ALAGADOS
CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL
TRATANDO EFLUENTE DE REATOR UASB**

Jocilene Ferreira da Costa⁽¹⁾

Engenheira Sanitarista, Doutoranda do Programa de Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos na Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG).

Marcos von Sperling⁽²⁾

Doutor pelo Imperial College – Londres. Professor Titular do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG.

Martin Seidl⁽³⁾

Doutor em Ciências Ambientais - Escola Nacional de Engenharia Civil da Universidade de Paris (ENPC). Pesquisador do LEESU (França) e UFMG.

Endereço⁽¹⁾: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; Av. Antônio Carlos 6627 – Escola de Engenharia, Bloco 1 - sala 4622; CEP 31270-901 - Belo Horizonte – Brasil. Tel.: +55 31 3409-1935; e-mail: (1) jocilenefc@bol.com.br; (2) marcos@desa.ufmg.br; (3) martin.seidl@leesu.enpc.fr

RESUMO

Um sistema composto por um reator anaeróbio tipo UASB seguido de um Sistema de Alagados Construídos de escoamento horizontal subsuperficial, compreendendo duas unidades em paralelo (50 habitantes cada) foi avaliado para o tratamento de águas residuárias geradas na cidade de Belo Horizonte – MG. Uma unidade foi plantada com *Typha latifolia* e a outra não foi vegetada. Amostras semanais do efluente do reator UASB e do efluente das unidades do Sistema de Alagados Construídos foram avaliadas por um período de dois anos. Nas taxas de aplicação praticadas (média de $0,11 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$), o efluente final apresentou excelente qualidade em termos de matéria orgânica e sólidos suspensos, mas baixa capacidade de remoção de nitrogênio. Os valores médios de concentração no efluente das unidades plantada e não plantada foram, respectivamente: DBO_5 : 28 e 26 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; DQO : 53 e 53 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; SST : 12 e 10 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; NTK : 31 e 30 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e N-Amoniacal : 38 e 29 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, P-Total 3 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e 3 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Não se observou diferença estatisticamente significativa entre as concentrações efluentes das unidades plantada e não plantada, com exceção para os parâmetros SST e N-Amoniacal .

Palavras-chave: *Wetlands* construídas, Sistema de Alagados Construídos, reator UASB, águas residuárias domésticas.

INTRODUÇÃO

A água é um bem que tem de ser preservado, uma vez que a sua qualidade é afetada por diversos agentes poluentes e contaminantes. As águas residuárias provenientes de núcleos populacionais, sejam eles urbanos ou não, têm grande significado do ponto de vista de impacto ambiental, sobretudo pela carga orgânica, nutrientes e presença de microorganismos patogênicos. Assim, impõe-se uma ação geral e simultânea envolvendo entidades públicas, privadas e dos cidadãos em geral, com vista à proteção das águas contra a poluição, adaptando soluções sustentáveis.

Portanto torna-se necessário e urgente planejar o tratamento dos efluentes domésticos, com vista a aumentar o nível de atendimento, aplicando tecnologias que permitam efetuar o tratamento de uma forma sustentável, mas cumprindo os valores exigidos nas legislações vigentes. Nesse sentido os Sistemas de Alagados Construídos (SAC) vêm se destacando, por serem tratamentos simplificados, de baixo custo de implantação e operação, baixo custo energético e boa eficiência de remoção de poluentes. Eles podem ser implementados no próprio local onde os esgotos são gerados, e podem ser mantidos por pessoas relativamente sem treinamento (CAMPOS *et al.*, 2002). A utilização de plantas no tratamento de esgoto representa uma tecnologia eficiente,



estética e de baixo custo, que está se revelando como uma boa alternativa aos sistemas convencionais mecanizados (VICZNEVSKI e MARCHESINI 2002; PRESZNHUK *et al.* 2003; ALMEIDA *et al.* 2005).

O termo “Constructed Wetlands” é utilizado internacionalmente para identificação do sistema, que no Brasil tem variadas denominações, como Sistemas de Alagados Construídos, Zonas de Raízes, Filtro Plantado com Macrófita, Sistema de Plantas Aquáticas Emergentes, Leito de Macrófitas. Segundo Zanella (2008), essa variação de nomes dada aos SAC, gera dificuldade para o reconhecimento das experiências e a consolidação do sistema como uma alternativa viável de tratamento nas diversas condições ambientais no Brasil e que, portanto, há necessidade de se estabelecer um consenso no meio acadêmico para a consonância da nomenclatura desse tipo de sistema de tratamento de águas residuárias.

Os SAC são sistemas artificialmente projetados para utilizar plantas aquáticas em substratos como areia, cascalhos ou outro material inerte, onde ocorre a proliferação de biofilmes que agregam populações variadas de microrganismos, os quais, por meio de processos biológicos, químicos e físicos, tratam águas residuárias (SOUSA *et al.*, 2003). Os principais processos abióticos que atuam nas remoções de nitrogênio do efluente são a sedimentação, precipitação química e adsorção. A sedimentação também é importante na remoção de material particulado do efluente (BRASKERUD, 2002). O grande argumento para o emprego de SAC no atual contexto brasileiro é a remoção de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio, e controle da eutrofização de mananciais que recebem efluentes, mesmo que tratados a nível secundário.

Existem vários tipos de SAC, configurações de fluxos no sistema e possibilidades de arranjos com outros sistemas. Segundo Dias *et al.* (2002), a vegetação desempenha um papel fundamental no tratamento de esgotos com plantas, pela transferência de oxigênio através das raízes e rizomas. Segundo USEPA (2003), nem toda espécie vegetal apresenta características adequadas para cultivo em SAC, pois elas devem tolerar a combinação de inundação contínua e exposição a altas cargas orgânicas e outros contaminantes. A espécie de planta selecionada deve ser tolerante às cargas tóxicas, para que esta não deixe de cumprir a função planejada (LAUTENSCHLAGER, 2001; MATOS *et al.*, 2008). Hammer (1997) estima que mais de 5.000 espécies de plantas são adaptadas à área de alagados devido a diversidade de habitat. Vários tipos de vegetações já foram testados em SAC, tais como, *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Acorus calamus*, *Íris pseudacorus* e *Schoenoplectus lacustris*.

No tratamento de efluentes domésticos, SAC têm sido eficientes como uma etapa de polimento de vários sistemas de tratamento de esgotos, principalmente para a remoção complementar da matéria orgânica e de sólido, e, de forma mais variável, nutrientes. Em estudos na Austrália, a média de eficiência de sistemas de wetlands atingiu 81% e 83% para DBO e SST, respectivamente (DAVISON *et al.*, 2004). Na República Tcheca, evidenciou-se eficiência de remoção de 81%, 89% e 91% para DQO, DBO e SST, respectivamente (VYMAZAL, 2004). Em regiões de clima semiárido, como a Espanha, remoções de 63% a 93%, 50% a 88% e 58% a 94% foram obtidas para DQO, DBO e SST, respectivamente (SOLANO *et al.*, 2004). No Brasil, foram obtidas remoções de 77% e 81% para DQO e SST, respectivamente (VALENTIM, 2003).

Calijuri *et al.* (2009), avaliando reator UASB seguido de Sistema de Alagados Construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SAC – EHSS), obtiveram eficiências médias de remoção para os parâmetros SST, DBO e DQO de 70, 80 e 60%, respectivamente. Os valores para remoções de nutrientes variaram de 22 a 67% para NTK, de 23 a 82% para amônia (N-NH₃) e de 25 a 79% de P-total, com os maiores valores para o primeiro ano do experimento. Nos SAC, os mecanismos de retenção do fósforo contido nas águas residuárias incluem processos físicos, químicos e biológicos, envolvendo fenômenos de precipitação, sedimentação e, principalmente, adsorção (PHILIPPI e SEZERINO, 2004). Com relação à remoção de matéria orgânica, indiretamente indicada pela remoção de DQO, El Hamouri *et al.* (2007) demonstraram que SAC plantadas apresentaram melhor desempenho que a unidade controle sem plantas tratando esgotos domésticos previamente tratados em reatores anaeróbios.

O presente estudo tem como objetivo avaliar o desempenho na remoção de matéria orgânica, sólidos e nitrogênio de esgoto sanitário oriundo de um reator tipo UASB em um SAC - EHSS, com uma unidade plantada (*Typha latifolia*) e outra não plantada com macrófitas (50 habitantes para cada unidade), na cidade de Belo Horizonte/MG.



METODOLOGIA

A unidade experimental SAC - EHSS, utilizada para o pós-tratamento de esgoto doméstico por reator UASB, encontra-se no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento – CePTS UFMG/COPASA, localizado na Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) do Arrudas, na cidade de Belo Horizonte/MG, Brasil. A montante do sistema experimental, o esgoto recebe tratamento preliminar, composto por gradeamento mecanizado (grade grossa e fina) e desarenador da própria ETE-Arrudas. O sistema de tratamento estudado foi constituído por um reator UASB projetado para tratar uma vazão de $30 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ de efluente coletado no canal de esgoto bruto, seguido por duas unidades em paralelo de SAC - EHSS com leito de escória siderúrgica (Figura 1).

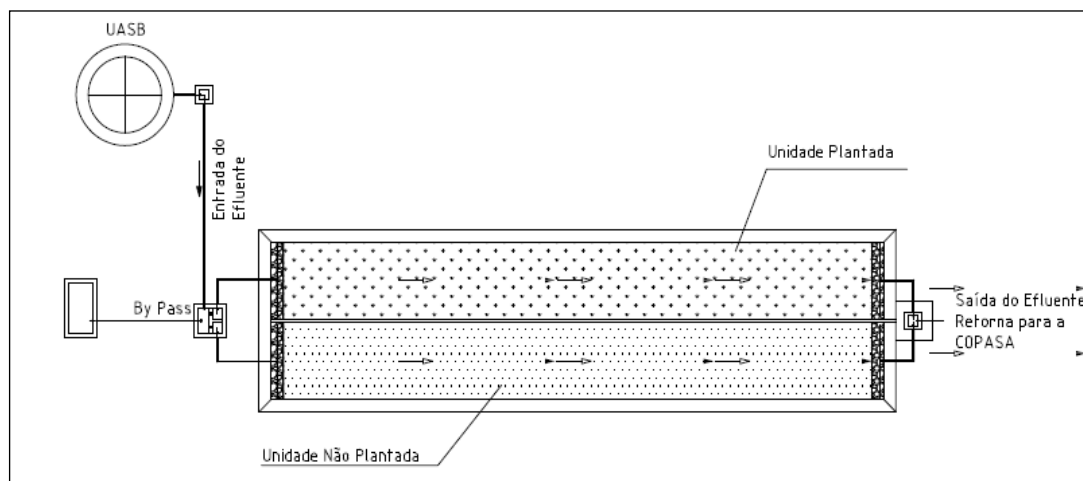


Figura 1 - Desenho esquemático do sistema: UASB – SAC - EHSS

Cada unidade do SAC - EHSS foi dimensionada para um equivalente populacional de cerca de 50 habitantes e para uma vazão contínua de $7,5 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$. A granulometria do leito de escória foi caracterizada por $d_{10} = 19 \text{ mm}$ e coeficiente de desuniformidade $d_{60}/d_{10} = 1,2$. A altura do leito filtrante é de $0,40 \text{ m}$, sendo que a lâmina d'água de projeto possui $0,30 \text{ m}$. Um leito foi cultivado com taboa (*Typha latifolia*), respeitando uma densidade inicial de quatro plantas por metro quadrado, e o outro leito não foi plantado, atuando como controle. As principais dimensões e características de projeto e operacionais do SAC encontram-se na Tabela 1.

Tabela 1: Principais características de projeto de cada unidade do SAC

PARÂMETRO	VALOR	UNIDADE
Altura dos leitos	0,4	m
Comprimento	24,1	m
Largura	3,0	m
Área superficial	72,3	m^2
Altura do líquido nos leitos	0,3	m
Taxa de aplicação hidráulica	0,12	$\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$
Tempo de detenção hidráulica	1,2	d
Vazão	7,5	m^3/d

As determinações e análises físicas e físico-químicas foram realizadas no Laboratório de Análises Físico-químicas e no Laboratório de Microbiologia do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental DESA /UFMG e cobriram sólidos suspensos totais, DBO, DQO, NTK, nitrogênio amoniacal e fósforo total, além da medição das vazões. As amostras de afluentes e efluentes foram coletadas e analisadas seguindo as técnicas recomendadas pelo “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” (AWWA/APHA/WEF, 2005).

A frequência de monitoramento foi realizada semanalmente. Para monitoramento do sistema foram realizadas coletas de amostras do esgoto bruto, do efluente do UASB e na entrada e saída das unidades do SAC. Os dados



do presente trabalho compreendem o período de agosto de 2009 a agosto de 2011. Salienta-se que o sistema UASB – SAC já operava desde setembro de 2007.

A progressão do escoamento superficial nas unidades do SAC foi acompanhada semanalmente através de medição com trena da lâmina superficial de efluentes a cada 50 cm da largura das unidades.

A análise estatística dos dados para comparar o desempenho entre as unidades plantada e não plantada do SAC foi realizada através do teste não paramétrico entre variáveis dependentes Wilcoxon a 5% de significância, empregando o software Statistica®.

RESULTADOS

Na Tabela 2 são apresentados os resultados das vazões médias afluentes e efluentes obtidas durante o período estudado.

Tabela 2: Médias das vazões afluente e efluente de cada unidade do SAC

Unidade	Vazão afluente média (m ³ /d)	Vazão efluente média (m ³ /d)	Perda média de água (%)
Unidade plantada	8,2	6,8	17,1%
Unidade não plantada	7,9	6,9	12,6%

Pode-se observar pela Tabela 2 que o sistema plantado apresentou vazão efluente média menor que a unidade não plantada. Tal fato se deve à evaporação, que ocorre nas duas unidades, e à transpiração, que ocorre apenas no sistema vegetado. Na Figura 2 nota-se que na unidade plantada as perdas de água ao longo do tempo são elevadas principalmente nos meses de estiagens, em que nas folhas quase metade do ganho líquido de calor do sol é dissipado pela transpiração.

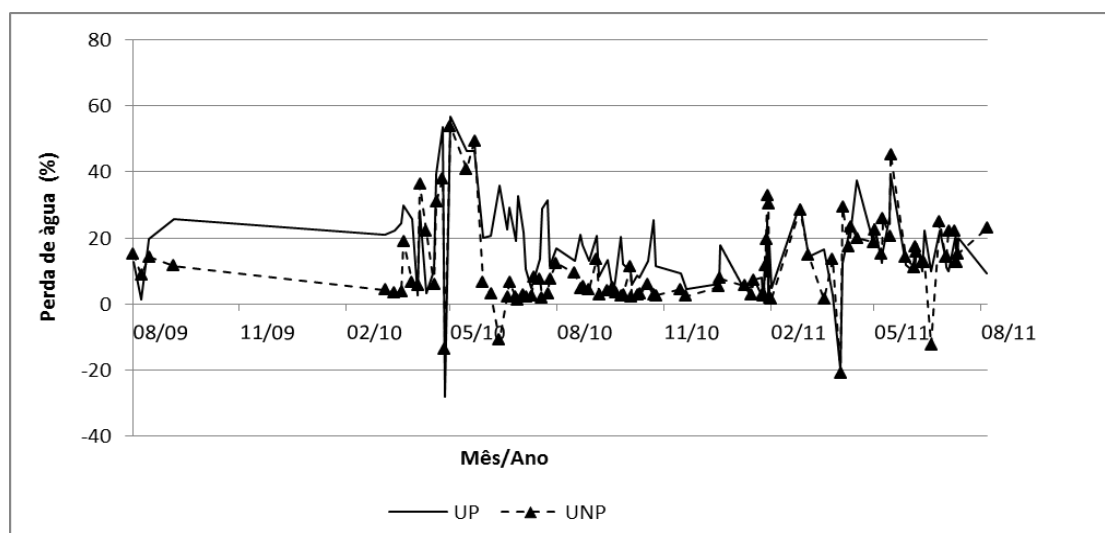


Figura 2 - Perda de água nas unidades plantada e não plantada ao longo do período estudado.

Há de se considerar também que o aumento de ventos e da exposição solar produzem um aumento da evaporação da água presente no leito dos SAC e da transpiração das plantas, que constituem dois fluxos de saída de água do sistema, contribuindo para o aumento da concentração dos poluentes no leito. As perdas por evapotranspiração reduzem o volume de água, aumentando a concentração dos poluentes, o que não conduz, no entanto, a um aumento da carga de poluentes no efluente do sistema (RIBEIRO, 2007). Se as perdas de águas forem devidas à evapotranspiração, a concentração efluente pode ser corrigida em função das perdas de água por meio da seguinte equação:



Concentração corrigida = concentração medida x (1 – fração de perda de água) equação (1)

Na Tabela 3 encontram-se os valores das concentrações médias no esgoto bruto e no efluente do reator UASB, bem como nos efluentes do SAC, sem correção (valores tais como medidos) e com correção em função das perdas de água em cada unidade (aplicando a Equação 1, e assumindo que as perdas sejam por evapotranspiração). Observa-se que a inclusão da correção das concentrações em função da perda de água leva a menores concentrações no efluente, o que retrata mais proximamente o real comportamento do SAC. No entanto, no restante do trabalho são apresentadas as concentrações sem a correção pela perda de água, pelo fato de serem as mais usuais, e por permitir uma melhor comparação com os valores reportados na literatura.

Tabela 3 - Concentração média efluente, em cada unidade do SAC

Parâmetros (mg.L ⁻¹)	Esgoto Bruto	Reator UASB	Unidade plantada		Unidade não plantada	
			Sem correção	Com correção	Sem correção	Com correção
DQO	414	194	53	44	53	46
DBO	292	97	28	23	26	23
SST	271	38	12	10	10	9
NTK	29	31	31	26	30	26
N Amoniacal	24	29	28	23	29	25
P - Total	-	4	3	2,5	3	2,6

A Tabela 4 apresenta os valores das eficiências médias de remoção nas unidades do sistema. Obteve-se ótima eficiência em cada etapa do tratamento para a remoção de matéria orgânica e sólidos, o que gerou uma qualidade do efluente muito boa. Já em termos de nitrogênio e fósforo as concentrações efluentes foram ainda elevadas. No entanto, caso a eficiência de remoção seja avaliada em termos da carga, observa-se que as unidades trouxeram uma contribuição adicional, ainda que insuficiente para a obtenção de baixas concentrações efluentes de nitrogênio. Estatisticamente houve diferença significativa entre as unidades plantada e não plantada para os parâmetros SST e N-Amoniacal (Tabela 5).

Tabela 4 - Eficiências médias de remoção nas unidades do tratamento

Parâmetros	Reator UASB (%)	SAC com base na concentração removida (%)		SAC com base na carga removida (%)		Eficiência global, com base na concentração removida (%)	
		Plantada	Não plant.	Plantada	Não plant.	UASB + Plant.	UASB + Não plant.
DQO	53	73	73	77	76	87	87
DBO	67	71	73	76	76	90	91
SST	81	68	74	74	77	95	96
NTK	-	-	3	17	15	-	-
N Amoniacal	-	3	-	20	13	-	-
P – Total	-	25	25	38	34	-	-

Cálculos com base nos valores médios das concentrações e vazões afluentes e efluentes

Eficiência com base na concentração removida = (conc afl – conc efl) / conc afl

Eficiência com base na carga removida = (carga afl – carga efl) / carga afl

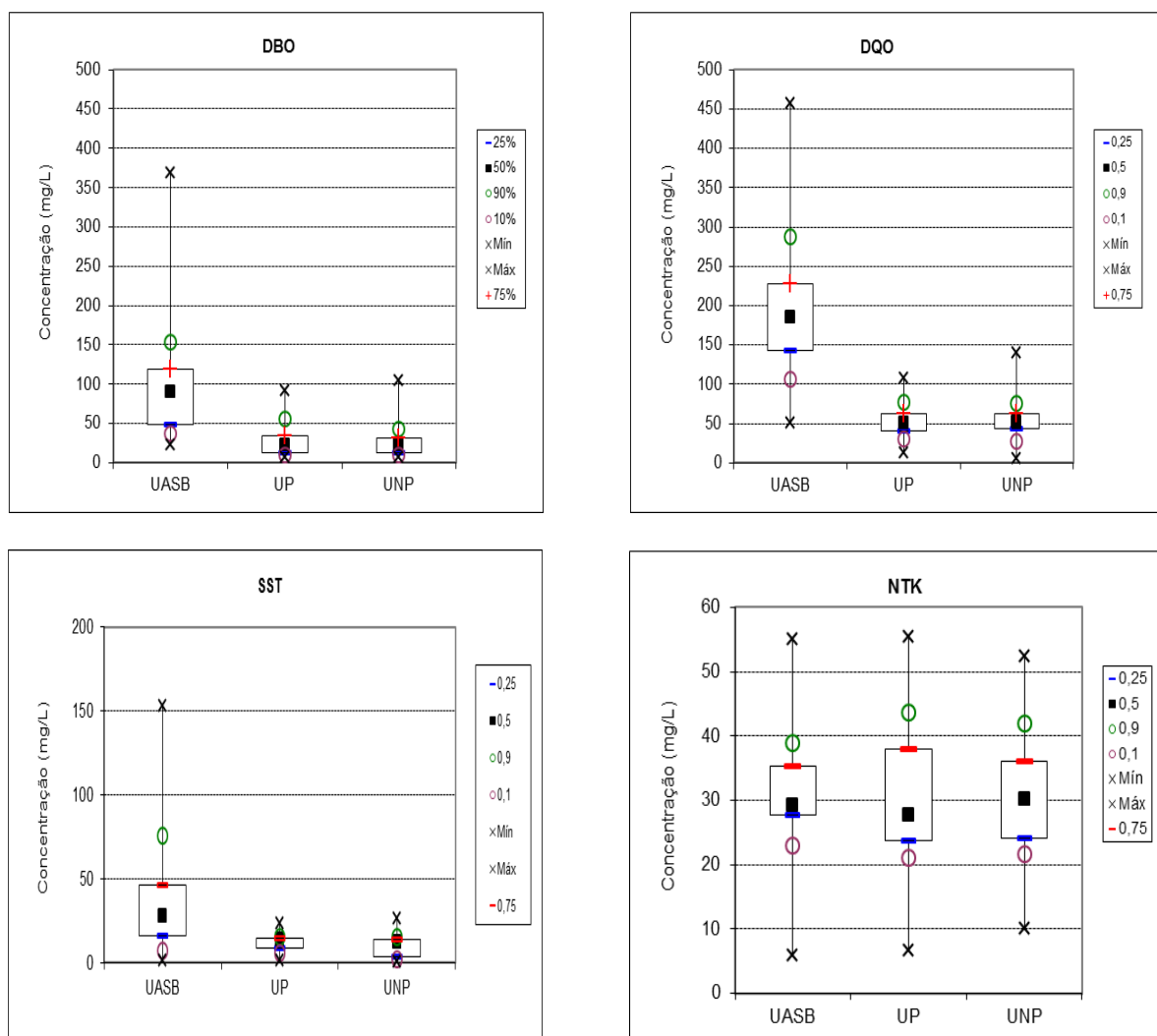
Nota-se o acréscimo ligeiro de remoção da DQO em termos de carga nas duas unidades. Geralmente nos SAC – EHSS as plantas melhoram a remoção de DQO devido a uma combinação de mecanismos (STOTTMEISTER *et al.*, 2003), como o crescimento de biofilme na superfície da raiz, absorção de certos orgânicos poluentes ou o potencial de arejamento das plantas. Baptista *et al.* (2003), estudando SAC – EHSS, encontraram eficiências de remoção para DQO de 80% e 88%, DBO de 91% e 92%, respectivamente para unidade plantada e não plantada.

Ceballos *et al.* (2000) estudaram o desempenho de cinco SAC-EHSS tratando água de um córrego poluído com esgoto doméstico, sendo quatro cultivados com *Typha spp* e o quinto, sem plantas. O leito cultivado mostrou uma taxa de remoção média de 81% (DBO), 71,4% (Nitrogênio Amoniacal), 24,9% (Fósforo total) e o tanque não vegetado teve remoção média de 85,2% (DBO), 67,9% (Nitrogênio Amoniacal), 16,2% (Fósforo total). Van



Kaik (2002) avaliou a eficiência de um SAC no tratamento de esgoto doméstico, e como resultados foram obtidas reduções da DQO (81,6%), DBO (83,9%), Nitrogênio Kjeldahl (22%) e nitrogênio amoniacal (16,7%). Pagliarini Junior *et al.* (2011), estudando estações de tratamento de esgoto em SAC, encontraram eficiência média de 84,6% na remoção de DBO concentração média de 71 mg/l de DQO, sendo que a eficiência foi acima de 83,7%.

A Figura 3 mostra a representação gráfica da estatística descritiva (box-plot), dos parâmetros durante o período monitorado a partir de efluente do UASB.



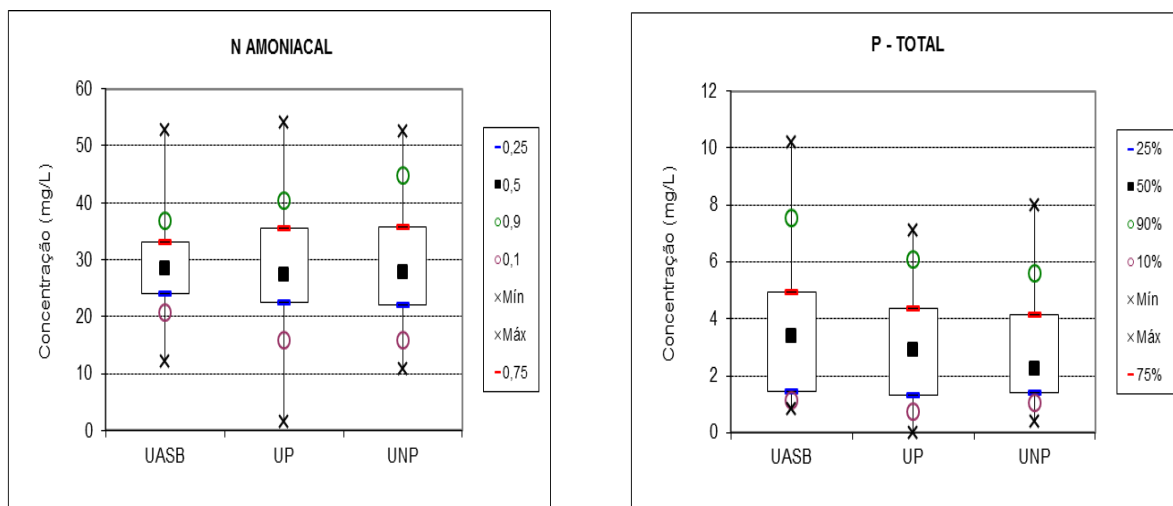


Figura 5 - Representação gráfica da estatística descritiva (box-plot)

Para ambas as unidades do SAC, as concentrações efluentes de DQO e DBO atenderam ao padrão de lançamento do estado de Minas Gerais (DN COPAM-CERH no 01/2008). O reator UASB, como esperado, não atendeu ao padrão de lançamento para DQO (180 mg/L) e DBO₅ (60 mg/L). A presença de NTK e N-Amoniacal elevadas nas unidades do SAC pode indicar que houve nitrificação insuficiente. Há de se levar em consideração também o efluente advindo do reator UASB, já que este apresenta capacidade limitada de remoção de nutrientes.

Na Tabela 5 encontram-se os valores do teste de Wilcoxon para as medianas das concentrações efluentes das unidades do SAC, comparando-se as unidades plantada e não plantada.

Tabela Erro! Nenhum texto com o estilo especificado foi encontrado no documento. - **Resultado do teste de Wilcoxon para as medianas das concentrações efluentes das unidades plantada e não plantada**

Parâmetros	Valor de <i>p</i>
DBO	0,6065
DQO	0,5444
SST	0,0018
NTK	0,0646
N-Amoniacal	0,0049
P-Total	0,1360

$p \leq 0,05$: medianas das concentrações efluentes das unidades plantada e não plantada são significativamente diferentes

$p \geq 0,05$: medianas das concentrações efluentes das unidades plantada e não plantada não são significativamente diferentes

Após cerca de dois anos de operação do SAC, pôde observar o escoamento superficial que foi monitorado, conforma consta na Figura 6.

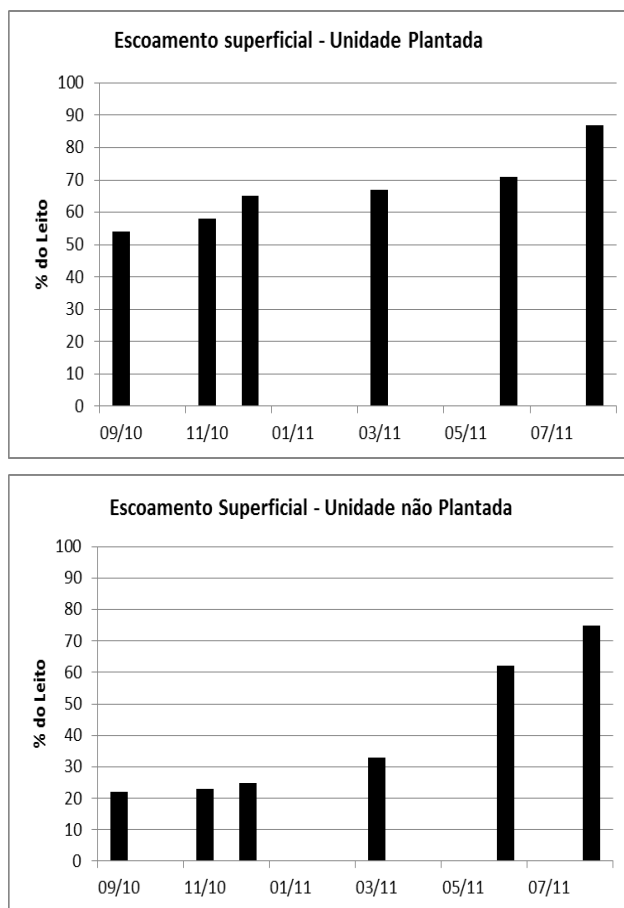


Figura 6 - Porcentagem do comprimento do leito nas unidades plantada e não plantada apresentando escoamento superficial

Nota-se que o escoamento superficial ocorreu com mais intensidade na unidade plantada, demonstrando maior processo de colmatação, provavelmente devido ao desenvolvimento das raízes, com evolução de biofilmes e o acúmulo de biomassa (folhas mortas). A colmatação representa um dos grandes problemas operacionais dos SAC, aumentando a perda de carga e redução da condutividade hidráulica, podendo eventualmente conduzir a escoamento superficial, a partir do início do leito.

CONCLUSÕES

Os resultados levam a concluir que as unidades plantada e não plantada do sistema SAC-EHSS apresentaram ótimo desempenho na remoção da matéria orgânica e sólidos em suspensão, durante o período estudado. No entanto, a remoção do N total Kjeldahl e N amoniacal em ambas as unidades foi baixa.

Nas unidades do SAC, as concentrações efluentes de DQO e DBO atenderam ao padrão de lançamento do estado de Minas Gerais (DN COPAM-CERH no 01/2008) para DQO (180 mg/L) e DBO₅ (60 mg/L).

Os desempenhos das unidades plantada e não plantada foram próximos entre si em termos da remoção dos poluentes estudados. Verificou-se que não houve diferença estatística entre as concentrações efluentes das unidades plantada e não plantada para DBO, DQO, NTK e P-Total.

Acredita-se que este sistema, em virtude dos ótimos resultados e do período relativamente longo testado esteja pronto para ser utilizado em escala real para pequenas comunidades.



REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALMEIDA, R.A S.; POSCH, L. S.; PEREIRA, C. A.; GODINHO, L. F. C.; OLIVEIRA, H.J. KLIEMANN. Tratamento de Esgoto com plantas: sistema zona de raízes. p. 115-134. In Prêmio CREA-Goiás de Meio Ambiente, 2004: compêndio dos trabalhos premiados. Conselho Regional de Engenharia Arquitetura e Agronomia do Estado de Goiás, Goiânia, 2005, 244 p.
2. BAPTISTA J.D.C., DONNELLY T., RAYNE D. DAVENPORT, R.J. Microbial mechanisms of carbon removal in subsurface flow wetlands, *Water Science and Technology* Vol 48 No 5 pp 127-134 © IWA Publishing 2003.
3. BRASKERUD, B.C. Factors affecting nitrogen retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. *Ecological Engineering*, 18: 351-370, 2002
4. CALIJURI, M. L.; BASTOS, R. K. X.; MAGALHÃES, T. B.; CAPELETE, B. C.; DIAS, E. H. O. Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/wetlands construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes. *Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental*. V. 14 n. 3. 2009.
5. CAMPOS, J.C., FERREIRA, J.A., MANNARINO, C.F., SILVA, H.R., BORBA, S.M.P. Tratamento do chorume do aterro sanitário de Pirai (RJ) utilizando wetlands. In: VI SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Vitória-ES: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2002.
6. CEBALLOS, B. S. O., MEIRA, C. M. B. S., SOUZA, J. T. de, OLIVEIRA H., GUIMARÃES, A. O., KONIG A. - Desempenho de um leito cultivado na melhoria da qualidade de um córrego poluído destinado a irrigação. In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL – ABES, Anais ... Porto Alegre, 2000.p. 1-6.
7. DAVISON, L.; HEADLEY, T.; PRATT, K. Performance and sustainability of small horizontal flow wetlands. Proceedings: 6th International Conference on Waste Stabilisation Ponds and 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Avignon, France, IWA/Astee, 26th of Sept. - 1st of October 2004. PC4ST01, CD-ROM.
8. DIAS, V.N., M.M. INÁCIO, P.M. PACHECO, J.C. LOPES, P.F. CORREIA, E.A. SOUTINHO. 2002. Fito-ETARs: pressupostos teóricos de funcionamento e tipos. Disponível em: <http://www.apesb.pt/Comunicacoes/9_PAPER_2.htm>. Acesso em: 23 jul. 2011.
9. EL HAMOU RI, B.; NAZIH, N. E LAHJOU J, J., 2007. “Subsurface-horizontal flow constructed wetland for sewage treatment under Moroccan climate conditions”. *Desalination*, 215, pp. 153-158.
10. HAMMER, D.A., (Ed.) *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial, and Agricultural* Chelsea, MI: Lewis Publishers, 1989.
11. LAUTENSCHLAGER, S. R. Modelagem do desempenho de *Wetlands* Construídas. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) – Curso de pós-graduação em Engenharia. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.
12. MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; PEREIRA, O. G. Desempenho agrônômico de capim tifton 85 (*Cynodon spp.*) cultivado em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de água residuária de laticínios. *Revista Ambiente e Água*, v.3, n.1, p.43-53, 2008.
13. MINAS GERAIS. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG N.º 1, de 05 de Maio de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Belo Horizonte: Conselho de Política Ambiental de Minas Gerais –COPAM e Conselho Estadual de Recursos Hídricos – CERH, 2008.
14. PAGLIARINI JUNIOR, S.N., PAROLIN, M., CRISPIM, J. Q. Estações de tratamento de esgoto por zona de raízes, uma alternativa viável para as cidades? I Simpósio de Estudos Urbanos: Desenvolvimento Regional e Dinâmica Ambiental, Campo Mourão: FECILCAM/ GEURF/ Departamento de Geografia, 29 a 31 de agosto de 2011.
15. PHILIPPI, L. S., SEZERINO, P. H. Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas. Florianópolis, Santa Catarina. 1ª Edição. 2004.
16. PRESZNHUK, R. A. O.; T. S. VAN KAICK, E.F; CASAGRANDE JR.; H. A. UMEZAWA. Tecnologia apropriada e saneamento: análise de eficiência de estações de tratamento de esgoto por meio de zona de raízes. In Atas da Semana de Tecnologia: Tecnologia para quem e para quê? Um olhar interdisciplinar. Editora Cefet-PR, Curitiba. 3 a 6 nov. 2003. 5 p. Disponível



em:<www.ppgte.cefetpr.br/semanatecnologia/comunicacoes/tecnologia_apropriada_e.pdf>. Acesso em: 01 nov. 2010.

17. SOLANO, M. L.; SORIANO, P.; CIRIA, M. P. Constructed wetlands as a sustainable solution for wastewater treatment in small villages. *Biosystems Engineering*, v. 87, n.1, 2004, p.109-18.
18. SOUSA, J. T. de, van HAANDEL, A.C. GUIMARÃES, A.V.A. Performance of constructed wetland systems treating anaerobic effluents. *Water Science and Technology*, v.48, n.6, p. 295-299, 2003.
19. RIBEIRO J. P. L., Modelação do Comportamento Hidráulico de Leitões de Macrófitas. Dissertação (Mestrado). Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa, 2007.
20. USEPA. Wastewater Technology Fact Sheet Wetlands: Subsurface Flow. EPA 832-F-00-023. Washington, D. C. September, 2003.
21. VALENTIM, M. A. A. Desempenho de leitões cultivados (“constructed wetland”) para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação. Tese de doutorado apresentada à FEAGRI – Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP, Campinas/SP, 2003. 210 p.
22. VAN KAICK, T.S. Estação de tratamento de esgoto por meio de zona de raízes: uma proposta de tecnologia apropriada para saneamento básico no litoral do Paraná. Ano. 116 p. Tese (Mestrado em Tecnologia / Inovação Tecnológica)-Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná, Curitiba, 2002.
23. VICZNEVSKI, I. S.; G. B. MARCHESINI. Programa de saneamento rural: tratamento biológico de esgoto doméstico por zona de raízes. Secretaria da Agricultura e Meio Ambiente/Fundação Municipal 25 de Julho, 2002, Joinville. Folder. 1 p.
24. VYMAZAL, J. Removal of phosphorus via harvesting of emergent vegetation in constructed wetlands for wastewater treatment. *Proceedings: 6th International Conference on Waste Stabilisation Ponds and 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*. Avignon, France, IWA/Astee, 26th of Sept. - 1st of October 2004. OC, CD-ROM.
25. ZANELLA, L. Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: *wetlands*-construídos utilizando brita e bambu como suporte. 2008. 189p. Tese (Doutorado) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.



**AValiação DAS Condições Hidrodinâmicas DE Wetlands DE
ESCOAMENTO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL (UNIDADES PLANTADA E
NÃO PLANTADA)**

André Cordeiro De Paoli

Engenheiro Ambiental. Mestre em Saneamento Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG).

Marcos von Sperling⁽¹⁾

Engenheiro civil. Doutor pelo Imperial College – Londres. Professor titular do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG.

Endereço⁽¹⁾: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG; Av. Antônio Carlos, 6627 – Escola de Engenharia - Bloco 1, 4º andar, sala 4622 – CEP 31270-901 - Belo Horizonte - MG
Tel: (31) 3409-1935; Fax: (31) 3409-1879; e-mail: (marcos@desa.ufmg.br; cordeiropaoli@yahoo.com.br)

RESUMO

Este trabalho teve o objetivo de avaliar o comportamento hidrodinâmico de duas *wetlands construídas* (WC) de escoamento horizontal subsuperficial e analisar comparativamente os respectivos parâmetros hidrodinâmicos gerados em cada sistema. No intuito de entender esse comportamento, foi realizado um teste simultâneo com elemento traçador (⁸²Br) nas duas *wetlands*, uma plantada (WP) e outra não plantada (WNP), recebendo efluente sanitário de reator UASB (equivalente populacional de 50 habitantes cada). Os estudos foram efetuados após as unidades estarem em operação por cerca de 2 anos e apresentando escoamento superficial indesejado no início do leito de ambas as unidades, com maior escoamento superficial na WP (aproximadamente o dobro da WNP). Nesse trabalho são apresentados resultados comparativos relacionados às condições hidrodinâmicas dos dois sistemas e seus respectivos parâmetros obtidos. As duas unidades de *wetlands* apresentaram tempo de detenção hidráulica (TDH) médio inferior ao teórico calculado em projeto, com valor ligeiramente superior para a WNP. As duas unidades apresentaram condições hidrodinâmicas similares, com a WNP apresentando número de dispersão (*d*) apenas um pouco inferior e número de tanques em série ligeiramente superior, comparado com a WP.

PALAVRAS-CHAVE: *Wetlands*, traçador, comportamento hidrodinâmico, tratamento de esgotos, *Typha*

INTRODUÇÃO

O pós-tratamento de efluentes de reatores UASB através de *wetlands* construídos de escoamento horizontal subsuperficial (WEHSS) usualmente apresenta ótimos desempenhos na remoção da matéria orgânica e sólidos em suspensão, constituindo-se em uma solução simples e natural para o tratamento de esgotos sanitários. A expansão de sua aplicação em todo o mundo é bastante expressiva, existindo atualmente milhares de sistemas em operação.

A remoção de poluentes em *wetlands* construídos (WC) ocorre através de uma intensa diversidade de interações entre os sedimentos, o meio suporte, microrganismos, plantas, atmosfera e a água residuária que se move dentro do sistema. A dinâmica de movimento do líquido através das WC tem uma importante influência na eficiência e duração dessas interações. Muitas reações biogeoquímicas importantes dependem do tempo de contato entre os constituintes da água residuária, os microrganismos e o meio suporte, tornando esse tempo de contato um fator determinante no processo de remoção de alguns poluentes. Algum curto-circuito ou zona morta que ocorra na *wetland*, conseqüentemente, produzirá efeitos no tempo de contato real, assim como na velocidade de escoamento e na eficiência do tratamento (EPA, 2000).



A remoção de matéria orgânica (MO) pode ser usualmente representada segundo uma reação de primeira ordem, ou seja, a taxa da reação é diretamente proporcional à concentração do substrato, predizendo um decaimento exponencial da concentração afluente (VON SPERLING, 1996). Esse modelo, segundo Stein et al. (2006), reúne as influências físicas e biológicas na remoção da matéria orgânica, as transforma em um único parâmetro (k) e prevê a concentração efluente em função do tempo (k.t) ou da carga hidráulica (k.q).

Nestas condições, o regime hidráulico do reator influencia a eficiência do sistema. Embora a cinética de remoção da matéria orgânica seja a mesma nos diferentes regimes hidráulicos, sua concentração efluente varia. Dessa maneira, tem-se dois modelos hidráulicos idealizados, já bastante discutidos na literatura e que são utilizados rotineiramente como premissas para o dimensionamento de reatores. Esses dois modelos hidráulicos representam os limites em que todos os reatores, na prática, se enquadram, sendo eles o reator de Fluxo em Pistão e o reator de Mistura Completa. Outros dois modelos podem ser apresentados como sendo intermediários aos dois extremos citados, o reator de Mistura Completa em Série, ou Tanques em Série (TES), e o reator de Fluxo Disperso.

O principal método desenvolvido para se conhecer as características hidráulicas internas dos reatores na prática, assim como das WC, é através do uso de traçadores inertes. O teste com traçador é realizado por meio da injeção de uma substância inerte no início do sistema, junto ao afluente, no tempo zero. Ao longo de um período que deve corresponder a pelo menos três vezes o TDH teórico do reator medem-se as concentrações de saída do traçador em intervalos pré-determinados. Essa concentração de saída em função do tempo monitorado gera um gráfico e, através de modelagens, são obtidos parâmetros indicativos do modelo hidráulico mais representativo. O TDH teórico pode ser calculado pelo quociente entre o volume do líquido (volume do leito x porosidade) e a vazão aplicada. Esse cálculo não representa o TDH real, já que a porosidade do meio tende a diminuir com o passar do tempo de maneira particular em função dos aspectos operacionais e de projeto peculiares a cada WC. Esta é uma limitação na representação de todos os modelos que consideram o TDH teórico.

Algumas das equações para desenho de WC assumem condições de fluxo em pistão. Entretanto, estudos com traçador em WC têm demonstrado significativa dispersão dos sistemas (EPA, 2000). Baseado no banco de dados de entrada e saída de WC, reportado pela EPA (2000), em acordo com outras pesquisas, os sistemas não podem ser modelados como fluxo em pistão ou reatores de mistura completa (KADLEC e KNIGHT, 1996; MITCHELL e MCNEVIEN, 2001; ROUSSEAU et al., 2004). O modelo que parece se aproximar das curvas obtidas com traçador é o de reatores de tanques em série (TES) (SANDOVAL-COBO e PEÑA, 2007; RIOS et al., 2008) ou de fluxo disperso.

As WEHSS têm apresentado significativa dispersão, em maior ou menor grau, de acordo com seu desenho (comprimento/largura/profundidade). Números de dispersão abaixo de 0,025 são indicativos de maior proximidade ao fluxo em pistão, enquanto que valores próximos de 0,20 indicam alto grau de dispersão.

A modelagem de uma WC segundo o fluxo disperso é mais complicada, pelo fato de se necessitar de dois parâmetros (coeficiente de decaimento k e o número de dispersão d) ao contrário dos modelos anteriores, em que se necessita apenas do coeficiente de decaimento (k).

Para o cálculo do número de dispersão (d), necessita-se determinar o coeficiente de dispersão D. Em sistemas já existentes, D pode ser obtido experimentalmente por meio de testes com traçadores. No caso do projeto de novas instalações, naturalmente d não é conhecido. Para o uso da equação de dispersão em sistemas de lagoas de estabilização, segundo von Sperling (1996), o valor de d varia de acordo com a relação comprimento/largura (L/B). As faixas de valores de d são: 0,1 para L/B= 1; 0,25-0,5 para L/B= 2 a 4; e 0,1-0,2 para L/B= 5 a 10. Já para sistemas de WHFSS os valores médios encontrados por alguns autores variam de 0,050 a 0,31 (EPA, 2000), com os maiores valores para sistemas com menor relação comprimento/largura. São valores referentes a poucos estudos, se comparado com os sistemas de lagoas de estabilização.



Entretanto, têm-se observado visivelmente alterações no comportamento hidrodinâmico em WC após algum tempo de operação, em especial a ocorrência de escoamento superficial no início do leito. Desde a década de 1990 tem sido relatado esse fenômeno em sistemas de WEFSS (BRIX, 1994; KADLEC e KNIGHT, 1996), sendo tolerado em muitas ocasiões devido aos sistemas de wetlands de escoamento superficial (WFS) apresentarem desempenho de tratamento próximo da eficiência observada em WEFSS (KADLEC e WALLACE, 2008). O escoamento superficial em WEFSS ocorre sempre que a condutividade hidráulica do meio suporte não é suficiente para transportar o afluente aplicado.

WEHSS não mantêm a mesma condutividade hidráulica após o início de sua operação. Por exemplo, se um terço dos poros do leito for obstruído, a condutividade hidráulica diminui dez vezes, porque a condutividade é extremamente sensível à porosidade (KADLEC e WALLACE, 2008). A não uniforme distribuição das raízes e biomassa ao longo do comprimento do leito, além do acúmulo de sólidos, resulta em uma não uniforme distribuição da condutividade hidráulica do leito. Interessantemente, sistemas plantados e não plantados apresentam redução na condutividade, sendo que o sistema plantado usualmente apresenta menor condutividade hidráulica (SANFORD et al., 1995; TANNER e SUKIAS, 1995; USEPA, 2000; DE PAOLI e VON SPERLING, 2011).

O objetivo principal deste trabalho é caracterizar comparativamente as condições hidrodinâmicas de duas wetlands de escoamento horizontal subsuperficial, plantada e não plantada, tratando efluentes sanitários de um reator anaeróbio tipo UASB após dois anos de operação do sistema.

MATERIAL E MÉTODOS

Foram utilizadas duas wetlands horizontais subsuperficiais construídas como pós-tratamento de efluentes de um reator UASB na Estação Experimental pertencente ao CePTS (Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento – UFMG/Copasa), localizada na ETE Arrudas nas coordenadas geográficas de 19°53'42" S e 43°52'42" O, no município de Belo Horizonte, Minas Gerais. Ambas foram preenchidas com escória de alto forno e tratavam uma vazão equivalente a uma população de 50 habitantes cada. As unidades de tratamento, dispostas em paralelo, receberam uma vazão média de 7,15 m³/d cada. Uma das unidades (WP) foi plantada com taboa (*Typha latifolia*), sendo a outra (WNP) mantida sem plantas, como controle do experimento. O meio suporte foi caracterizado por análise granulométrica, tendo sido obtidos os seguintes resultados: d₁₀= 19 mm, coeficiente de desuniformidade d₆₀/d₁₀= 1,2 e volume de vazios (porosidade) = 40%. As características operacionais para cada unidade de wetland horizontal subsuperficial são mostradas na Tabela 1.

Tabela 1: Características operacionais para cada unidade de wetland horizontal

Parâmetro	Símbolo	Unidade	Valor
Altura total dos leitos	H	m	0,40
Altura do líquido nos leitos (altura útil)	H _{líq}	m	0,35
Comprimento	C	m	25,0
Largura no topo	L	m	3,00
Inclinação longitudinal do fundo	I	%	0,50
Volume total de escória em cada leito		m ³	28,9
Volume útil de escória em cada leito (volume molhado)		m ³	21,7
Área superficial	AS	m ²	72,3
Vazão afluente média	Q	m ³ .d ⁻¹	7,15
Taxa de aplicação hidráulica superficial média	TAH	m ³ .m ⁻² .d ⁻¹	0,10
Tempo de detenção hidráulica médio (= V.porosidade/Q)	TDH	d	1,47



Estudo hidrodinâmico

Para a caracterização hidrodinâmica de cada wetland (WP e WNP) foi realizado um teste com um elemento traçador radioativo. Uma solução de atividade conhecida do radioisótopo de massa 82 do bromo (^{82}Br) foi introduzida na forma de um único pulso no afluente das wetlands, e a passagem do traçador foi monitorada nas saídas de cada wetland, para comparação dos dois sistemas. A detecção do ^{82}Br foi realizada por meio de sondas com cristais de NaI, específicas para detecção de radiação gama. A aplicação desse traçador radioativo foi realizada com a equipe do Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear – CDTN, a qual tem autorização e competência técnica para o desenvolvimento de estudos com essas características.

Ao final dos 3 dias de duração do experimento (aproximadamente 3 vezes o TDH teórico), foram obtidas as curvas de resposta do traçador (curva da concentração do traçador em função do tempo monitorado) para cada wetland. Estas foram corrigidas em função do decaimento do ^{82}Br (uma vez que o seu tempo de meia vida, 36 horas, é da mesma ordem de grandeza do tempo de execução do teste) e também dos valores de background.

Esse teste hidrodinâmico com elemento traçador foi realizado nas duas wetlands simultaneamente, sob as mesmas condições climáticas e operacionais, tendo ocorrido a aproximadamente 2 anos de operação dos sistemas. Durante a realização do teste as vazões de entrada e saída foram monitoradas frequentemente, não tendo sido observados ganhos e/ou perdas de água para as wetlands, ou seja, não houve precipitação nem evapotranspiração significativas.

Para a determinação do tempo médio de detenção hidráulica utilizou-se a metodologia apresentada por Metcalf e Eddy (2003) (equação 1). O número de dispersão (d) foi calculado através da variância, considerando o modelo de dispersão de grande intensidade (quando $d > 0,01$) descrito em Levenspiel (2000) (equação 2). O número de dispersão (d) também foi determinado por outra metodologia, apresentada por Arceivala (1981) por meio do coeficiente de dispersão (D) (equações 3 e 4), para comparação de resultados. Da mesma forma, o número de tanques em série (N) foi determinado por duas metodologias citadas por Kadlec e Wallace (2008) (equação 5, simplificada, e equação 7, mais avançada, usando a função gama). O número de tanques foi também estimado por meio de equação (8) derivada das equações apresentadas em Levenspiel (2000) para d e N. A eficiência volumétrica das wetlands é apresentada na equação 6 (KADLEC e WALLACE, 2008).



Tabela 2: Equações dos parâmetros hidrodinâmicos

$$TDH_{médio} = \frac{\int t \cdot c(t) dt}{\int c(t) dt} \quad \text{Eq. (1)} \quad D = \frac{u [(u \times TDH_{médio}) - L]}{2} \quad \text{Eq. (4)}$$

$$\frac{\sigma^2}{\bar{t}^2} = 2 \left(\frac{D}{uL} \right) - 2 \left(\frac{D}{uL} \right)^2 (1 - \exp^{-D/uL}) \quad \text{Eq. (2)} \quad N = \frac{TDH_{médio}}{(TDH_{médio} - TDH_{pico})} \quad \text{Eq. (5)}$$

$$d = \frac{D}{uL} \quad \text{Eq. (3)} \quad e_v = \frac{TDH_{médio}}{TDH_{teórico}} \quad \text{Eq. (6)}$$

$$g(t) = \frac{N}{TDH_{médio} \times \Gamma(N)} \times \left(\frac{N \times TDH_{teórico}}{TDH_{médio}} \right)^{N-1} \times \exp \left(- \frac{N \times TDH_{teórico}}{TDH_{médio}} \right) \quad \text{Eq. (7)}$$

$$N = 1 / [2d - 2d^2(1 - e^{(-1/d)})] \quad \text{Eq. (8)}$$

TDH médio = tempo de detenção hidráulica médio (d);

TDH teórico = tempo de detenção hidráulica calculado

(Volume x porosidade / vazão) (d);

TDH pico = tempo correspondente à maior concentração detectada (d);

t = tempo monitorado (d);

c = concentração de saída (cps);

d = número de dispersão;

σ^2 = variância;

D = coeficiente de dispersão axial (m²/s);

u = velocidade média do fluido (m/s);

L = comprimento do reator (m);

N = número de tanques em série (TES);

g(t) = função gama para E;

$\Gamma(N)$ = função gama de N; = (N-1)!

e_v = eficiência volumétrica (%);

RESULTADOS

As curvas de resposta obtidas no teste com traçador para ambas as wetlands, plantada e não plantada, são apresentadas nas figuras 1 e 2.

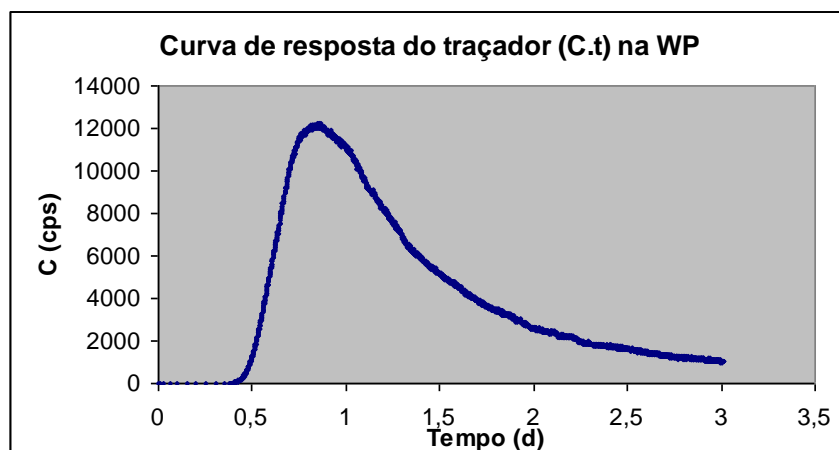


Figura 1: Curva de resposta do traçador (C.t) para a wetland plantada

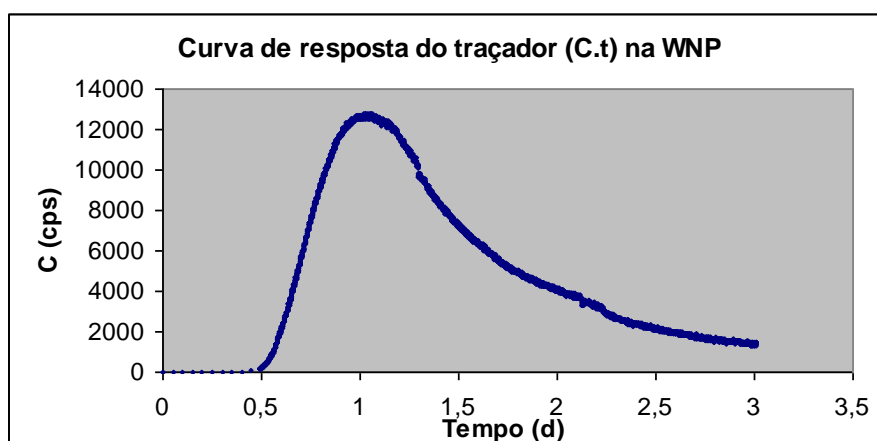


Figura 2: Curva de resposta do traçador (C.t) para a wetland não plantada

Pode-se observar nos gráficos que o final da curva ainda não retornou para valores próximos do background, indicando que o monitoramento foi interrompido antes do término do experimento. Isso ocorreu por questões de logística do equipamento que fazia a detecção do isótopo radioativo, resultando na obtenção de resultados um pouco subestimados que, todavia, não influenciaram nas conclusões baseadas nos mesmos. Os valores dos parâmetros hidrodinâmicos obtidos através do teste com traçador para as duas unidades de wetlands são apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3: Parâmetros das características hidrodinâmicas obtidas através do teste com traçador para as wetlands plantada e não plantada

Parâmetros hidrodinâmicos	Equação	WP	WNP
TDH teórico (V.porosidade/Q)	-	1,47	1,47
TDH médio (dias)	(1)	1,30	1,43
Número de dispersão - d (Arceivala, 1981)	(3) e (4)	0,095	0,078
Número de dispersão - d (Levenspiel, 2000)	(2)	0,084	0,079
Número de tanques em série - N (equação simplificada)	(5)	2,9	3,8
Número de tanques em série - N (função gama)	(7)	5	6
Número de tanques em série - N (rearranjo de Levenspiel)	(8)	6,5	6,9
Eficiência volumétrica - e_v (TDH médio / TDH teórico)	(6)	0,89	0,97

O TDH teórico (V.porosidade/Q) calculado para as condições do teste, ou seja, em função do volume útil (L=25 m; B=3 m; h=0,35 m e e=0,4), da vazão média afluente de 7,15 m³/d e sem considerar perdas de água



(como de fato ocorreu no período dos testes) foi de 1,47 dias. Esperava-se que em função da colmatção e do escoamento superficial no início do leito das duas unidades, apresentado em maior magnitude na wetland plantada, que o tempo de detenção médio real fosse consideravelmente menor que o TDH teórico. No entanto foram encontrados valores bem próximos do teórico e entre as duas unidades de wetlands, com valores de 1,30 e 1,43 dias para a WP e WNP, respectivamente.

A constatação de ter havido pouca variação entre o TDH teórico e o TDH do teste com traçador das wetlands plantada e controle é importante devido à tendência de estabilizar suas condições hidrodinâmicas após esse período de funcionamento de 2 anos. Segundo Kadlec e Wallace (2008), a colmatção do leito em função do acúmulo de sólidos é contínua, entretanto Tanner e Sukias (1998) apontam que as WHFSS sofrem alterações hidrodinâmicas mais sensíveis até os primeiros dois anos de operação em função da colmatção e do desenvolvimento do sistema radicular.

Verificou-se que o sistema plantado apresentou TDH médio real ligeiramente menor que o sistema controle. Esperava-se que essa diferença fosse mais acentuada pelo maior escoamento superficial no início do leito da WP, que compreendia, durante o teste, aproximadamente 25% do leito filtrante, enquanto que para a WNP era de apenas 8,5% do início do leito (Figura 3). Além disso, verificou-se baixa condutividade hidráulica localizada na WP em relação à WNP, com indícios de caminhos preferenciais na wetland vegetada, que pode ser em função da dinâmica de acumulação de sólidos diferente pela presença das raízes ou do sistema radicular propriamente dito (DE PAOLI e VON SPERLING, 2011). De qualquer forma essa diferença foi de apenas 9% entre o TDH do teste da WP e WNP.



Figura 3: Imagens do escoamento superficial indesejado na wetland plantada, recentemente podada, e na wetland não plantada.

Grismer et al. (2001), ao realizarem testes hidrodinâmicos com traçador em uma wetland plantada com taboa e outra sem plantas como controle do experimento, encontraram diferença considerável no TDH resultante desse teste comparativo. O TDH teórico era de 9,7 dias, e foram encontrados no teste com traçador TDH de 8,66 dias para a WP e 11,13 dias para a WNP, ou seja, diferença de 10,7% a menos no TDH para a WP e de 16,5% a mais no TDH para a WNP. A porcentagem de diminuição entre os TDH teóricos e dos testes com traçador foram próximas para as WP dessa citação e da pesquisa em discussão, em torno de 11% a menos de residência no sistema.

Chazarenc et al. (2003) afirmam que quanto maior o TDH encontrado, maior a dispersão no escoamento do sistema e menor a adequação ao modelo de fluxo em pistão. Essa afirmação não foi comprovada nessa pesquisa, como pode ser observado no resultado dos dados dos parâmetros hidrodinâmicos apresentados.

As curvas do teste com traçador apresentadas e os parâmetros hidrodinâmicos obtidos demonstram uma maior aproximação do comportamento hidráulico das duas wetlands ao modelo de fluxo em pistão, como era de se esperar devido à grande relação comprimento/largura de cada unidade ($L/B=8$). O sistema controle sem plantas se destacou nessa análise obtendo menor número de dispersão, maior número de tanques em série e melhor eficiência volumétrica do meio filtrante. No entanto, deve-se destacar que as diferenças com a unidade plantada foram muito baixas.

Os números de dispersão encontrados para as duas wetlands foram próximos, 0,084 (LEVENSPIEL, 2000) e 0,095 (ARCEIVALA, 1981) para a WP e 0,079 (LEVENSPIEL, 2000) e 0,078 (ARCEIVALA, 1981) para a WNP. Segundo Metcalf & Eddy (2003) valores de d abaixo de 0,05 são considerados como de baixa



dispersão, e valores de 0,05 a 0,25 são considerados de dispersão moderada. Portanto, as unidades avaliadas enquadram-se em reatores com dispersão moderada a baixa, ou seja, com moderado transporte longitudinal e transversal de materiais em velocidades diferentes e regime turbulento moderado. Mesmo que visualmente a WP tenha apresentado um escoamento superficial, portanto um caminho preferencial com velocidade maior que a desenvolvida no meio poroso, esta não resultou em uma dispersão tão significativa do líquido.

Sandoval-Cobo e Peña (2007) encontraram valores do número de dispersão variando de 0,05 a 0,16 para diferentes sistemas de WHFSS. Cunha et al. (2003) *apud* Rios et al. (2008) estudaram WEHSS recebendo efluente de UASB e encontraram valores para o número de dispersão da ordem de 0,15.

Essa tendência de um comportamento do escoamento mais aproximado ao pistonado no interior das unidades WNP e WP também foi comprovada pelos valores do número de tanques em série obtidos: 5 para a wetland plantada e 6 para a wetland não plantada (adotada metodologia proposta por Kadlec e Wallace (2008), função gama, pela maior consistência dos cálculos), e de 6,5 e 6,9 (rearranjo de equações apresentadas em Levenspiel, 2000). São valores próximos aos de outros encontrados na literatura pesquisada. Sandoval-Cobo e Peña (2007) obtiveram valores de N que variaram de 4,3 a 15,8 tanques em série. Chazarenc et al. (2003), avaliando WHFSS em diferentes condições de operação, como ocorrência de precipitação, altos valores de evapotranspiração e diferentes espécies de macrófitas, obtiveram variação de 7 a 14 TES.

Uma vez que o objetivo proposto no projeto das wetlands, em função do desenho, era que elas mantivessem um fluxo que se aproximasse ao fluxo em pistão, e os resultados apontaram para baixa dispersão e número de TES considerável, a eficiência volumétrica do reator (wetlands), também foi alta, resultando em um melhor aproveitamento do volume útil de ambos os sistemas. Esse aproveitamento foi melhor para a WNP, com 97% de eficiência volumétrica, enquanto a WP apresentou 89% de aproveitamento do volume útil do reator.

CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

A diferença de condutividade hidráulica ao longo do leito da wetland plantada, apresentando caminhos preferenciais (com menor resistência do meio) (DE PAOLI e VON SPERLING, 2011) foi verificada no teste com traçador, que apresentou TDH médio para a WP menor que na WNP (diferença média de 9% entre as unidades). Entretanto esses valores não foram consideravelmente diferentes entre si, nem diferentes do TDH teórico, calculado em função do volume útil, porosidade e vazão afluente.

O padrão de escoamento de ambas as unidades indicou dispersão moderada, com maior proximidade ao fluxo em pistão. A unidade não plantada apresentou número de dispersão (d) ligeiramente menor e número de tanques em série um pouco maior do que a wetland plantada. Com isso, a wetland controle apresentou melhor eficiência volumétrica do leito do que a wetland plantada.

A aplicação conjunta de estudos hidrodinâmicos e modelos matemáticos para descrever a remoção de matéria orgânica em WHFSS permite obter parâmetros chaves de dimensionamento destas unidades de acordo com as condições reais de operação.

Apesar de não ter sido testado especificamente o desenho das wetlands (principalmente a relação comprimento/largura), acredita-se que a configuração utilizada nessa pesquisa com uma pequena área de entrada para receber toda a carga orgânica aplicada tenha sido um fator preponderante na rápida colmatação e na formação da lâmina de água aparente no início do leito, mas, por outro lado, provavelmente resultou em uma menor dispersão do líquido dentro do reator.

Tratando-se de um sistema que sofre fortes influências das condições ambientais, o monitoramento por um período de tempo mais longo, associado a aspectos operacionais e de manejo do sistema, pode fornecer importantes subsídios sobre a questão da real contribuição do uso das macrófitas nas wetlands subsuperficiais. Contudo, a possibilidade de utilização das plantas (biomassa) e o aspecto estético (paisagístico) devem sempre ser levados em consideração.



É importante ressaltar que, ao se projetar um sistema de tratamento de esgotos, deve-se ter sempre em mente que a incerteza no dimensionamento não está apenas nos coeficientes do modelo, mas também em todos os outros dados de entrada, a começar pela população e pela vazão de projeto. Os dimensionamentos devem sempre considerar essa incerteza, de forma a não exagerar na sofisticação na obtenção de certos coeficientes, esquecendo-se de analisar a confiabilidade de outros dados possivelmente de maior influência (von Sperling, 1996).

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio das seguintes instituições: FAPEMIG, CNPq, CAPES, PROSAB/FINEP, FUNASA, CDTN e COPASA.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ARCEIVALA, S. J. *Wastewater treatment and disposal. Engineering and ecology in pollution control*. New York, Marcel Dekker. 1981. 892 p.
2. BRIX, H. Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Water Sci. Technol*, v. 29, p. 71-78, 1994.
3. CHAZARENCO, F., MERLIN, G., GONTHIER, Y., Hidrodinâmica de fluxo subsuperficial em wetlands construídos. *Ecological Engineering*, V.21, pp.165-173, 2003.
4. CUNHA, E., TAVARES, J., VAN HAANDEL, A. 2003. Comportamento hidrodinâmico do sistema wetland no pós-tratamento de esgoto doméstico. *22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Blumenau, Brasil.
5. DE PAOLI, A.C., VON SPERLING, M. (2011). Avaliação da colmatação em wetlands de escoamento horizontal subsuperficial: comportamento dos sólidos e da condutividade hidráulica. *26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária*. Porto Alegre, Brasil. Novembro 2011.
6. GRISMER, M. E.; CARR, M. A.; SHEPHERD, H. L. Evaluation of constructed wetland treatment performance for winery wastewater. *Water Environmental Research*, v.75, n.5, p.412- 421, 2003.
7. KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L. *Treatment wetlands*. Florida: CRC Press, 1996, 893p.
8. KADLEC, R. H.; WALLACE, R. D. *Treatment wetlands*. 2. ed. 2008.
9. LEVENSPIEL, O. *Engenharia das reações químicas*. São Paulo: Edgard Blucher, 2000. 563p.
10. METCALF e EDDY. *Wastewater engineering: treatment and reuse*. 4a ed. Mc Graw Hill, 2003, 1848p.
11. MITCHELL, C. & McNEVIN, D. Alternative analysis of BOD removal in subsurface flow constructed wetlands employing Monod kinetics. *Wat. Res.*, v.35, n.5, pp.1295-1303, 2001.
12. ROUSSEAU, D.P.L.; VANROLLEGHEM, P.A.; PAUW, N.D. Model-based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: a review. *Water Research*, v.38, p.1484-1493, 2004.
13. RIOS, D. A., VÉLEZ, A. F. T., PEÑA, M. R., PARRA, C. A. M., Changes of flow patterns in a horizontal subsurface flow constructed wetland treating domestic wastewater in tropical regions. *Ecological Engineering*. V.35, pp.274-280, 2008.
14. SANDOVAL-COBO, J.J.; PEÑA, M.R. Análisis del desempeño de un humedal artificial de flujo subsuperficial en zonas tropicales basado en modelos hidráulicos y una cinética de primer orden. Seminario Manejo Integral de Aguas Residuales Domésticas – Conferencia Latino Americana (LATINOSAN). Cali, Colombia, 12 al 16 de noviembre, 2007.
15. SANFORD, W. E.; STEENHUIS, T. S.; SURFACE, J. M.; PEVERLY, J. H. Hydraulic conductivity of gravel and sand as substrates in rock-reed filters. *Ecological Engineering*, v.4, pp.321-336, 1995
16. STEIN, O.R.; BIEDERMAN, J.A.; HOOK, P.B.; ALLEN, W.C. Plant species and temperature effects on the k-C* first-order model for COD removal in batch-loaded SSF wetlands. *Ecological Engineering*, v.26, p.100-112, 2006.
17. TANNER, C.C.; SUKIAS, J.P.; Accumulation of organic solids in gravel bed constructed wetlands. *Water Science and Technology* 32(3): 229-239. 1995.
18. USEPA (2000). *Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters*. United States Environmental Protection Agency. 154 p.
19. VON SPERLING, M. Lagoas de estabilização. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1996. 196p. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; v3.



**LEVANTAMENTO DE PESQUISAS DESENVOLVIDAS COM WETLANDS
SUBSUPERFICIAL DE FLUXO VERTICAL NO BRASIL PARA VERIFICAR AS
POSSIBILIDADES DE PADRONIZAÇÃO DO SISTEMA**

Sheila Cristhina da Rocha Ferreira⁽¹⁾

Tecnóloga Ambiental pela UTFPR – *Campus* Campo Mourão, Especialista em Gerenciamento e Auditoria Ambiental pela UTFPR – *Campus* Campo Mourão, Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental pela UTFPR – *Campus* Curitiba.

Aliny Lucia Borges Borba⁽²⁾

Engenheira Civil pela UTFPR, Mestre em Engenharia Civil - Saneamento e Recursos Hídricos pela UTFPR – *Campus* Curitiba.

Helisson Henrique Borsato de Andrade⁽³⁾

Tecnólogo em Gerenciamento Ambiental pela UTFPR – *Campus* Campo Mourão, Mestre em Engenharia Civil pela UTFPR – *Campus* Curitiba, Doutorando em Sustentabilidade EACH/USP.

Tamara Simone van Kaick⁽⁴⁾

Graduada em Bacharelado em Biologia e Licenciatura em Ciências pela Pontifícia Universidade Católica do Paraná, mestre em Inovação Tecnológica pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná (2002) e Doutora em Meio Ambiente e Desenvolvimento pela Universidade Federal do Paraná (2007). Atualmente é professora Adjunto 2 da Universidade Tecnológica Federal do Paraná pelo Departamento Acadêmico de Química e Biologia.

Endereço⁽¹⁾: Rua Ana Arlete Carneiro Giacomazzi, 140, Casa – Sítio Cercado - Curitiba - PR - CEP: 81935-088 - Brasil - Tel: +55 (41) 3564-0706 – Cel: +55 (41) 9649-0990 - e-mail: sheilacristhina@hotmail.com

RESUMO

O aumento da geração de esgoto doméstico está diretamente ligado ao crescimento populacional, o que pode causar grandes problemas ambientais. No Brasil, um dos maiores problemas que afeta a saúde da população é a falta de tratamento para os efluentes domésticos. Segundo os dados de SNIS (2009), apenas 44,5% da população brasileira é provida de sistema de coleta de esgoto. Em relação ao tratamento do esgoto, o número é ainda menor: apenas 37,9% do total de esgoto gerado no Brasil recebe algum tipo de tratamento (SNIS, 2011). Esta pesquisa teve por objetivo realizar um levantamento de artigos que relatam o emprego de *Wetlands* de fluxo subsuperficial vertical para o tratamento de efluentes no Brasil. A pesquisa foi iniciada através de buscas por palavras chaves nas bases de dados *Scientific Electronic Library Online – Scielo*, *Sciencedirect* e *Google Acadêmico*. Foram selecionados artigos dos autores Platzer (2007); Sezerino (2008); Mazzola (2005); Kaick (2008) e Silva (2007). Os sistemas de tratamento *Wetlands* apresentaram grande eficiência no tratamento de efluentes doméstico, principalmente na remoção dos nutrientes, Nitrogênio e Fósforo, com máximas de 89% de N amoniacal, 93,3% de N total e 99,6% de Fósforo. Pesquisas acerca desta tecnologia são ainda pouco desenvolvidas no Brasil. O estabelecimento de parâmetros mínimos para padronizar a implantação e avaliação dos resultados de sistemas *Wetlands* de fluxo vertical no Brasil faz-se necessário, bem como manter uma rede de contatos entre pesquisadores desta área, a fim de que, no futuro, padrões mínimos possam ser estabelecidos e seguidos para implantação desta tecnologia. Como consequência, estima-se que a tecnologia de *Wetlands* construídos possa ser reconhecida pelos órgãos ambientais para fins de licenciamento.

PALAVRAS-CHAVE: *Wetlands*, Zona de raízes, Filtros plantados, Fluxo vertical, Saneamento.

INTRODUÇÃO

A geração de esgoto doméstico associada ao crescimento populacional e à falta de infraestrutura de habitação e saneamento gera grandes problemas ambientais no Brasil (Figura 1). Segundo as estatísticas do SNIS (2009), pouco mais de 44,5% dos brasileiros possuem esgotamento sanitário, ou seja, são providos de rede coletora.



Em relação ao tratamento dos efluentes, apenas 37,9% de todo o esgoto gerado no Brasil é tratado de alguma forma (SNIS, 2011).



**Figura 5 – Cenário do déficit de saneamento em grandes centros urbanos do Brasil.
Fonte: BORBA (2012).**

Devido a esta problemática, diversos estudos vêm sendo realizados a fim de desenvolver e propor tecnologias eficientes e viáveis para o tratamento de esgoto, inclusive de forma individual e descentralizada. Segundo Philippi e Sezerino (2004), uma tecnologia que tem sido usada no tratamento de esgoto em países como na Alemanha desde 1974 e na Inglaterra a partir de 1985 são os Sistemas *Wetlands* construídos. No Brasil, as pesquisas sobre os *Wetlands* tiveram início nos anos 80 pelos pesquisadores Salati & Rodrigues (SALATI Jr. et al, 1999¹ apud PHILIPPI; SEZERINO 2004).

Os sistemas *Wetlands* podem ser empregados no tratamento de esgoto, apresentando larga utilização para o tratamento de efluentes de característica predominantemente doméstica. Segundo Philippi e Sezerino (2004), existem dois tipos de sistemas *Wetlands*: os naturais (Figura 2) e os construídos (Figura 3). Os *Wetlands* construídos, também chamados de zona de raízes, filtros plantados, entre outras denominações, consistem em um reservatório impermeabilizado, com sistema de tubulações para distribuição do afluente e coleta de efluente tratado, tendo um filtro físico como meio suporte para o desenvolvimento de biofilme, onde também se estabelecem as espécies macrófitas e a zona de raízes (OLJNYK, 2008).



**Figura 6 – Wetlands naturais.
Fonte: Technorati (2011).**

¹ SALATI Jr., E.; SALATI, E.; SALATI, E. *Wetland Projects Developed in Brazil*. Water Science Technology, v. 40, n. 3, p. 19 - 25. 1999



Figura 3 – Wetlands construídos.

Fonte: O autor.

Este estudo teve por objetivo realizar um levantamento das pesquisas desenvolvidas sobre *Wetlands* no Brasil, especificamente sobre os sistemas de fluxo *subsuperficial* vertical (FV), identificando a relação entre área, eficiência do tratamento e espécies de macrófitas utilizadas, a fim de sugerir a busca por uma padronização dos mesmos e compor uma proposta normalização para este tipo de sistema.



MATERIAIS E MÉTODOS

Para efeito deste estudo, foram referenciados apenas trabalhos que realizaram experimentos de *Wetlands* de fluxo *subsuperficial* vertical. O levantamento de dados secundários foi realizado por meio de uso da internet através de sites de busca como *Scientific Electronic Library Online – Scielo*, *Sciencedirect* e *Google Acadêmico*, utilizando para cada site as seguintes palavras-chaves: “*Wetlands* de fluxo vertical no Brasil”, “zona de raízes” e “filtros plantados com macrófitas”.

As buscas foram realizadas no mês de setembro de 2010, e os artigos avaliados foram publicados entre os períodos dos anos de 2000 a 2010. Os resultados das buscas foram compilados em tabela Excel indicando os seguintes itens: referência (autor/ano/revista, página); estado; cidade; clima típico (classificação de Köppen); tipo de efluente; idade do *Wetland* construído (anos); tipo de pré-tratamento; tipo de impermeabilização / estrutura; espécie vegetal utilizada; tipo de operação (batelada / intermitente); granulometria do material filtrante; espessura da camada filtrante; vazão (L/dia) ou por pessoa; área (m²); volume (m³); Relação A/Q (m²/L); Relação Q/Q (m³/L); tempo de detenção; caracterização do afluente (esgoto bruto) e do efluente (esgoto tratado), e eficiência apresentada.

Nos últimos itens da tabela, os parâmetros considerados foram DBO₅ (mg/L); DQO (mg/L); OD (mg/L); Nitrogênio (mg/L); Nitrogênio Amoniacal (mg/L); Nitrito; Nitrato; Concentração de Fósforo (mg/L); Coliformes totais (NMP/100mL); E. Coli / Termotolerantes /Fecais (NMP/100mL); Sólidos totais; Sólidos suspensos e Óleos e graxas. Após a compilação de dados alguns parâmetros foram expressos na Tabela 1.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os trabalhos encontrados e selecionados nas buscas somam-se em apenas cinco (5), que descrevem no total trinta (30) experimentos de *Wetlands subsuperficial* de fluxo vertical, implantados em quatro (4) estados: Santa Catarina, São Paulo, Paraná e Distrito Federal.

Os trabalhos analisados foram dos autores, PLATZER, 2007 (trabalho 1); SEZERINO, 2008 (trabalho 2); MAZZOLA, 2005 (trabalho 3); KAICK, 2008 (trabalho 4); e SILVA, 2007 (trabalho 5). Em função de alguns trabalhos não analisarem todos os parâmetros indicados na metodologia deste estudo, os itens não abordados constam no levantamento como “dado inexistente”.

Observa-se que na maioria dos trabalhos optou-se por utilizar a espécie *Typha sp.* em parte de seus experimentos. Também foram utilizadas as espécies *Eleocharis sp.*, *Canna indica*, *Cyperus papyrus*, *Zantedeschia aethiopica*, *Cladium mariscus*, *Typha domigensis*, *Crinum salsum*, *Oryza sativa* L (Tabela 1).



Tabela 1 – Espécies de plantas utilizadas em cada um dos experimentos avaliados.

Trab.	Estado (UF)/ Tipo de Fluxo	Sistemas UND.	Espécie
1	SC - FV	1	<i>Typha</i>
		2	<i>Typha</i>
2	SC - FV	1	<i>Typha</i>
		2	<i>Typha</i>
		3	<i>Typha</i>
		4	<i>Typha</i>
		5	<i>Typha</i>
		6	<i>Typha</i>
3	SP- FV	1	<i>Typha</i>
		2	<i>Typha</i>
		3	<i>Typha</i>
		4	<i>Typha</i>
		5	<i>Eleocharis sp.</i>
		6	<i>Eleocharis sp.</i>
		7	<i>Eleocharis sp.</i>
		8	<i>Eleocharis sp.</i>
4	PR - FV	1	<i>Canna Indica/Cyperus Papyrus</i>
	SP - FV	2	<i>Zantedeschia aethiopica</i>
	PR - FV	3	<i>Cladium mariscus</i>
	PR - FV	4	<i>Typha domingensis</i>
	PR - FV	5	<i>Crinum salsum</i>
	PR - FV	6	<i>Typha domingensis.</i>
	PR - FV	7	<i>Typha domingensis.</i>
	PR - FV	8	<i>Typha domingensis.</i>
5	DF - FV	1	<i>Oryza sativa L.</i>
		2	<i>Oryza sativa L.</i>
		3	<i>Oryza sativa L.</i>
		4	sem planta
		5	sem planta
		6	sem planta

Nota: FV: Fluxo vertical

As médias encontradas pelos pesquisadores supracitados para remoção de DBO no esgoto estão entre 77% e 99% de eficiência, apresentadas na Tabela 2. Alguns dos experimentos realizados no Paraná apresentaram remoção de 99% de coliforme total (Tabela 2). Para o Nitrogênio, nutriente de difícil remoção em sistemas de tratamento de esgoto convencionais, obteve-se remoção máxima de 89% de N amoniacal e até 93,3% de N total nos sistemas *Wetlands*, nos trabalhos onde estes parâmetros foram analisados. O experimento realizado no DF apresentou remoção de 99,6% de Fósforo total (Tabela 2), apresentando-se o sistema mais eficiente para remoção deste nutriente.



Tabela 2- Valores médios obtidos nos experimentos dos trabalhos avaliados.

Trab.	Estado (UF)/ Tipo de Fluxo	Sistemas UND.	Área m ²	Q (L/d)	DBO (%)	DQO (%)	Coliformes termotolerantes (%)	N T (%)	N-NH ₃ (%)	F T
1	SC - FV	1	4,4	650	85			87	84	
		2	4,4	910	92			88	89	
2	SC - FV	1	2,57	395		73			84	
		2	2,57	395		72			75	
		3	2,57	593		72			80	
		4	2,57	593		69			68	
		5	2,57	790		69			75	
		6	2,57	790		66			64	
3	SP- FV	1	1,75	4600		35			13	11
		2	1,75	4600		46			11	27
		3	1,75	4600		73			17	16
		4	1,75	4600		77			17	27
		5	1,75	4600		32			10	2
		6	1,75	4600		49			8	19
		7	1,75	4600		69			5	17
		8	1,75	4600		70			11	7
4	PR - FV	1	48	47000	77	77				
		2	16,5	2000						
		3	5,29	500	84	82	59			
		4		240	89	86	99			
		5	1	300	86	70	99			
		6	1,17	1000	98	89	99			
		7	1,17	1000	97	95	99			
		8	1,17	1000	98	93	98			
5	DF - FV	1		10						
		2		20	97 a					
		3	1	40	99		99,9 a 99,9999	88,3 a	93,3	95,6 a
		4		10						
		5		20						
		6	1	40						

Nota: FV=Fluxo vertical, Q=Vazão; NT=Nitrogênio Total; N-NH₃=Nitrogênio Amoniacal; FT=Fósforo Total.

Os trabalhos relacionados nesta pesquisa apresentaram diferentes configurações de sistemas *wetlands* e foram analisados também por meios distintos, de forma que os parâmetros escolhidos e analisados pelos autores não coincidiram em sua totalidade. Este fato dificultou a comparação entre os diferentes sistemas apresentados e, conseqüentemente, a indicação do mais eficiente. Observou-se que os parâmetros menos analisados foram os coliformes termotolerantes, a DBO, o Nitrogênio total e o Fósforo total. No sentido de poder comparar a eficiência dos sistemas *wetlands* para parâmetros físico-químicos e biológicos, é importante que trabalhos futuros estabeleçam uma lista mínima de parâmetros a serem avaliados. Esta pesquisa relacionou alguns parâmetros e indicadores de qualidade da água e sugerindo que os pesquisadores em seus experimentos determinem pelo menos os seguintes parâmetros: Área m², DBO, DQO, Coliformes termotolerantes, N T, N-NH₃, fósforo total e o tipo de fluxo utilizado no sistema.

CONCLUSÕES

Verificou-se a dificuldade de encontrar pesquisas que indiquem como palavras chave “*Wetlands* de fluxo vertical no Brasil”, “zona de raízes” e “filtros plantados com macrófitas”, sendo que para esta pesquisa foram encontrados apenas cinco estudos por meio dos sites de busca rápida, indicando que este tipo de sistema de *Wetlands subsuperficial* de fluxo vertical ainda é pouco pesquisado no Brasil.



Apesar dos poucos artigos avaliados, verifica-se que tal sistema demonstra-se eficiente no tratamento de esgotos doméstico, principalmente na remoção de nutrientes. Outro problema detectado durante à análise destes dados é a dificuldade em estabelecer um padrão para o sistema, devido às diferentes formas construtivas do recheio filtrante, do suporte para a zona de raízes, bem como pela utilização de diferentes espécies de macrófitas e diferentes parâmetros avaliados. As macrófitas também precisam ser avaliadas do ponto de vista anatômico para o estabelecimento do potencial de absorção de nutrientes e transporte de oxigênio da raiz para o solo filtrante, que é um dos diferenciais dos sistemas *Wetlands*.

Com os dados levantados, também não foi possível estabelecer uma relação entre área, eficiência do tratamento e espécie de macrófitas associadas. Esta dificuldade em estabelecer uma relação entre estes parâmetros, devido à falta de resultados publicados, indica que se faz necessário fomentar uma linha de pesquisa e estabelecer parâmetros mínimos necessários para implantar e avaliar esta tecnologia no Brasil, bem como esforços para manter uma rede de contatos entre pesquisadores desta área de pesquisa, para no futuro, propor uma padronização que permita a normalização que se refira especificamente a implantação deste tipo de sistema de fluxo vertical, e que a mesma possa ser reconhecida pelos órgãos ambientais para licenciamento.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. PHILIPPI, Luiz S.; SEZERINO, Pablo H. Aplicação de sistemas tipo *Wetlands* no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas. Florianópolis: Ed. do autor, 2004.
2. SNIS - SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO (SNIS), Diagnóstico dos serviços de Água e Esgoto – 2009. 616 p. Brasília, 2011. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/PaginaCarrega.php?EWRErterterTERTer=89>. Acessado em: 25 de abril 2013.
3. OLIJNYK, Débora Parcias, “Avaliação da nitrificação e desnitrificação de esgoto doméstico empregando filtros plantados com macrófitas (*Wetlands*) de fluxos vertical e horizontal – sistemas híbridos” Dissertação de mestrado da Universidade Federal de Santa Catarina. Centro Tecnológico. Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental. – Florianópolis, 2008.



**CONSERVAÇÃO DE SISTEMAS DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE
ESGOTO POR ZONA DE RAÍZES POR MEIO DE MANUTENÇÃO E
SENSIBILIZAÇÃO AMBIENTAL**

Sheila Cristhina da Rocha Ferreira⁽¹⁾

Tecnóloga Ambiental pela UTFPR – Campus Campo Mourão, Especialista em Gerenciamento e Auditoria Ambiental pela UTFPR – Campus Campo Mourão, Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental pela UTFPR – *câmpus* Curitiba.

Marcia Aparecida de Oliveira Seco⁽²⁾

Bióloga pela Faculdade Integrado de Campo Mourão. Geógrafa pela Faculdade Estadual de Ciências e Letras de Campo Mourão (FECILCAM). Mestre em Geografia pela Universidade Estadual de Maringá (UEM). Doutoranda em Geografia pela Universidade Estadual de Maringá (UEM). Docente da Coordenação de Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, *câmpus* Campo Mourão (UTFPR).

Jefferson Queiroz Crispim⁽³⁾

Geógrafo pela Faculdade Estadual de Ciências e Letras de Campo Mourão, mestre em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais pela Universidade Estadual de Maringá e doutor em Meio Ambiente e Desenvolvimento pela Universidade Federal do Paraná. Atualmente é professor titular da Faculdade Estadual de Ciências e Letras de Campo Mourão.

Karina Querne de Carvalho⁽⁴⁾

Engenheiro Civil pela Universidade Estadual de Maringá (UEM). Mestre e Doutor em Engenharia pela Escola de Engenharia de São Carlos (EESC/USP). Docente da Coordenação de Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, *câmpus* Campo Mourão (UTFPR). Coordenadora do curso de Especialização em Gerenciamento e Auditoria Ambiental da UTFPR, *câmpus* Campo Mourão.

José Hilário Delconte Ferreira⁽⁵⁾

Geógrafo pela Faculdade Estadual de Ciências e Letras de Campo Mourão (FECILCAM). Mestre em Geografia pela Universidade Estadual de Maringá (UEM). Doutor em Ecologia de Ambientes Aquáticos pela Universidade Estadual de Maringá (UEM). Docente da Coordenação de Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, *câmpus* Campo Mourão (UTFPR).

Endereço⁽¹⁾: Rua Ana Arlete Carneiro Giacomazzi, 140, Casa – Sítio Cercado - Curitiba - PR - CEP: 81935-088 - Brasil - Tel: +55 (41) 3564-0706 – Cel: +55 (41) 9649-0990 - e-mail: sheilacristhina@hotmail.com

RESUMO

O A deficiência no tratamento de efluente doméstico em áreas rurais é preocupante, não só pelo risco que o lançamento inadequado do mesmo exerce a saúde humana, mas também ao meio ambiente. Quando o esgoto é lançado inadequadamente, pode causar a contaminação dos lençóis freáticos, influenciando na qualidade da água, que por vezes serve como fonte de abastecimento às famílias que vivem nessas áreas. Para minimizar este problema estão sendo utilizados sistemas de tratamento de esgoto por zona de raízes – ETEZR. Esta pesquisa tem como objetivo, a conservação de 10 sistemas ETEZR, instaladas em 10 pequenas propriedades rurais situadas na bacia do rio Mourão no município de Campo Mourão – PR, através da manutenção dos sistemas ETEZR e sensibilização dos moradores contemplados com os sistemas, quanto à importância desse tipo de tratamento de esgoto e da preservação do meio ambiente por meio da educação ambiental. Foram realizadas manutenções dos sistemas ETEZR durante as visitas a campo, sempre que surgia algum tipo de problema no sistema. Concomitante com a manutenção foi realizado trabalho de sensibilização ambiental aos moradores das propriedades rurais que possuem sistema de ETEZR em suas casas. Através das manutenções nos sistemas, foi possível constatar a importância da manutenção das caixas de gordura do sistema, pois a falta dela se mostrou um dos maiores causadores de problemas na ETEZR. A sensibilização ambiental na comunidade atendida pelas ETEZR foi muito válida, pois através dela os moradores puderam compreender a real importância de tratar seu esgoto, de ter cuidado com o meio ambiente, e todos os benefícios que o sistema trouxe para o local.

PALAVRAS-CHAVE: Manutenção de ETEZR, sensibilização ambiental, zona de raízes, zona rural, filtro plantado.



INTRODUÇÃO

Desde muito tempo atrás o ser humano vem alterando de maneira significativa os recursos naturais. O lançamento de efluentes sanitários tornou-se um grande problema para o ambiente em virtude de sua falta de tratamento e lançamento de maneira inadequada e em ritmo crescente decorrentes do crescimento acelerado e desordenado da população.

Os esgotos domésticos quando dispostos inadequadamente podem causar contaminação no solo, na água, nos lençóis freáticos e nas nascentes em virtude da presença de microrganismos e parasitas presentes em sua composição, trazendo danos a biodiversidade por meio da interferência da cadeia alimentar, bem como na saúde humana. O consumo de água contaminada pelo esgoto é responsável pela ocorrência de doenças como hepatite A, febre tifóide e diarreias.

Devido ao impacto ambiental gerado pelos esgotos domésticos, têm-se utilizados sistemas de estações de tratamento de esgoto por meio de zonas de raízes - ETEZR com alternativa economicamente viável para minimizar este impacto, em locais onde a geração de esgoto é descentralizada.

Esta pesquisa teve como objetivo, a conservação de 10 sistemas ETEZR, instaladas em 10 pequenas propriedades rurais situadas na bacia do rio Mourão no município de Campo Mourão – PR, através da manutenção dos sistemas ETEZR e sensibilização dos moradores contemplados com os sistemas, quanto à importância desse tipo de tratamento de esgoto e da preservação do meio ambiente por meio da educação ambiental.

Esta pesquisa é correspondente a uma parcial do projeto de Iniciação Científica intitulado “Instalação de estações de tratamento de esgoto por zona de raízes e a conservação de nascentes em estabelecimentos agrícolas familiares da bacia hidrográfica do rio Mourão”, coordenado pelo Prof. Dr. Jefferson de Queiroz Crispim e financiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ). Onde foram implantados 10 sistemas ETEZR em pequenas propriedades rurais situadas na bacia do rio Mourão no município de Campo Mourão – PR

REVISÃO DE LITERATURA

A carência de saneamento básico e de acesso à água tratada pode ser ainda hoje, apontados como principais fatores responsáveis por problemas de saúde pública (FERRETE et al., 2009, p. 2). Os esgotos domésticos, por exemplo, apresentam compostos orgânicos biodegradáveis, nutrientes e microrganismos patogênicos (MINAS GERAIS, 2004, p. 12). Sendo este efluente disposto na maioria das residências em um sistema individual chamado de fossa séptica.

A fossa séptica pode ser definida como uma unidade constituída de sedimentação juntamente com digestão anaeróbia, de escoamento contínuo. Ocorre que muitos projetistas não atentam para o fato (ou simplesmente desconhecem), que o tratamento do efluente contido nas fossas sépticas se dá pela digestão anaeróbia que é um processo biológico de decomposição de material orgânico que, em princípio, não apresenta grande eficiência na correção das características indesejáveis dos esgotos (FILHO; CASTRO, 2009, p. 2).

Segundo Filho e Castro (2009, p. 1) mais de 50 tipos de infecções podem ser transmitidos por diferentes meios envolvendo as excretas humanas. Ligados à má nutrição, as doenças relacionadas com as excretas exercem uma horrível influência na morbidade e mortalidade nos países em desenvolvimento, principalmente em crianças. As epidemias de febre tifóide, cólera, disenteria, hepatite infecciosa e inúmeros casos de Verminose são transmitidos pela disposição inadequada dos esgotos.

Contudo até onde se pode afirmar que o Saneamento Básico provoca uma redução de enfermidades parasitárias? As evidências mostram que as relações entre saneamento e saúde são muito complexas e a afirmação de que um suprimento público de água traz necessariamente uma melhoria na saúde pública não pode ser generalizado para todas as condições (GOMES, 1995, p. 65).



Ainda na visão de Gomes (1995, p. 65) em algumas circunstâncias, o fornecimento de água por redes públicas sem a adequação do destino das águas servidas geradas, pode acentuar os riscos à saúde; uma água que é distribuída com padrões de potabilidade apropriados pode também não ser consumida de forma segura se a higiene domiciliar não for boa.

Disenterias bacilares (shigelloses) e outras infecções diarreicas, pelo fato de poderem ser disseminadas por águas contaminadas por fezes, são classificadas por alguns autores como enfermidades de veiculação hídrica; porém elas, de fato são mais disseminadas por falta de higiene devido à ausência de águas para limpeza (mesmo água não enquadrada em padrões de potabilidade (GOMES, 1995, p. 66).

Além da prevenção da saúde, umas das importantes razões para se tratar os esgotos é a preservação do meio ambiente, pois as substâncias presentes nos esgotos exercem ação deletéria nos corpos d'água (RIBAS; FIORINI, 2010, p. 1).

Segundo art. 225 da Constituição Federal (1988), todos tem direito de ter o meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial a sadia qualidade de vida, cabendo ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo para as presentes e futuras gerações, bem como promover educação ambiental para todos os níveis de ensino e a conscientização da sociedade para a preservação do meio ambiente (BRASIL, 1988).

Para ajudar em parte no cumprimento do art. 225 da Constituição Federal, as ETEZR que vem sendo utilizadas no tratamento de esgoto doméstico, sendo um adaptado do trabalho de Van Kaick (2002), são alternativa para o tratamento desse poluente, sendo este por zona de raízes.

As referidas ETEZR tem volume de 4 m³, foram impermeabilizadas com lonas plásticas e são compostas por um filtro físico contendo brita nº 2 e areia de granulometria grossa, o efluente passa por uma fossa séptica e por uma caixa de gordura, cuja função é remover sólidos sedimentáveis e parte da matéria orgânica por meio de sedimentação, sendo estas confeccionadas com bombonas plásticas, posteriormente é lançado por uma rede de tubulações de 100 mm perfuradas e instaladas 15 cm abaixo da área plantada, sendo esta a zona de raízes.

As plantas utilizadas para formação da zona de raízes nas ETE's são as *Cymbopogon nardus* (L.) Rendle por ter grande potencial repelente, e *Canna indica* Lily, por ser uma planta com potencial ornamental e estão entre as mais indicadas para este tipo de tratamento por possuírem aerênquimas desenvolvidos no caule e raízes fasciculadas ou tuberosas. As tubulações que ficam no fundo do sistema são responsáveis por conduzir o efluente tratado para fora da estação (VAN KAICK, 2002).

Em conjunto com o tratamento de esgoto, a sensibilização ambiental vem sendo trabalhada e difundida nacional e internacionalmente, visando à correta utilização dos recursos naturais em busca do desenvolvimento sustentável, sendo alcançada com eventos realizados em vários países.

A história da educação ambiental nos Estados Unidos perdura por 5 décadas, e no Brasil já são mais de 34 anos de história.

Na década de 60 acontecem graves consequências, em função do modelo de desenvolvimento econômico adotado pelos países ricos, devido a isso o homem experimentou uma abrupta diminuição de qualidade de vida ocasionada pela rápida degradação ambiental (DIAS, 1991, p. 1).

Quando se levanta o tema educação ambiental, muitos, ainda pensam que tais assuntos deveriam estar inseridos em uma disciplina específica do ensino formal, sendo esse um pensamento errôneo.

A educação ambiental, sendo um meio dos indivíduos e a coletividade constroem valores sociais, conhecimento, habilidades, atitudes e competências voltadas para conservar o meio ambiente, deve estar inserida em todas as áreas da educação formal, com enfoque interdisciplinar, como previsto na LEI nº 9.795, de 27 de abril de 1999 (BRASIL, 1999, p. 1).

A educação ambiental na visão de alguns autores:





EA é um processo permanente no qual os indivíduos e a comunidade tomam consciência do seu meio ambiente e adquirem conhecimentos, valores, habilidades, experiências e determinação que os tornem aptos a agir e resolver problemas ambientais, presentes e futuros. (DIAS, 2003, p. 523).

A Educação Ambiental transformadora é aquela que possui um conteúdo emancipatório, em que a dialética entre forma e conteúdo se realiza de tal maneira que as alterações das atividades humanas, vinculadas ao fazer educativo, impliquem mudanças individuais e coletivas, locais e globais, estruturais e conjunturais, econômicas e culturais. (LOUREIRO, 2004, p. 89).

A educação ambiental deve-se constituir em um processo permanente e contínuo, com enfoque humanístico e participativo, e desenvolver habilidades necessárias para solução de problemas ambientais. (PELICIONI, 2005, p. 594).

Independente do âmbito em que um programa ou projeto de educação ambiental se insere, o importante é que nele esta tenha possibilidade de desempenhar seu compromisso social em informar, conscientizar, convocar, questionar, denunciar, sensibilizar e contribuir para mudança de base do ser humano, garantindo uma passagem da razão à solidariedade (CARVALHO, 2002, p. 42).

A educação formal e a educação ambiental estão intimamente vinculadas num processo de interação sociocultural e na inserção de pessoas sensibilizadas quanto à preservação e conservação, no ambiente.

Para Díaz (2002, p. 44), a educação é a chave, em qualquer caso, para renovar os valores e a percepção do problema, desenvolvendo uma consciência e um compromisso que possibilitem a mudança, desde as pequenas atitudes individuais, e desde a participação e o envolvimento na resolução de problemas.

Observando-se as atitudes dos seres humanos no passado, no momento em que começaram a interagir com o mundo que os circunda e a ensinarem seus filhos a fazerem o mesmo, estavam realizando educação e educação ambiental (SÃO PAULO (ESTADO), 1997, p. 19).

Uma pesquisa nacional realizada por uma equipe de cem pesquisadores do Ibope descobriu, que para 95% dos brasileiros, a educação ambiental deve ser obrigatória nas escolas, ou seja, a maioria absoluta entende que esta é a chave para a mudança das pessoas em relação ao ambiente onde vivem (BRASIL, 1998, p. 17).

MATERIAL E MÉTODOS

As ETEZR nas quais se realizou a conservação dos sistemas através de manutenções nos sistemas e sensibilização ambiental nos moradores contemplados com os sistemas de tratamento encontram-se distribuídas nas localidades de Alto Alegre, Vila Rural Flor do campo, Campo Bandeira e Barreiro das Frutas, todas na Bacia Hidrográfica Rio Mourão no Município de Campo Mourão – Paraná. As distribuições das mesmas estão na (Tabela 1).

As visitas nas ETEZR eram realizadas praticamente toda semana, devido ao grande número de propriedades atendidas e em função da distância entre as mesmas. Foi necessário um trabalho constante para conseguir, atender todas as propriedades, realizando as manutenções necessárias no início do projeto e a instrução dos proprietários das residências atendidas, para realizarem por conta a manutenção coreta de sua ETEZR.



Tabela 2- Quantidade de ETEZR conservadas

Localidade	Propriedades beneficiadas	Quantidade de ETEZR conservadas por Sítio	Quantidade de Propriedade por Sítio
Campo Bandeira	1-Sítio Bela Vista	5	5
	2- Sítio Pingo D' água	1	1
	3- Sítio Santo Inácio	1	1
Barreiro das Frutas	Sítio Catarinense	1	1
Vila Rural Flor do campo	3ª Casa	1	1
Alto Alegre	Sítio Alto Alegre	1	1

Manutenção das estações de tratamento de esgoto por zona de raízes

As manutenções das ETEZR aconteceram à medida que foram surgindo problemas nos sistemas. A cada visita realizada observavam-se as condições das ETEZR, e de acordo com a gravidade do problema detectado decidia-se a melhor medida a ser tomada

Alguns problemas eram possíveis ser resolvidos de imediato, pois as visitas a campo já eram programadas para verificar possíveis problemas nos sistemas. Quando o dano da ETEZR era mais complicado, como o caso de um entupimento, agendava-se uma data mais próxima para volta na propriedade, para solucionar o problema.

Sensibilização ambiental

No início do trabalho de Educação Ambiental fez-se um levantamento de dados pessoais das famílias de agricultores. Para isso utilizou-se um formulário para cadastro socioeconômico. A primeira atividade de sensibilização ambiental se deu pela aplicação de um questionário em forma de entrevista, junto aos moradores, a fim de saber qual eram seus conhecimentos prévios sobre o meio ambiente e sobre quais assuntos os mesmos gostariam de receber maiores informações.

Durante as visitas periódicas nas propriedades rurais, utilizou-se da sensibilização ambiental não formal para trabalhar com os moradores das propriedades. A mesma se deu por meio de diálogo informal e da entrega de cartilhas educativas sobre assunto ambientais, juntamente com esclarecimentos sobre os assuntos contidos nelas.

Alguns dos materiais utilizados para educação ambiental foram doados mediante solicitação por escrito, junto ao Instituto Ambiental do Paraná – IAP de Campo Mourão – PR, outros foram cedido pelo departamento de Geografia da FECILCAM e pela Campanha do Óleo Cidadão da Polícia Militar de Campo Mourão.

As cartilhas utilizadas eram intituladas como: Entendendo Mudanças Climáticas, Efeito Estufa, Coleta Seletiva, Nosso Ambiente, Manual do Sossego, Manual de Receitas da cozinha alternativa, Desperdício zero – Mini Versão Verde, Aproveitamento de Material Lenhoso Seco, Campanha Óleo Cidadão, Mata Ciliar, Desperdício Zero – Aquecedor solar.

Após as visitas nas ETEZR, e o levantamento de dados nas propriedades rurais, iniciou-se a tabulação e interpretação de dados obtidos para identificação dos problemas, visando estabelecer estratégias de ações corretivas e educativas, para retornar as informações à população envolvida por meio de orientação. Os dados coletados foram tabulados e tratados, construindo-se gráficos e tabelas que permitam a análise dos resultados.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir do levantamento de dados dos moradores, verificou-se que faixa etária encontra-se entre 3 e 75 anos, num segundo momento ao serem questionados sobre quais assuntos relacionados ao meio ambiente gostariam de receber maiores informações, demonstraram interesse sobre degradação do meio ambiente, vegetação ciliar e recuperação de nascentes.



Durante a entrevista, um dos entrevistados não demonstrou interesse por nenhum outro assunto, pois alegou que este tipo de trabalho deveriam ser feitos apenas com os mais novos. A partir dos interesses elencados, tentou-se passar aos mesmos, conhecimentos sobre os assuntos.

Nas propriedades rurais o número de moradores está entre 2 a 5 conforme (Figura 1, gráfico com a pergunta 1). Quando os entrevistados foram questionados se sabiam diferenciar o que era lixo e o que era resíduo e se os separavam corretamente, 55,6% dos entrevistados alegaram saber a diferença e desses que sabem a diferença entre lixo e resíduo 60% fazem a separação e 40% não fazem a separação. Já 44,4% dos entrevistados disseram não saber a diferença entre lixo e resíduo, porém 75% dos que não sabem a diferença fazem a separação do lixo e do resíduo contra apenas 25% que não fazem conforme (Figura 1, gráfico com a pergunta 2). Portanto ainda que não saibam diferenciar por termo lixo de resíduo os entrevistados fazem a sua separação.

Os entrevistados que fazem a separação dos resíduos recicláveis em sua residência esbarram no problema da falta de coleta seletiva, bem como da coleta de lixo na área rural, sendo obrigados a estocarem seus resíduos em um canto, ou queimá-los juntamente com o lixo.

A maioria dos entrevistados representando 88,9% relatou que em suas propriedades os restos de material orgânico gerados pela residência são destinados a alimentação dos animais de criação da propriedade e 11,1% usam como adubo (Figura 1, gráfico com a pergunta 3).

A contaminação do solo e da água pelo esgoto traz diversos problemas a saúde humana, os entrevistados foram questionados se sabiam quais são esses problemas ligados a contaminação pelo esgoto. Com isto apurou-se que 66,7% deles não têm conhecimento desses problemas, 22,2 disseram que dos problemas que afetam a saúde humana é a diarreia e minoria 11,1% disseram ser as verminoses (Figura 1, gráfico com a pergunta 4).

Contudo durante as entrevistas, foram realizados esclarecimentos quanto aos reais problemas que afetam a saúde humana ligada a contaminação da água pelo esgoto.

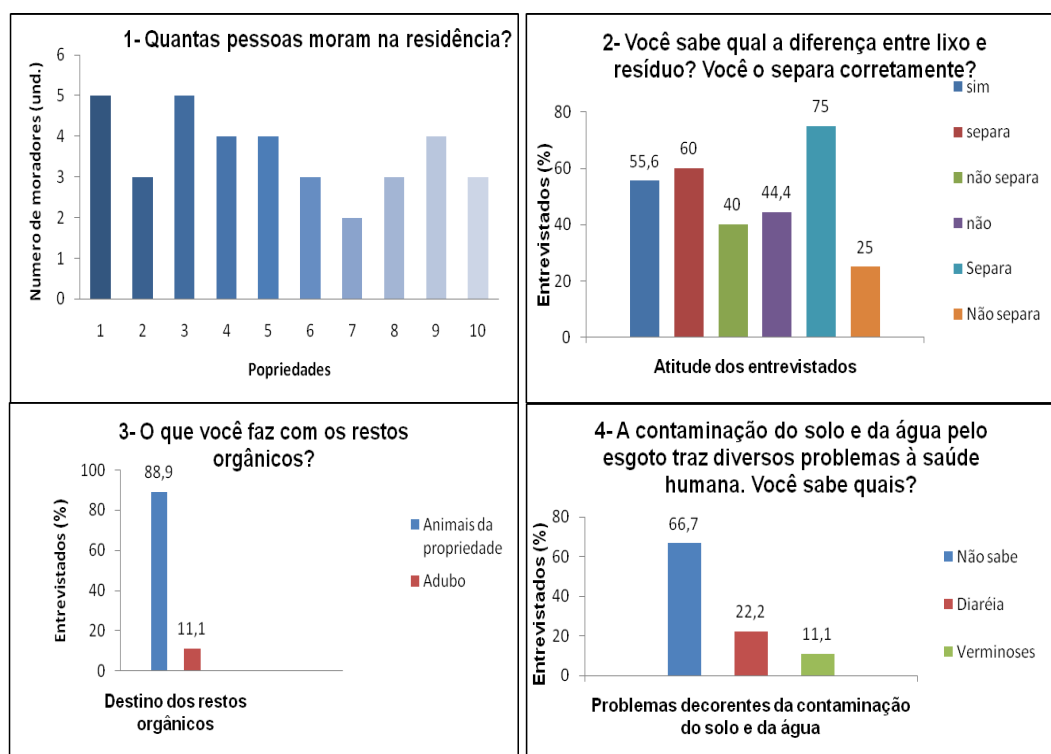


Figura 7 - Gráficos gerados após as entrevistas com os moradores rurais



Os entrevistados foram questionados quanto à procedência da água que consomem, sendo 88,9% consumidores de água de nascentes e 11,1% de água de poço artesiano (Figura 2, gráfico com a pergunta 5).

Considerando que este questionário foi aplicado após a implantação das ETEZR, foi levantada a questão se os entrevistados consideravam importante o tratamento do esgoto por zona de raízes existente na sua propriedade, 100% dos moradores considerou importante o tratamento, desses 100%, 44,4% alegaram ser importante para não prejudicar a saúde, 33,3% para não agredir o ambiente e 11,1% não souberam responder (Figura 2, gráfico com a pergunta 6).

Quando questionados se já tinham conhecimento sobre o tratamento de esgoto por zona de raízes 100% dos entrevistados respondeu de que não conheciam, demonstrando que há grandes necessidades de levar informações deste âmbito e novas tecnologias a população rural (Figura 2, gráfico com a pergunta 7).

O destino dado ao esgoto das propriedades anteriormente a implantação das ETEZR, era para as fossas negras sendo confirmado em resposta por 100% dos entrevistados (Figura 2, gráfico com a pergunta 8).

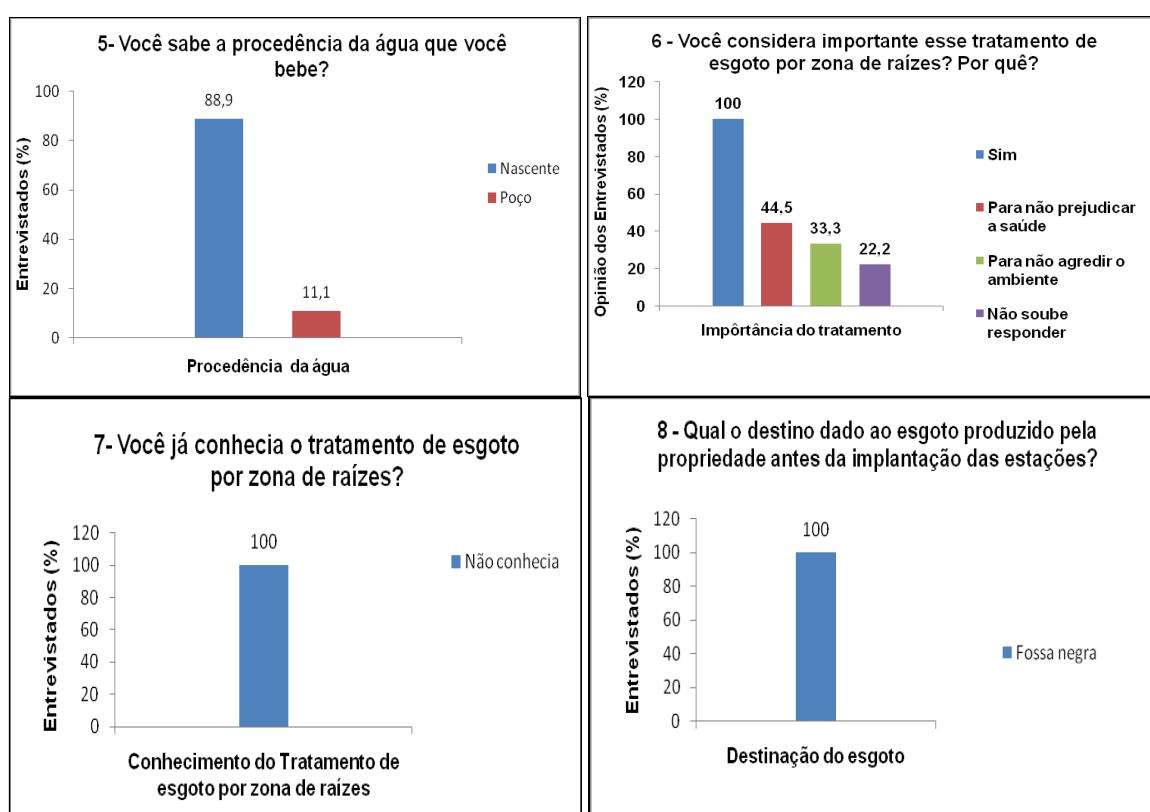


Figura 8- Gráficos gerados após as entrevistas com os moradores rurais

Para saber se este sistema de tratamento traz melhorias visíveis aos olhos dos proprietários, foi questionado o que melhorou na propriedade após a implantação das ETEZR. 55,6% relatou ter havido uma diminuição de insetos, 22,2% melhoria na aparência do local e 22,2 fim do mau cheiro (Figura 3, gráfico com a pergunta 9).

Pode-se perceber a satisfação dos entrevistados com as ETEZR instaladas em suas propriedades, quando 100% dos mesmos afirmaram que indicariam este sistema de tratamento de esgoto para outras pessoas. Tanto que alguns relataram já ter comentado sobre o sistema com outras pessoas e também que a ETE gera muita curiosidade dos visitantes e familiares que vão até a propriedade (Figura 3, gráfico com a pergunta 10).

Infelizmente, quando questionados sobre a possibilidade de adquirirem uma ETEZR em sua propriedade por conta própria, 88,9% alegaram não ter condições financeiras para tal investimento, e apenas 11,1% relatou poder investir nesse tratamento (Figura 3, gráfico com a pergunta 11).



Dos moradores que responderam a entrevista, 34,4% não tem conhecimentos dos problemas ambientais da região, contra 22,2% que elencaram a poluição do rio, 22,2% que dizem ser o descarte e a queimada dos lixos e 22,2% relatam ser o lançamento de esgoto (Figura 3, gráfico com a pergunta 12).

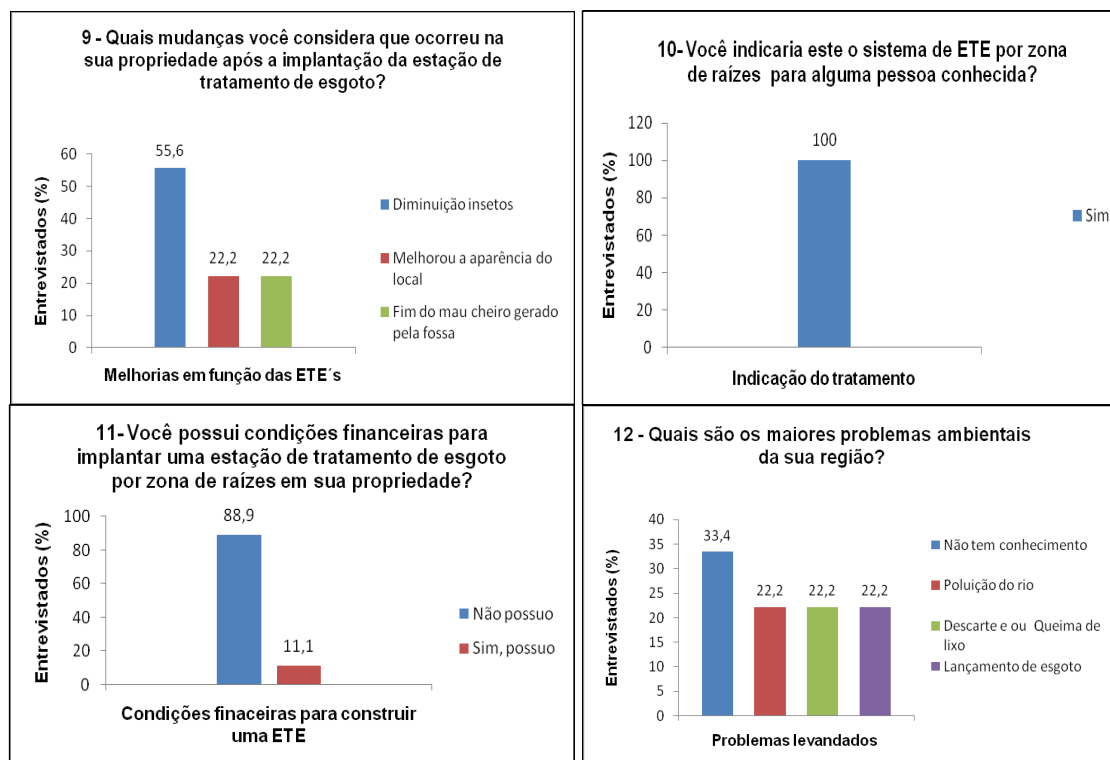


Figura 9- Gráficos gerados após as entrevistas com os moradores rurais

Quanto à destinação do óleo de cozinha usado 100% dos entrevistados utilizam no preparo de alimentos para os animais e fabricação de sabão (Figura 4, gráfico com a pergunta 13). Assim por tanto não havendo o descarte de óleo no ambiente.

Quando questionados se acreditam causar algum dano ao meio ambiente, 44,4% afirmam não causar, 44,5% julga-se causador de danos e 11,1% acreditam que não causam, porém o vizinho de propriedade sim (Figura 4, gráfico com a pergunta 14).

É sabido que a menor atividade que se exerce, em maior ou menor grau estará causando danos ao ambiente. Portanto todos causam danos, porém deve-se sempre estar averiguando qual a melhor forma de se exercer determina atividade com intuito de minimizar o problema.

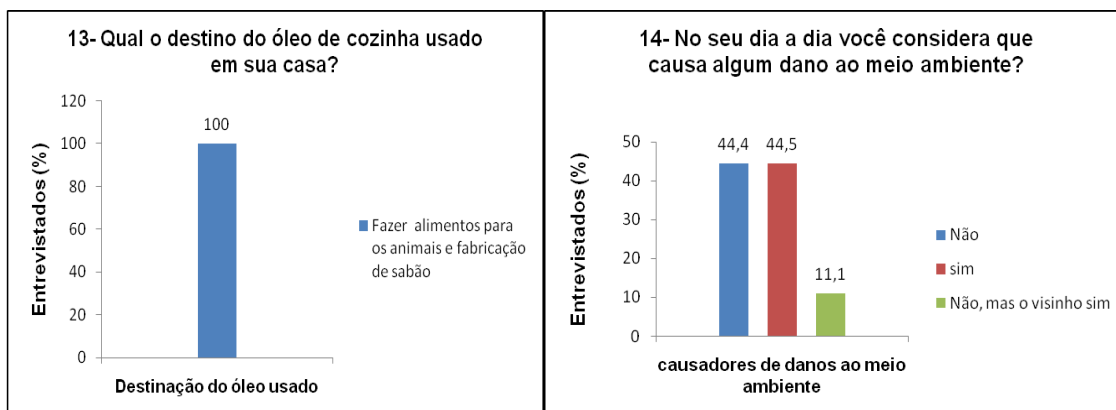


Figura 10 - Gráficos gerados após as entrevistas com os moradores rurais.

RESULTADOS DA MANUTENÇÃO DAS ETEZR

Na ETE por zona de raízes do sítio Catarinense foram realizadas algumas manutenções, por apresentar um acúmulo de matéria orgânica sobre a superfície de brita. Este problema pode ter sido acarretado devido ao comprimento da tubulação utilizada para fazer a distribuição do esgoto bruto na ETEZR. A fim de resolver este problema foi trocada a tubulação que realiza a distribuição do afluente da ETE por zona de raízes, por uma tubulação mais longa, para que a distribuição fosse mais eficiente. Após está manutenção a ETE vem funcionando corretamente.

Também foram realizadas manutenções nos canos de distribuição das ETEZR da propriedade 2 e 4 do sítio bela Vista, devido ao acúmulo de gordura e cabelo dentro dos canos, problema causado pela falta de manutenção da caixa de gordura pelos moradores (Figura 5).

Logo após a instalação das ETEZR ocorreu a necessidade de se fazer o replantio de mudas em 8 ETEZR, principalmente da planta *Cymbopogon nardus* (L.) Rendle. Bem como a retirada de vegetação invasora no sistema e de alguns tipos de resíduos descartados, pelos moradores em algumas ETEZR.

Nas ETEZR em que os moradores descuidaram com as plantas daninhas e o descarte de resíduos sólidos (Figura 6), receberam esclarecimentos sobre a real função do projeto, e que aquela ETEZR instalada na sua propriedade, era para ser cuidada pelos próprios moradores, que era um bem deles mesmos, pois muitos pensavam que a ETEZR era dos pesquisadores. Bem como foi enfatizado a melhor forma de estarem descartando aqueles resíduos. Com isso foi reduzindo a poluição do ambiente e aumentando o cuidado com a ETEZR. Tanto que no final da pesquisa foram raras as vezes que foram verificados algum resíduo sólido nas ETEZR.



Figura 11- Tubulação de 100 mm entupida, que faz a distribuição do afluente da estação.



Figura 12- Resíduos sólidos encontrados ao redor da ETE.

Em todas as visitas realizadas durante o período de acompanhamento das ETEZR, nas conversas com os moradores enfatizava-se a necessidade e importância dos cuidados com a ETE, como por exemplo, fazer a limpeza da caixa de gordura com periodicidade, para evitar o entupimento pela matéria orgânica. Realizar compostagem ou enterrar a gordura retirada da caixa de gordura.

Não jogar lixo nas ETEZR nem ao redor, pois além de estar tratando o esgoto, serve como fonte paisagística do local. No caso de alguma planta morrer, foram instruídos que fizessem o replantio das plantas, a partir das mudas existentes na ETE. Fazer a retirada de eventuais ervas daninhas e folhas secas que invadissem o sistema.

Também foram instruídos para que tivessem cuidados com a lona fazendo uma cobertura vegetal com plantas rasteiras ou com telhas de construção civil a exemplo de um morador que utilizou.

Com o trabalho de educação ambiental, se pode observar uma sensibilização por parte dos moradores. Uma das evidências dessa sensibilização é o cuidado que muitos dos moradores apresentaram no decorrer da pesquisa com a sua ETEZR, conservando-a, fazendo a limpeza da caixa de gordura e dos arredores da ETEZR, fazendo o plantio de flores ao redor da ETEZR, fazendo do local praticamente um jardim (Figura 7), levando em consideração que no início do projeto eram encontrados diversos tipos de resíduos sólidos, bem como a descuido dos moradores com a vegetação de gramíneas que tomavam conta do entorno das ETEZR.



Figura 13- Flores plantadas pelos proprietários das ETEZR.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Foram necessário algumas manutenções devido a entupimentos, o que era previsto que ocorresse, pois os microrganismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica não estavam totalmente estabelecidos no sistema no início da pesquisa.



Os furos que existem nos canos de distribuição do afluente, não são suficientes para fazer a correta distribuição do esgoto, causando assim entupimentos, para trabalhos futuros sugere-se a retirada dos mesmos, colocando apenas um cano que distribua o afluente, disposto no sentido horizontal para facilitar a infiltração, deve ser inserido 10 cm a baixo da camada de brita, estando com a saída do cano sobre algumas pedras maiores para que possa haver a infiltração adequada e ser coberto com a brita todo o espaço a cerca deste cano, para o esgoto não fique exposto.

A educação ambiental foi trabalhada de forma a analisar os problemas ambientais de forma crítica, determinando suas causas reais e não somente os efeitos provocados, mostrando aos moradores a importância da preservação da qualidade da água e do tratamento de esgoto, possibilitando a aprendizagem, o sentir, o pensar e atuar para melhoria do ambiente.

Para que sejam obtidos sempre bons resultados, em relação a novas tecnologias desenvolvidas são necessários realizar a desalienação e a educação e não apenas projetos e obras (GOMES, 1995, p. 12).

REFERÊNCIAS

1. CARVALHO, Vilson S. de. **Educação Ambiental & Desenvolvimento Comunitário**. Rio de Janeiro: WAK, 2002. 224p.
2. DIAS, Genebaldo F. **Educação Ambiental: princípios e práticas**. 8ªed. São Paulo: Gaia, 2003. 551p.
3. VAN KAICK, T. S. **Estação de tratamento de esgoto por meio de zona de raízes: uma proposta de tecnologia apropriada para saneamento básico no litoral do Paraná**. 2002. Dissertação (Mestrado em Tecnologia) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2002. 128 p.



**AVALIAÇÃO DA ACUMULAÇÃO DE Zn E Mn EM SISTEMAS DE
TRATAMENTO COM LEITOS CULTIVADOS UTILIZANDO *Canna indica* Lily.**

Sheila Cristhina da Rocha Ferreira⁽¹⁾

Tecnóloga Ambiental pela UTFPR – *Campus* Campo Mourão, Especialista em Gerenciamento e Auditoria Ambiental pela UTFPR – *câmpus* Campo Mourão, Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental pela UTFPR – *câmpus* Curitiba.

Sonia Barbosa de Lima⁽²⁾

Possui Graduação em Licenciatura e Bacharelado em Química, Mestrado em Química ambos pela Universidade Estadual de Maringá. Doutorado em Ciências pelo Curso de Doutorado em Química no Programa de Pós-Graduação em Química na Universidade Estadual de Maringá. Atua como professora da Universidade Tecnológica Federal do Paraná *Campus* Campo Mourão na Coordenação de Ambiental.

Débora Cristina de Zousa⁽³⁾

Possui graduação em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual de Maringá, mestrado e doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais pela Universidade Estadual de Maringá. Atualmente é professora da Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

Endereço⁽¹⁾: Rua Ana Arlete Carneiro Giacomazzi, 140, Casa – Sítio Cercado - Curitiba - PR - CEP: 81935-088 - Brasil - Tel: +55 (41) 3564-0706 – Cel: +55 (41) 9649-0990 - e-mail: sheilacristhina@hotmail.com

RESUMO

As indústrias quando não realizam o tratamento de seus resíduos causam poluição atmosférica, do solo e da água, podendo ser apontadas como as principais poluidoras do ambiente. Levando em consideração a problemática dos efluentes industriais, uma alternativa estudada para minimizar a precária situação em relação a este poluente, são os sistemas tratamento de efluente com Leitos cultivados também conhecidos como Wetlands. Este trabalho foi desenvolvido com o objetivo avaliar a eficiência de sistemas de tratamento de efluente de leitos cultivados na remoção de Zinco e Manganês pela espécie ornamental *Canna indica* Lily. Sendo o experimento realizado em triplicatas, composto por Brita + planta + Efluente, utilizando como estrutura uma floreira de 5L. O efluente inserido no sistema continha metais pesado, resultado de uma solução preparada com pilhas alcalinas. Foram realizadas medições diretas dos parâmetros físicos e químicos: Potencial Hidrogênionico (pH), Condutividade ($\mu\text{s}/\text{cm}^2$ a 25°C), Turbidez (UNT) e temperatura (°C), e também análises dos metais Mn e Zn nas amostras de efluente e planta. O experimento foi acompanhado durante 4 dias e as análises foram realizadas uma vez a cada 24 horas. A eficiência de remoção da concentração de Zn no efluente do leito cultivado foi de 88% em contra com 62% de remoção de Mn. A espécie ornamental *Canna indica* Lily., mostrou-se mais eficiente na acumulação do Zn possivelmente por este estar mais disponível à planta em função do pH do meio. Os benefícios que estes sistema de tratamento pode trazer está ligado com a possibilidade de retirar os contaminantes de difícil degradação, mais facilmente do efluente.

PALAVRAS-CHAVE: leitos cultivados, wetlands, metais pesados, tratamento de efluente.

INTRODUÇÃO

O número de industriais no Brasil apresentou um crescimento de 26,4% de 1997 para 2002 (IBGE, 2007). Com o crescente avanço nos setores industriais, observa-se também o agravamento em relação à problemática da geração de efluentes. As indústrias quando não realizam o tratamento adequado de seus resíduos causam poluição atmosférica, do solo e da água, podendo ser apontadas como as principais poluidoras do ambiente. Os efluentes industriais são constituídos por micropoluentes inorgânicos e orgânicos. Dentre os micropoluentes inorgânicos podem ser citados o manganês, zinco, arsênio, cádmio, cromo, chumbo, mercúrio, prata (SPERLING, 2005) e muitos outros.



Além das indústrias de fundição, refinaria e atividades de mineração, têm-se como fontes antropogênicas de metais no ambiente fertilizantes, pesticidas, água de irrigação contaminada, queima de biomassa na zona rural, combustão de carvão e óleo, emissões veiculares, incineração de resíduos urbanos e industriais, fundição de minério de metálicos, galvanoplastia, escapamentos de gás, energia e produção de combustível (TAVARES; CARVALHO, 1992).

Quando os efluentes industriais são dispostos inadequadamente podem causar contaminação no solo, na água, nos lençóis freáticos e nas nascentes. Em virtude da má disposição muitas vezes causam danos irreparáveis para biodiversidade, ocasionando perturbações aos ecossistemas, interferindo na cadeia alimentar dos organismos, bem como na saúde humana.

Os seres humanos quando expostos aos metais pesados estão suscetíveis a problemas de saúde. Isto acontece devido à assimilação excessiva dos metais pesados. Quando a ingestão de soluções de sais de Manganês (Mn) pode acontecer distúrbios no trato gastrointestinal, no caso de haver inalação de Zinco (Zn) no seu estado oxidado, pode causar um sabor metálico adocicado, tosse, calafrios, febre, garganta seca, náusea, vômito, visão destorcida, dor, fraqueza e outros sintomas (PATENAIK, 2003).

O século XX foi marcado, a partir dos anos 60, sobretudo por transformações sócio-econômicas que fomentaram o crescimento industrial e o apelo ao consumo exacerbado, além do crescimento demográfico e das migrações, que culminaram em um processo de urbanização muito acentuada (ARCHELA et al., 2003).

Devido à industrialização e ao crescimento populacional desordenado, a geração de efluente tem se acentuado principalmente nos grandes centros urbanos. A poluição industrial constitui-se de resíduos líquidos gerados nos processos industriais de uma maneira geral. Estes efluentes são o fator mais significativo em termos de poluição (DERISIO, 2007).

As indústrias geradoras de efluente se tornam objeto de estudo de muitos pesquisadores. Têm sido intensificados cada vez mais estudos voltados ao tratamento destes efluentes químicos. Um setor que pode ser destacado como vilão na geração de efluentes são as indústrias químicas.

As indústrias do setor metal-mecânico que utilizam processos galvânicos e de pintura representam um forte potencial de impacto, devido ao emprego de produtos químicos nos processos produtivos e uma significativa geração de resíduos, sólidos, líquidos e gasosos (POTRICH; TEIXEIRA; FINOTTI, 2007).

Efluentes de algumas indústrias possuem alguns metais pesados denominados de elementos-traços como são mais aceitos atualmente. Dentre esses elementos encontram-se o Mg, Fe, Zn, Mn, Cu, Co, Mo, e B são essenciais ao seres vivos, ainda que em pequenas concentrações e têm importante papel no metabolismo dos organismos aquáticos, uma vez que participam de vários processos fisiológicos, como: fotossíntese, cadeia respiratória, fixação de nitrogênio. No entanto quando encontrado em altas concentrações apresentam alta toxicidade aos organismos vegetais e animais (ESTEVEES, 1998).

O efluente do beneficiamento de carvão mineral contém elevadas quantidades de zinco e manganês na forma biodisponível, o que compromete o desenvolvimento da biota em áreas ao entorno da mina de carvão (ZOCHE, et al., 2010).

O manganês é o décimo-segundo elemento mais abundante na crosta terrestre e utilizado na indústria cirúrgica, de aço, pilhas secas e de cerâmica. É um micronutriente necessário na fotossíntese das plantas, enzimas dos seres vivos, é essencial para o crescimento das plantas (LEE, 1999).

Ainda para o autor supracitado o zinco é o vigésimo-quarto elemento mais abundante, semelhante ao manganês os dois juntos podem ser utilizados na fabricação das pilhas, também é usado para revestir ferros e evitar a corrosão, usado como pigmentos brancos em tintas. O zinco constitui papel importante nos sistemas enzimáticos dos seres vivos.



O manganês co-fator em muitos sistemas de enzimas é, portanto, um elemento essencial, porém a exposição crônica pode causar encefalopatia, bem como a ingestão de soluções de seus sais pode causar distúrbios no trato gastrointestinal (PATENAIK, 2003).

De acordo com o mesmo autor, quando a falta de Zinco pode resultar em efeitos adversos no sistema nervoso, fígado, olhos, pele, e testículos, no entanto quando a exposição recorrente a fumos pode provocar a “febre de fumo de metal”.

O zinco e o manganês fazem parte da composição das pilhas dentre outros metais, estes elementos são tóxicos. Por falta de uma conscientização coletiva ambiental e ignorando os riscos inerentes, as pilhas foram, ao longo de décadas, descartadas no meio ambiente como um lixo qualquer (PRIETO; SCHLICHTING, 2010).

Ainda segundo os autores Prieto; Schlichting (2010), algumas pilhas e baterias que são encontrados no mercado usam materiais tóxicos, devido ao risco que esses materiais causam à saúde humana e ao meio ambiente, muitos países, inclusive o Brasil, têm se preocupado com esta questão e atualmente a tendência é diminuir o teor de mercúrio presente nas pilhas. As pilhas alcalinas não possuem metais tóxicos como mercúrio, chumbo e cádmio, por tanto representam menor risco ao meio ambiente.

Tendo em vista o risco ambiental que esses metais podem causar à saúde humana e ao meio ambiente, concomitante com a necessidade de realizar tratamento eficiente dos efluentes líquidos gerados por indústrias, juntamente com a deficiência nas tecnologias convencionais no tratamento dos mesmos e considerando altos custos de implantação e monitoramento. Muitos pesquisadores tem se instigado a pesquisar alternativas para reduzir este problema. Visando minimizar a precária situação em relação ao tratamento destes poluentes, estudos vêm sendo realizados quanto à utilização de leitos cultivados ou também conhecidos como wetlands no tratamento de efluentes.

O emprego desta tecnologia no tratamento de efluentes tem alcançado resultados eficientes. Como no trabalho Ferreira et al. (2010), mostram resultados de redução na concentração média na DBO5 de 89%, na DQO de 81,2% e para fósforo 77,5%. Esta tecnologia ainda apresenta grande potencial ornamental devido às macrófitas aquáticas e as espécies ornamentais que são utilizadas no sistema.

Estudos estão sendo realizados em torno da utilização de sistemas de tratamento de efluentes para melhoria de suas eficiências. Estes sistemas de tratamento de efluente utilizam filtros plantados com macrófitas aquáticas ou plantas ornamentais, os quais são chamados de Leitos Cultivados ou Wetlands.

Existem sistemas semelhantes a estes, implantados há mais de 100 anos na Europa e desde 1912 nos Estados Unidos da América (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Estes sistemas de Tratamento de leitos cultivados proporcionam além da melhoria na eficiência da remoção de contaminantes, a melhoria na qualidade ambiental de bacias hidrográficas, qualidade de vida das pessoas, Bem como aspectos paisagísticos.

Wetlands é o nome dado a uma técnica utilizada no tratamento de águas residuárias e no controle da poluição difusa. Existem dois tipos de Wetlands, as Wetlands naturais e as Wetlands construídos.

As Wetlands construídas são formadas de reservatórios construídos no solo, que servirão de base para o desenvolvimento do sistema de tratamento. As macrófitas (salvo quando estas não forem flutuantes) fixam suas raízes em uma estrutura de recheio. O nível de água pode variar de poucos centímetros a um metro de profundidade nos sistemas (IWA Specialist Group on Use of Macro Specialist Group on Use of Macrophytes, 2000² apud PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

² IWA Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution (2000). Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation. Scientific and Technical Report No. 8. London. England: IWA Publishing. 156p.



As Wetlands construídas estão divididas em Sistemas de lâminas livres ou escoamento superficial (free Water surface/ surface flow) e Sistemas de escoamento sub-superficial (subsurface flow) que são filtros plantados com macrófitas (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Ainda para o mesmo autor a depuração das águas residuárias nas Wetlands construídas, engloba uma complexa variedade de processos físicos, químicos e biológicos que são promovidos no meio-solo, organismos e plantas.

Esta pesquisa teve por objetivo avaliar a eficiência de acumulação de metais pesados de efluente inorgânico através do uso de sistema de tratamento de efluente de leitos cultivados em bateladas, empregando a espécie *Canna indica* Lily. Sendo desenvolvido nas dependências da Universidade Tecnológica Federal do Paraná campus Campo Mourão – PR (UTFPR).

Conforme Andrade et al. (2007), um grande problema na utilização de plantas na absorção de metais pesados, é a determinação do nível crítico da planta, que são pouco conhecidos, sendo um obstáculo na fitorremediação de metais pesados e variando conforme a espécie de planta.

Os metais Zn e Mn estão entres os elementos que apresentam risco ambiental para planta, pois com os mecanismos utilizados pelas plantas, elas não conseguem fazer uma proteção contra a absorção destes elementos para a cadeia alimentar (ANDRADE et al., 2007).

A concentração de manganês, de acordo com Einloft, et al. (1999), presente no efluente é um fator limitante para o crescimento de plantas sensíveis a toxicidade de micro poluente. Os sintomas variam de acordo com a espécie sendo comuns os danos da massa foliar e massa radicular.

A espécie que foi testada neste experimento é da família Cannaceae, sendo a está a *Canna Indica* Lily. Está espécie é mais adaptada a ambientes heliófitos, possui aerênquimas bem desenvolvidos e ótimos aspectos paisagísticos como suas flores vistosas. É proveniente de regiões tropicais e subtropicais da América (ARAUJO, 2011).

Tendo em vista a dificuldade do tratamento dos efluentes industriais, existe a necessidade de estudos que avaliem as possibilidades de inclusão de leitos cultivados para tratamento de efluente sendo um elemento a ser agregado ou incluso na prática de gestão ambiental, visando à melhoria da qualidade de vida da população local e do ambiente.

MATERIAL E MÉTODOS

Está pesquisa foi realizada nas dependências da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, campus Campo Mourão – PR (UTFPR). Para analisar os metais Mn e Zn as amostras de efluentes, e tecido vegetal da raiz foram encaminhadas ao laboratório Santa Rita localizado no município de Mamborê – PR.

O preparo do efluente inorgânico se deu pela utilização de pilhas alcalinas sem carga. No dia 06 de junho de 2011, descascou-se uma quantidade de pilhas de diversos tamanhos que estavam acondicionadas em um recipiente de aproximadamente 1litro, sendo retirada toda a Capa que as recobriam.

As mesmas foram quebradas para que a massa recheio contida em seu interior pudesse entrar em contato com a água onde foram parcialmente diluídas. As capas das pilhas juntamente com o conteúdo de seu interior, foram imersas em uma bacia grande com água, para que os metais presentes nestes materiais passassem a fazer parte do meio líquido.

Este preparo permaneceu reservado por um período de 24 horas. Após este período o efluente inorgânico preparado foi utilizado no experimento. Está procedimento pode ser observado na Figura 1, passo 1 e 2. Em cada uma das triplicatas e branco do experimento foram inseridos 2,55 L do efluente gerado após estes processos. O sistema de tratamento foi composto por apenas uma batelada, que consistiu na inserção do efluente elaborado, em cada uma das réplicas.



A espécie de planta ornamental escolhida para ser utilizada no experimento foi a *Canna indica* Lily, pois esta espécie já se mostrou eficiente no tratamento de efluentes orgânicos na pesquisa realizado por Ferreira et al. (2010), (detalhe da espécie na Figura 1, passo 3). A espécie foi adquirida em um viveiro localizado no Km 2 da BR 158, saída para Maringá/PR, no município de Campo Mourão/PR no dia 4 de junho de 2011 e plantada em uma bacia com brita, sendo mantida a porção de terra nela existente. As plantas foram regadas para que aguentassem a mudança de ambiente até sua utilização no sistema.

Foi utilizado 253,55g de massa média de planta em cada uma das triplicatas do experimento. As plantas foram separadas em 4 porções relativamente iguais para cada sistema de tratamento e para o sistema de controle do experimento (Figura 1, passo 4). Essas porções foram pesadas para se atingir massa similar entre as triplicatas do sistema e do sistema de controle. As plantas previamente separadas em porções foram coletadas, uma porção por dia e enviada ao laboratório, onde foram realizadas as análises do tecido vegetal da raiz da planta estudada.

A estrutura utilizada para este experimento foi um recipiente chamado de floreira com capacidade máxima de 5L. O substrato utilizado foi pedra brita no2. Foi adicionado aproximadamente 5 cm de pedra brita na floreira, apenas para fixar as raízes das plantas (Figura 1, passo 5).

Após o processo de estruturação do filtro físico do sistema, foram plantadas as porções de plantas previamente separadas, formando o filtro biológico do sistema de tratamento de leitos cultivados em batelada (Figura 1 passo 6). Com a estrutura do sistema de tratamento finalizada foram adicionados 2,55 L de efluente em cada sistema, contando assim uma batelada (Figura 1, passo 7).

Este experimento foi realizado em triplicata tanto o sistema de tratamento, como do branco. Cada réplica do experimento foi composta por Brita + Planta + Efluente e as réplicas do branco foram compostas por Brita + Efluente. O sistema de controle de sobrevivência da planta foi composto por Brita + Planta + Água. Detalhes das triplicatas, do branco e do sistema utilizado como controle estão na (Figura 1, passo 8 e 9 respectivamente). Ainda na (Figura 1, passo 10) pode ser observado o sistema de tratamento de leitos cultivados em batelada.

As triplicatas do experimento, do branco e do sistema controle foram colocadas em uma bancada próxima da janela para que as plantas pudessem receber luminosidade. O experimento foi mantido em temperatura ambiente.



Figura 1- Passo-a-passo da montagem do experimento “Sistema de Tratamento de Efluente de leitos cultivados em bateladas”. Passos 1- preparo do efluente; 2- efluente já pronto; 3- Espécie utilizada; 4- Massa das plantas pesadas para serem inseridas no sistema; 5- Recipiente utilizado como estrutura do sistema de tratamento, já com o substrato inserido; 6- Disposição da espécie no sistema de tratamento; 7- Sistema de tratamento com efluente já inserido; 8- Sistemas brancos utilizados; 9- Sistema controle utilizado; 10- Montagem do Sistema de Tratamento de Efluente de leitos cultivados em Bateladas finalizado.

Foram amostrados de 200 mL de efluente de cada replicata do sistema plantado e sem planta, e uma porção da espécie plantada de cada replicata do sistema. Estas amostras foram analisadas com intervalos de 24 horas, realizadas durante 4 dias. Para as amostras de plantas foram analisadas apenas as raízes da espécie.

A caracterização e o monitoramento do efluente e da raiz da planta quanto aos teores de metais pesados Manganês e Zinco se deram através das metodologias com o método presente na APHA – *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th ed. 1998, no laboratório Santa Rita de Mamborê/PR. As amostras enviadas ao laboratório foram analisadas em triplicatas, uma vez por dia, durante os quatro dias de experimento.

Ainda a caracterização e monitoramento do efluente foram realizadas por meio de medições diretas no efluente, das variáveis, Potencial Hidrogênionico (pH), Condutividade ($\mu\text{s}/\text{cm}^2$ a 25°C), Turbidez (UNT) e temperatura (°C). Estas medições se deram no laboratório de Solos da UTFPR, campus Campo Mourão, utilizando potenciômetros, equipamentos especializados. Estas medições diretas eram realizadas em triplicatas, uma vez por dia, durante o período do experimento, momentos depois da coleta das amostras que seriam enviadas ao laboratório de Mamborê/PR.

A avaliação da resistência da espécie utilizada no sistema de tratamento de efluentes inorgânicos, em relação ao aparecimento de manchas nas folhas, se deu por observação visual.



RESULTADOS E DISCUSSÃO

Segundo Andrade et al. (2007), as espécies tolerantes geralmente acumulam maiores concentrações de metais pesados na raiz, em relação à parte aérea, portanto nesse experimento foram avaliadas as raízes da planta. A absorção diária de metais pela espécie *Canna indica* Lily. pode ser observada na (Tabela 1).

As plantas durante o período de experimento apresentaram leves manchas amareladas nas folhas, porem mostraram-se resistentes, por só apresentaram sinais de que estavam murchando do terceiro para o ultimo dia do experimento. De acordo com Kabata-Penditas; Pensias (1985³ apud ANDRADE et al., 2007), na parte aérea das plantas pode, ocorrer cloroses, cujo efeito está relacionado com desordens na biossíntese de clorofila, bem como o aparecimento de manchas foliares de diversas formas, que futuramente podem evoluir para a necrose e morte das folhas.

Tabela 1- Concentrações médias diárias de Mn (manganês) e Zn (Zinco) encontradas nas raízes da *Canna indica* Lily. do sistema de tratamento de leitos cultivados – 2011.

Experimento Tempo (d)	Raiz da <i>Canna indica</i> Lily.	
	Mn (mg/kg)	Zn (mg/kg)
1	336,20	49,84
2	283,60	264,90
3	419,40	436,70
4	433,20	476,08

Pode-se observar que nas primeiras 48 h de experimento houve elevada acumulação de Zn pela planta em sua raiz, apresentando acúmulo exponencial até as 96 h de experimento. Após este período a planta ainda continuou acumulando o metal porem em menores concentrações (Figura 2- A) a maior absorção de Zn pela planta pode estar associado ao fato de que o Zn está no grupo de metais essenciais as plantas, quando em teores adequados ao bom funcionamento fisiológico (ANDRADE et al., 2007). E também pelo Zn estar disponível no meio para planta.

A concentração de Zn absorvida na raiz da planta do primeiro para o ultimo dia de experimento foi de 89%. Para o metal Mn a espécie absorveu apenas 29% em sua raiz.

Ainda na (Figura 2-A) percebe-se que as plantas acumularam menor concentração do Mn nas primeiras 24 h, pois as plantas necessitam de pequeníssimas quantidades deste metal para o seu crescimento (LEE, 1999). Completadas 48 h de experimento houve elevação no acumulo de Mn, que posteriormente manteve-se constante, porém em concentrações inferiores a do Zn.

A planta absorveu menos Mn do efluente (Figura 2-A), possivelmente porque a disponibilidade deste metal é influenciada pelo pH do meio (Figura 3-D), quando o pH apresenta-se acima de 5,5 o Mn fica indisponível para planta (EINLOFT, 1999). Neste experimento o pH manteve média de 7,3 no leito cultivado e de 7,5 no sistema branco.

O Mn manteve uma redução de suas concentrações similares entre o leito cultivado e leito branco, apresentado redução de 62% e 50% respectivamente, isto pode estar ligar com a sedimentação dos metais no meio liquido devido a sua densidade. Considerando a característica deposicional do sistema de tratamento de leitos cultivados, concentrações dos metais tendem a ir para o sedimento.

Segundo Andrade et al. (2007), muitas plantas têm a capacidade de acumular em seus tecidos os contaminantes extraídos do solo, da água ou do ar, sem, no entanto, degradá-los. Isso se deve aos mecanismos de absorção e acumulação de metais pelas plantas, por tanto pode se observar uma redução nas concentrações de Zn e Mn no efluente (Figura 2- B e C).

³ KABATA-PENDIAS,A.; PENDIAS, H. Trace elements in soils and plants. Boca Raton: CRC Press, 1985.

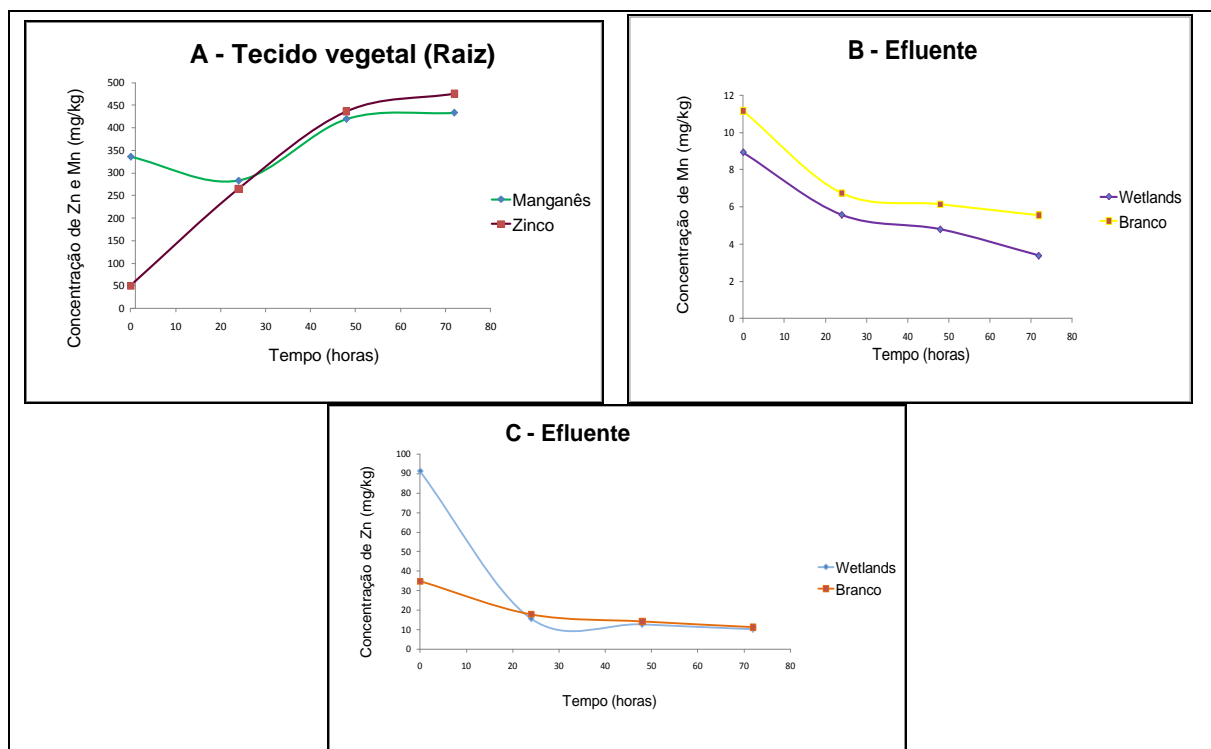


Figura 2- Concentração de Mn e Zn no efluente e no tecido vegetal durante o período de tratamento.

A (Tabela 2) traz as concentração diárias de Mn e Zn, encontradas no efluente do sistema de leitos cultivados. A eficiência de remoção da concentração de Zn no efluente do leito cultivado foi de 88% em contra ponto houve 62% de remoção de Mn. Já o Zn no sistema branco apresentou redução na concentração de 67% também em função da sedimentação dos metais.

Tabela 2- Concentrações diárias de Mn (mangânês) e Zn (Zinco) encontradas no efluente do leito cultivado com *Canna indica* Lily. – 2011.

Experimento Tempo (d)	Efluente tratado	
	Mn (mg/L)	Zn (mg/L)
1	8,94	91,26
2	5,58	15,70
3	4,81	12,78
4	3,39	10,28

A temperatura do efluente reduziu aproximadamente 2°C, no leito cultivado, do primeiro dia de experimento para o segundo dia, comportando-se assim também no leito branco (Figura 3-D).

A espécie *Canna indica* Lily. apresentou bom desempenho no sistema de tratamento de leitos cultivados, pois trabalhou em temperaturas baixas, com média de 16°C (Figura 3-D), e com pouca incidência de luz, porque o sistema se encontrava dentro do laboratório, porém próximo a janela. Além disso, esta espécie se adapta melhor em ambientes heliófitos, o que demonstra o potencial que ela tem de se adaptar a condições adversas a ela. Temperaturas baixas afetam diretamente no metabolismo da planta, fazendo com que ela trabalhe mais lentamente.

A condutividade expressa os valores de íons de sais presentes no efluente. Pode se observar na (FIGURA 3-E) valores crescentes da concentração da condutividade, pois normalmente, em sistemas leitos cultivados com



meios suportes tradicionais, há aumento na salinidade dos efluentes produzidos como já foi observado por Meira (2004); Costa et al., (2003) e Queiroz (2001⁴ apud SILVA, 2007).

O leito cultivado apresentou remoção de 67% da turbidez do efluente, e no sistema branco remoção da turbidez foi de 94% (Figura 3-F), isto se deve ao fato de que a cada coleta de planta no leito cultivado, acontecia novamente a suspensão de sólidos dissolvidos fazendo que o efluente do sistema fica-se mais turvo.

O sistema de tratamento leitos cultivados e o sistema branco apresentaram média para o pH de 7,3 e 7,5 respectivamente (FIGURA 3-G). O pH 7,3 do leito cultivado pode ter proporcionado a disponibilidade do Zn para espécie.

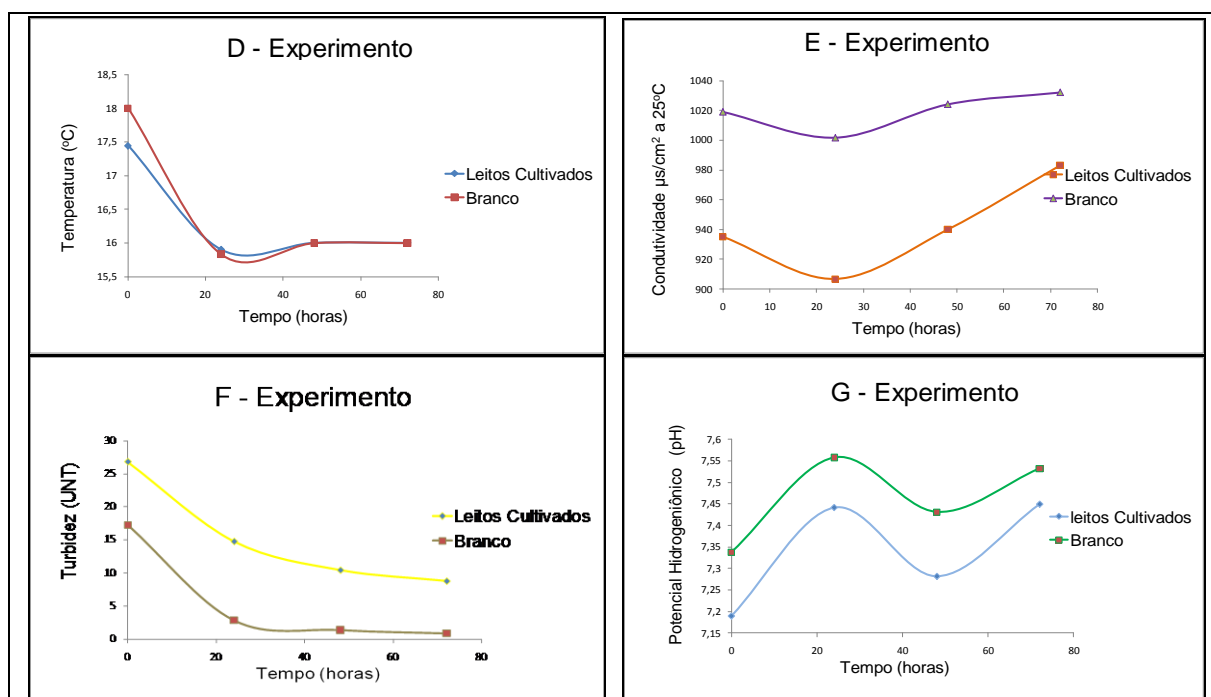


Figura 3- resultado do monitoramento da temperatura no gráfico 3-D, da condutividade no gráfico 3-E, da turbidez no gráfico 3-F e do Potencial Hidrogênionico.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O sistema de tratamento leitos cultivados apresentou eficiência de remoção de 88% para Zn e 62% para Mn do efluente inorgânico tendo em vista que a espécie trabalhou em temperatura média de 16°C. Isto demonstra que a espécie ornamental *Canna indica* Lily. tem grande potencial para ser utilizada nesse sistema. Assim como apresentou resistência aos metais, pois durante o experimento a espécie apresentou apenas algumas manchas amareladas e leves sinais de que estava murchando através da observação de suas folhas, a olho nu.

A espécie ornamental *Canna indica* Lily., mostrou-se mais eficiente na acumulação do Zn em relação ao acumulado de Mn, em função da disponibilidade dos mesmos no meio e da necessidade da espécie, por esses micronutrientes. Demonstrando a necessidade de estudos que avaliem quais espécie de planta absorver mais determinados tipos de contaminantes.

Os benefícios que este sistema de tratamento pode trazer, esta ligado com a possibilidade de retirar os contaminantes mais facilmente do efluente. Com isso podendo fazer uma destinação correta da planta que tem

⁴ Meira, C. M. B. (2004). Utilização de Terras Úmidas no Tratamento de Águas Superficiais Poluídas: Influência do Tipo de Leito e de Macrófita”. Tese de Doutorado, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, João Pessoa.



contaminantes acumulados em seu tecido vegetal, uma vez que a planta não faz a degradação do contaminante e sim apenas a acumulação em suas raízes e tecidos.

As plantas contaminadas podem ser incineradas, destinadas a um aterro sanitário e em alguns casos pode ser incorporados na fabricação de artefatos como cadeiras, mesas dentre outros.

Para pesquisas futuras é interessante que sejam feitas análises do sedimento do experimento, possibilitando a avaliação da concentração dos poluentes presentes no sedimento, tendo em vista que a tendência dos metais e outros contaminantes é ficar no sedimento. E também pensar em uma forma, de como realizar a manutenção do meio filtrante e dos sedimentos acumulados nos sistemas wetlands construídos, uma vez que os mesmos com o passar do tempo de funcionamento do sistema poderá ser saturado.

Desta maneira está pesquisa pode estar acrescentando dados fundamentais para futuras pesquisas de implantação e implementação deste sistema de tratamento de efluentes com leitos cultivados. Ajudando a minimizar este problema ambiental.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ANDRADE, J. M.; TAVARES, S. R. L.; MAHLER, C. F. FITORREMEDIAÇÃO: o uso de plantas na melhoria da qualidade ambiental. São Paulo: Oficina de Texto, 2007. 176 p.
2. FERREIRA, S. C. R.; DOMICILIANO, R. T.; CRISPIM J. Q.; PAROLIN, M. Avaliação de Estações de Tratamento de Esgoto por Zona de Raízes Implementadas em Estabelecimentos Agrícolas Familiares Da Bacia do Rio Mourão, Região de Campo Mourão – Pr. XIX Encontro Anual de Iniciação Científica. UNICENTRO – PR. 2010. 4p.
3. VON SPERLING, M. Introdução à Qualidade das Águas e ao tratamento de esgotos. 3ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. 2005. 452 p.



**REMOÇÃO DE NITROGÊNIO TOTAL, NITRATO E AMÔNIO EM SISTEMAS
ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO HORIZONTAL
SUBSUPERFICIAL CULTIVADOS COM *Cynodon* spp. E *Alternanthera
philoxeroides***

Gheila Corrêa Ferres⁽¹⁾

Engenheira Agrícola (UFV), M.S. em Engenharia Agrícola (UFV), Doutoranda em Engenharia Agrícola (UFV)

Antonio Teixeira de Matos⁽²⁾

Pesquisador 1A – CNPq, Professor do departamento de Engenharia Agrícola – UFV, Engenheiro Agrícola (UFV), Especialista em Engenharia de irrigação (UFSC), M.S. em Engenharia Agrícola (UFV), D.S. em Agronomia – Solos e Nutrição de Plantas (UFV)

Alisson Carraro Borges⁽³⁾

Professor do Departamento de Engenharia Agrícola – UFV, Engenheiro Civil (UFOP), M.S. em Engenharia Hidráulica e Saneamento (USP – São Carlos), D.S. em Engenharia Hidráulica e Saneamento (USP – São Carlos), Pós-Doutorado em Engenharia Sanitária pela University College London

Anny Carolina Clarindo⁽⁴⁾

Coordenadora de Planejamento Agrícola na empresa LDC SEV Bioenergia S/A, Engenheira Agrícola (UFV)

Rafael Alves da Sila⁽⁵⁾

Engenheiro Agrícola (UFV), Bolsista de Iniciação científica pelo CNPq (UFV)

Endereço⁽¹⁾: Av. Peter Henry Rolfs, s/n, Campus Universitário - Universidade federal de Viçosa, Departamento de Engenharia Agrícola – Viçosa / MG – CEP: 36570-000 – Brasil – Tel: +55 (31) 3899-1871- e-mail: gheilacf@yahoo.com.br

RESUMO

Em razão dos inúmeros fatores que interferem na dinâmica do nitrogênio em sistemas alagados construídos (SACs), a investigação dos processos biogeoquímicos tem por objetivo elucidar e controlar a forma com que os nutrientes e/ou contaminantes são removidos do efluente. Dessa forma, teve-se por objetivo, neste trabalho, estudar o desempenho de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS), cultivados com *Cynodon* spp. e *Alternanthera philoxeroides*, utilizados no tratamento da água residuária de suinocultura (ARS), no que se refere à remoção de nitrogênio total, nitrato e amônio. Para isso, foram instalados seis SACs-EHSS, nas dimensões de 0,6 m x 0,5 m x 2,0 m (AxLxC), preenchidos com brita zero, nos quais aplicou-se ARS. Dois SACs-EHSS não foram cultivados com qualquer espécie vegetal (controle), dois foram cultivados com capim tifton 85 (*Cynodon* spp.) e dois cultivados com *alternanthera* (*Alternanthera philoxeroides*). Durante o período experimental, que durou 63 dias, foram coletadas seis amostras do afluente (ARSA) e do efluente (ARSE) de cada SAC-EHSS, sendo todas as coletas efetuadas como amostras simples, quantificadas as variáveis químicas e físicas. Em todos os SACs-EHSS foi aplicada, em média, uma taxa de carregamento orgânico de 411 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO₅²⁰. Ao final do experimento, foi feito um corte das plantas e determinada a produtividade de matéria seca. A produtividade de matéria seca nos terços do leito variou de 6,0 a 9,8 t ha⁻¹, nos SACs-EHSS cultivados com tifton 85 e *alternanthera*, em um período de 60 dias de cultivo. A eficiência na remoção de nitrogênio total (NT) e amônio (N-NH₄⁺) foram consideradas baixas, variando de 8 a 15% e 3 a 13%, respectivamente. A eficiência de remoção de nitrato (N-NO₃⁻) variou de 45 a 53%. Em todos os casos, os SACs-EHSS cultivados apresentaram maior eficiência na remoção de nitrogênio. Os SACs-EHSS não proporcionaram condições que favorecessem a ocorrência de nitrificação/desnitrificação.

PALAVRAS-CHAVE: alagado construído, remoção de nitrogênio.



INTRODUÇÃO

Dentre as diversas soluções propostas para o tratamento de águas residuárias ricas em material orgânico, destaca-se a que se refere à utilização de sistemas alagados construídos (SACs), por ser uma forma de tratamento viável, eficiente e de custos relativamente baixos (MATOS et al., 2010). Nesses sistemas, a remoção dos poluentes ocorre por ação física e biogeoquímica, reciclando e transformando algumas formas químicas do carbono, fósforo, nitrogênio, entre outros (FIA, 2009). Em relação ao nitrogênio, este apresenta um complexo ciclo biogeoquímico, com múltiplas transformações, se alternando entre vários formatos e estados de oxidação (+5 a -3). Assim, no meio aquático, este elemento químico pode ser encontrado em diversas formas, tais como óxido nitroso (N_2O), nitrogênio molecular (N_2), nitrogênio orgânico (dissolvido e em suspensão), amônio (NH_4^+), amônia (NH_3), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) (KADLEC & WALLACE, 2008; VYMAZAL & KRÖPFELOVÁ, 2008; von SPERLING, 2005). Em razão dos inúmeros fatores que interferem na dinâmica do nitrogênio em SACs, a investigação dos processos biogeoquímicos tem por objetivo elucidar e controlar a forma com que os nutrientes e/ou contaminantes são removidos do efluente. A compreensão dos mecanismos e processos de remoção dos contaminantes aumenta a probabilidade de sucesso da aplicação deste tipo de tratamento. Teve-se por objetivo, neste trabalho, estudar o desempenho de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS), cultivados com *Cynodon* spp. e *Alternanthera philoxeroides*, utilizados no tratamento da ARS, no que se refere à remoção de nitrogênio total, nitrato e amônio.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido no interior de casa-de-vegetação instalada em área experimental do Departamento de Engenharia Agrícola (DEA) da Universidade Federal de Viçosa (UFV), Viçosa, Minas Gerais. Para possibilitar este estudo, foram utilizados seis SACs-EHSS, constituídos por caixas de fibra de vidro, nas dimensões de 0,6 m x 0,5 m x 2,0 m de altura, largura e comprimento, respectivamente, assentados sobre o solo, sem declividade de fundo. Como meio suporte, foi utilizada brita zero ($D_{60} = 9,1$ mm, coeficiente de uniformidade – $CU D_{60}/D_{10} = 3,1$ e volume de vazios inicial de $0,398$ m³ m⁻³), com a qual se preencheu os sistemas até a altura de 0,55 m, deixando uma borda livre de 0,05 m (o nível d'água foi mantido a 0,05 m abaixo da superfície do material suporte). A ARS utilizada no experimento foi oriunda de uma suinocultura, com rebanho de aproximadamente 70 matrizes e produção diária em torno de 15 m³ de ARS. Antes de ser transportada para o local do experimento, por meio de um reservatório tipo “pipa”, passava por uma peneira e uma caixa de gordura. No experimento, a ARS foi lançada nos SACs-EHSS com auxílio de bombas peristálticas dosadoras à solenóide, da marca ProMinent® CONCEPT e mangueiras de PVC. As variações nas principais características da ARS afluenta (ARS_A) aos SACs-EHSS, ao longo de todo período experimental, estão apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1: Valores médios e desvio padrão das principais características da água residuária de suinocultura afluenta (ARS_A) utilizada no experimento

VARIÁVEIS	ARS _A
pH	8,0 ± 0,2
CE (dS m ⁻¹)	3,81 ± 0,38
DQO (mg L ⁻¹)	1.188 ± 572
DBO ₅ ²⁰ (mg L ⁻¹)	818 ± 570
SST (mg L ⁻¹)	198 ± 64
NT (mg L ⁻¹)	437 ± 73
P (mg L ⁻¹)	50 ± 5
K (mg L ⁻¹)	79 ± 12
Na (mg L ⁻¹)	81 ± 27

As espécies vegetais cultivadas foram o capim tifton 85 (*Cynodon* spp.) (SAC-EHSS 2 e SAC-EHSS 5) e a alternanthera (*Alternanthera philoxeroides*) (SAC-EHSS 3 e SAC-EHSS 6). Nos SAC-EHSS 1 e 4 não houve cultivo. No plantio de ambas as espécies vegetais utilizou-se espaçamento triangular entre covas, sendo 20 covas por SAC-EHSS (20 covas/m²). A escolha das espécies vegetais foi feita com base em experiências



anteriores (FIA et al., 2011; MATOS et al., 2009), as quais demonstraram a eficiência dessas plantas quando cultivadas em SACs-EHSS, além da capacidade de adaptação e sobrevivência em ambientes extremos, tais como os redutores e/ou salinos.

As características operacionais dos SACs-EHSS, estabelecidas com base nas características da ARSA, estão apresentadas na Tabela 2. As cargas de nitrogênio aplicadas nos SACs-EHSS estão apresentadas na Tabela 3.

Tabela 2: Características operacionais dos SACs-EHSS

SAC-EHSS	Q_A ($m^3 d^{-1}$)	TDH (d)	TCO ($g m^{-2} d^{-1}$ de DBO_5^{20})
SAC-EHSS1	$0,069 \pm 0,014$	$3,6 \pm 2,9$	$41,2 \pm 12,5$
SAC-EHSS2	$0,069 \pm 0,016$	$3,6 \pm 3,0$	$41,2 \pm 12,5$
SAC-EHSS3	$0,069 \pm 0,014$	$3,5 \pm 2,3$	$41,2 \pm 12,5$
SAC-EHSS4	$0,069 \pm 0,014$	$3,6 \pm 2,6$	$40,9 \pm 12,4$
SAC-EHSS5	$0,068 \pm 0,014$	$3,6 \pm 2,3$	$40,6 \pm 12,4$
SAC-EHSS6	$0,069 \pm 0,014$	$3,5 \pm 2,3$	$41,2 \pm 12,5$
Média	$0,069 \pm 0,014$	$3,6 \pm 2,6$	$41,1 \pm 11,4$

Q_A – vazão afluente, TDH – tempo de detenção hidráulica, TCO – taxa de carregamento orgânico, estabelecida com base na área superficial.

Tabela 3: Cargas de nitrogênio total, amônio e nitrato

SACs-EHSS	NT ($g m^{-2} d^{-1}$)	N-NH ₄ ⁺ ($g m^{-2} d^{-1}$)	N-NO ₃ ⁻ ($g m^{-2} d^{-1}$)
SAC-EHSS1	$30,3 \pm 5,0$	$22,2 \pm 5,9$	$0,042 \pm 0,006$
SAC-EHSS2	$30,3 \pm 5,1$	$22,2 \pm 5,9$	$0,042 \pm 0,006$
SAC-EHSS3	$30,3 \pm 5,1$	$22,2 \pm 5,9$	$0,042 \pm 0,006$
SAC-EHSS4	$30,0 \pm 5,0$	$22,0 \pm 5,8$	$0,042 \pm 0,006$
SAC-EHSS5	$29,9 \pm 5,0$	$21,9 \pm 5,8$	$0,041 \pm 0,005$
SAC-EHSS6	$30,3 \pm 5,0$	$22,2 \pm 5,9$	$0,042 \pm 0,006$
Média	$30,2 \pm 4,7$	$22,1 \pm 5,4$	$0,042 \pm 0,005$

NT, N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ – taxa de carregamento de nitrogênio total, amônio e nitrato, estabelecidas com base na área superficial.

Diariamente foi feito o controle da vazão, para manutenção da mesma próxima ao valor estabelecido previamente. Ao final do experimento, foi feito um corte das plantas e determinada a produtividade de matéria seca.

Os SACs-EHSS foram monitorados durante 63 dias, entre os meses de setembro e novembro de 2011. Durante o período experimental, foram coletadas seis amostras do afluente (ARSA) e do efluente (ARSE) de cada SAC-EHSS, sendo todas as coletas efetuadas como amostras simples, medidas a: condutividade elétrica (CE), por meio de um condutivímetro de bancada, e o potencial hidrogeniônico (pH), utilizando um peagâmetro de bancada; além de quantificadas as variáveis demanda química de oxigênio (DQO), por oxidação química em refluxo aberto; demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5^{20}), por incubação em frascos de Winkler; sólidos suspensos totais (SST), por filtração, utilizando um papel-filtro 0,45 μm ; fósforo total (P), por espectrofotometria; sódio total (Na) e potássio total (K), por fotometria de chama, seguindo-se recomendações contidas no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA et al., 2005). O N-NO₃⁻ foi quantificado por espectrofotometria (YANG et al., 1998) bem como o N-NH₄⁺ (KEMPERS & ZWEERS, 1986). O nitrogênio total (NT), pelo processo semimicro Kjeldhal com adição de ácido salicílico (MATOS, 2012).

O experimento foi composto por 3 tratamentos distintos: SACs-EHSS sem plantas (SP), SAC-EHSS com tifton 85 (*Cynodon spp.*) (P1) e SACs-EHSS com alternathera (*Alternanthera philoxeroides*) (P2), instalado em um delineamento de blocos casualizados (6 blocos ao longo do tempo), com 2 repetições por bloco. Os dados



foram estudados por meio de análise de variância, sendo as médias comparadas utilizando o teste de Tukey, adotando-se o nível de 10% de probabilidade.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Desempenho agrônômico das espécies cultivadas

Os resultados de produtividade (total e por terço) de matéria seca das espécies cultivadas, obtidos após 60 dias de cultivo, estão apresentados na Tabela 4.

Tabela 4: Valores médios de produtividade de matéria seca ($t\ ha^{-1}$), por terço e total, obtidos nos SACs-EHSS cultivados por 60 dias com tifton 85 e com alternanthera

PLANTA	PRODUTIVIDADE ($t\ ha^{-1}$)			
	1º. TERÇO	2º. TERÇO	3º. TERÇO	TOTAL
Tifton	8,2	9,8	8,9	9,0
Alternanthera	6,0	7,4	6,7	6,7

Verifica-se que a produtividade de matéria seca variou entre os terços do leito de cultivo, para uma mesma espécie vegetal, sendo os maiores valores observados nos segundos terços e os menores valores nos primeiros terços. Matos et al. (2009) também observaram variações de produtividade de matéria seca entre terços de SACs-EHSS cultivados com tifton 85 e alternanthera, nos três cortes realizados. No entanto, diferente do observado neste estudo, os valores de produtividade de matéria seca tenderam a aumentar do início para o final do sistema, com exceção do terceiro corte, para a alternanthera, que apresentou comportamento semelhante ao observado neste trabalho.

Matos et al. (2008) observaram que os SACs-EHSS que receberam maiores taxas de carregamento orgânico (320 e $570\ kg\ ha^{-1}\ d^{-1}$) não apresentaram uniformidade na altura das plantas ao longo do sistema, notando menor altura média de planta na zona de entrada e maior altura média na zona de saída. Os autores associaram o fenômeno ao estágio de degradação/decomposição da matéria orgânica. No início do sistema, há uma região mais redutora, decorrente da presença de matéria orgânica lábil e, conseqüentemente, com menor disponibilização de nutrientes, ao contrário do que ocorre no seguimento seguinte, onde as condições são mais oxidantes, favorecendo-se a degradação do material orgânico e, com isso, maior disponibilização de nutrientes no meio. Na região final, apesar de também apresentar condições favoráveis à absorção de nutrientes, estes já se encontram em menores concentrações, resultando em menor disponibilidade para assimilação pela vegetação.

Desempenho dos SACs-EHSS no que se refere à remoção de nitrogênio

Na Tabela 5 estão apresentadas as eficiências médias e o desvio padrão de remoção de nitrogênio total (NT), $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$, bem como as concentrações médias afluentes e efluentes dos sistemas.

Tabela 5: Valores médios e desvio-padrão da concentração afluente e efluente de nitrogênio total (NT), $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$ e eficiência média (%) na remoção dessas mesmas variáveis, obtidas durante a condução do experimento, nos SACs-EHSS sem vegetação (SP), cultivados com tifton 85 (P1) e cultivados com alternanthera (P2)

TRATAMENTO	NT		$N-NH_4^+$		$N-NO_3^-$	
	$mg\ L^{-1}$	Rem. (%)	$mg\ L^{-1}$	Rem. (%)	$mg\ L^{-1}$	Rem. (%)
AFLUENTE	437 ± 73	-	321 ± 85	-	$0,61 \pm 0,08$	-
SP	411 ± 52	$8 \pm 5\ a$	300 ± 40	$3 \pm 16\ a$	$0,34 \pm 0,06$	$45 \pm 12\ a$
P1	408 ± 54	$13 \pm 3\ b$	320 ± 56	$5 \pm 17\ a$	$0,34 \pm 0,05$	$48 \pm 7\ ab$
P2	412 ± 53	$15 \pm 4\ b$	298 ± 32	$13 \pm 16\ b$	$0,31 \pm 0,03$	$53 \pm 7\ b$



SP, P1 e P2 – SACs-EHSS sem vegetação, cultivados com tifton e cultivados com alternanthera, respectivamente; Rem. – Porcentagem de remoção de NT, $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$, tendo por base o balanço de massa realizado (considerando-se perdas de água por evaporação e evapotranspiração). Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

De acordo com os dados apresentados na Tabela 5, no que se refere às espécies cultivadas, observou-se diferença ($p < 0,10$) apenas na eficiência de remoção de amônio. Verificou-se também, que em todas as situações, as eficiências de remoção obtidas nos SACs-EHSS cultivados com alternanthera diferiram ($p < 0,10$) das obtidas nos SACs-EHSS não cultivados, sendo os SACs-EHSS cultivados com alternanthera mais eficientes.

Os SACs-EHSS cultivados com tifton 85 e os não cultivados não diferiram em termos de eficiência na remoção de amônio e nitrato, contudo, apresentaram diferença na eficiência de remoção de NT, tendo sido obtida maior remoção no cultivado com tifton 85.

Ao contrário do observado neste trabalho, Fia et al. (2011) e Matos et al. (2010) não encontraram diferenças significativas de remoção de NT quando comparados SACs-EHSS vegetados e não vegetados. Contudo, os resultados apresentados corroboram com os observados por Sousa et al. (2004), em três anos de estudo, e por Hench et al. (2003), em dois anos de estudo, que obtiveram diferenças significativas na remoção de nutrientes entre sistemas cultivados e não cultivados, atribuindo este fato a presença das macrófitas.

O resultado da análise estatística mostrou que não houve diferença significativa ($p < 0,10$) na eficiência de remoção de NT entre os sistemas cultivados, porém, estes diferiram dos não cultivados, o que sugere que a remoção de nitrogênio se deu, pelo menos em maior parte, pela absorção das plantas.

As eficiências estimadas para remoção de NT foram inferiores às encontradas na literatura, podendo ser consideradas baixas. Matos et al. (2010), aplicando uma carga de $9,3 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de NT, utilizando SACs-EHSS no tratamento de ARS, obtiveram eficiência de remoção de NT de 64%, em sistemas cultivados com tifton 85, e 61% para o cultivado com alternanthera. Fia (2009), também trabalhando com SACs-EHSS no tratamento de ARS, aplicando uma carga de $11,0$ a $41,4 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de NTK, obtiveram uma eficiência de remoção deste nutriente variando de 40 a 26% para os sistemas cultivados com tifton 85. Ramos (2011), no tratamento de água residuária da suinocultura, aplicando uma carga de $10,4 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de NTK, observou remoção de 48% em SAC-EHSS cultivados com erva de bicho, 36% em SAC-EHSS cultivado com vetiver e 38% para os SAC-EHSS sem vegetação. Brasil et al. (2005), no tratamento de esgoto doméstico de aplicação doméstica, aplicando uma carga de 26 a $118 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO, obtiveram eficiências médias de 57 a 33% na remoção de NT em SACs-EHSS cultivados com taboa (*Typha* sp.), para TDH iguais a 1,9 e 3,8 dias, respectivamente. Hench et al. (2003), também no tratamento de esgoto doméstico em SACs-EHSS de pequena escala, aplicando uma carga de $19 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO, obtiveram remoções de NTK de 74 e 29%, no 1º ano, e 31 e 5%, no 2º ano de monitoramento de sistemas cultivados e não cultivados, respectivamente. Com base nos resultados apresentados a literatura, fica claro que a eficiência a remoção de nitrogênio torna-se pequena quando a taxa de aplicação desse nutriente supera $10 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, o que está associado à capacidade máxima de absorção desses nutrientes pelas plantas.

As eficiências obtidas para remoção de nitrato foram, em média, inferiores às encontradas por Lee et al. (2004), que observaram eficiências de 54, 35 e 65%, para os tempos de detenção hidráulica iguais a 8,5, 4,3 e 14,7 dias, aplicando-se uma carga de 0,222, 0,102 e $0,204 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de $N-NO_3^-$, respectivamente. Matos et al. (2010) e Nogueira (2003) observaram valores negativos de eficiência na remoção deste íon.

Segundo Vymazal (2002), acredita-se que a maior parte da remoção de nitrogênio em SCA-EHSS se dê pela amonificação, nitrificação e desnitrificação. Como as eficiências de remoção de amônio foram negativas em algumas coletas, o processo de nitrificação provavelmente não foi significativo. Analisando a variação das eficiências de remoção de nitrato e amônio, notou-se que quando a primeira aumentava, a segunda reduzia, o que sugere a ocorrência de amonificação do nitrato. O processo de amonificação do nitrato ocorre em ambiente anaeróbio, assim como a desnitrificação, contudo, o primeiro pode ser dominante em ambientes onde há abundância de nitrato e carbono, ao passo que o segundo prevalece em ambientes onde há menores concentrações de carbono (KADLEC & WALLACE, 2008). Considerando a carga orgânica adotada, pode-se inferir que os SACs-EHSS eram ricos em carbono, o que pode ter favorecido à amonificação do nitrato.



Acredita-se que as perdas de nitrogênio por meio da volatilização da amônia tenham sido pouco expressivas neste trabalho, já que o valor do pH afluente foi em média igual a 8,0. Segundo von Sperling (2005), em pH superior a 8,0 parte do nitrogênio amoniacal se encontra na forma de NH_3 , podendo ser perdido por volatilização, ainda que apenas em pH igual a 9,5 ocorra o equilíbrio entre a concentração de amônia e a de amônio.

CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos, pode-se concluir que:

-A presença de vegetação proporcionou maior remoção de nitrogênio total (NT), já que os SACs-EHSS vegetados foram mais eficientes em relação aos não cultivados;

-Os SACs-EHSS cultivados com *alternanthera* proporcionaram maior eficiência na remoção de nitrato (N-NO_3^-) e amônio (N-NH_4^+) que os cultivados com tifton 85 e que os não cultivados;

-Os SACs-EHSS não proporcionaram condições que favorecessem a ocorrência de nitrificação/desnitrificação.

AGRADECIMENTOS

A Universidade Federal de Viçosa e ao Departamento de Engenharia Agrícola, pelo apoio e infraestrutura e a Fapemig, pelo apoio financeiro.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA [AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION]; AWWA [AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION]; WEF [WATER ENVIRONMENT FEDERATION]. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21th ed. Washington. D.C.: APHA/AWWA/WEF, 2005, [s.n].
2. BRASIL, M.S.; MATOS, A.T.; SOARES, A.A.; FERREIRA, P.A. Qualidade do efluente de sistemas alagados construídos, utilizados no tratamento de esgoto doméstico. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, v. 9, p. 133-137, 2005
3. FIA, F.R.L.; MATOS, A. T.; FIA, R.; LAMBERT, T. F.; MATOS, M. P. Remoção de nutrientes por *Typha latifolia* e *Cynodon* spp. cultivadas em sistemas alagados construídos. Ambi-Agua, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 77-89, 2011.
4. FIA, F.R.L. Modelos de remoção de matéria orgânica e nutrientes de águas residuárias da suinocultura em sistemas alagados construídos. Viçosa: UFV, 2009. 146p. Tese de Doutorado.
5. HENCH, K.; BISSONNETTE, G.K.; SEXSTONE, A.J.; COLEMAN, J.G.; GARBUTT, K.; KOUSEN, J.G. Fate of physical, chemical, and microbial contaminant in domestic wastewater following treatment by small constructed wetlands. Water Research, v. 37, n. 4, p. 921-927, 2003.
6. KADLEC, R.H.; WALLACE, R.D. Treatment Wetlands. 2nd ed. Florida: CRC Press, 2008. 1016p.
7. KEMPERS, R.H.; ZWEERS, A. Ammonium determination in soil extracts by the salicylate methods. Commun. In Soil Sci. Plant Anal., v. 17, p. 715-723, 1986.
8. LEE, C.Y.; LEE, C.C.; LEE, F.Y.; TSENG, S.K.; LIAO, C.J. Performance of subsurface flow constructed wetland taking pretreated swine effluent under heavy loads. Bioresource Technology, v. 92, p. 173-179, 2004.
9. MATOS, A.T. Práticas de qualidade do meio físico ambiental: água e solo. Viçosa: Imprensa Universitária, 2012. 89p
10. MATOS, A.T.; FREITAS, W.S.; LO MONACO, P.A.V. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias da suinocultura. Ambi-Agua, Taubaté, v. 5, p. 119-132, 2010.
11. MATOS, A.T.; ABRAHÃO, S.S.; PEREIRA, O.G. Desempenho agrônomico de capim tifton 85 (*cynodon* spp.) cultivado em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de água residuária de laticínios. Ambi-Agua, Taubaté, v. 3, n.1, p. 43-53, 2008.



12. MATOS, A.T.; FREITAS, W.S.; LO MONACO, P.A.V. Capacidade extratora de diferentes espécies vegetais cultivadas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura. *Ambi-Agua*, Taubaté, v. 4, n. 2, p. 31-45, 2009.
13. NOGUEIRA, S.F. Balanço de nutrientes e avaliação de parâmetros biogeoquímicos em áreas alagadas construídas para o tratamento de esgoto. Piracicaba: Centro de Energia Nuclear na Agricultura, USP, 2003. 137p. Dissertação de mestrado.
14. RAMOS, N.F.S. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em sistemas alagados construídos: desempenho e modelagem hidráulica-cinética. Viçosa: DEA/UFV, 2011, 96p. Dissertação de mestrado.
15. SOUSA, J.T.; van HAANDEL, A.; LIMA, E.P.C.; HENRIQUE, I.N. Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 9, n. 4, p. 285-290, 2004.
16. von SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2005. 452p. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.2.
17. VYMAZAL, J.; The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience. *Ecological Engineering*, v. 18, p. 633-646, 2002.
18. VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVÁ, L. Wastewater treatment in Constructed Wetlands with horizontal Sub-Surface Flow. Dordrecht, Netherlands: Springer, 2008. *Environmental pollution*, volume 14.
19. YANG, J.E.; SKOGLEY, E.O.; SCHASS, P.E.; KIM, J.J. A simple spectrophotometric determination of nitrate in water, resin and extracts. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, v. 62, p. 1108-1115, 1998.



**COMBINAÇÃO DE TRATAMENTO PRIMÁRIO E SECUNDÁRIO DE ESGOTO
DOMÉSTICO EM SISTEMA DE FILTROS PLANTADOS COMO SOLUÇÃO
DECENTRALIZADO DE ALTA EFICIÊNCIA E BAIXO CUSTO OPERACIONAL**

Heike Hoffmann⁽¹⁾

Microbióloga pela Universidade Greifswald/ Alemanha, Doutora em Ecologia Aquática pela Universidade Rostock/Alemanha, Pós-doutorado na UFSC, Pesquisadora Visitante do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental /UFSC, bolsista CNPq, Pesquisadora Visitante do Universidad Nacional Agraria de La Molina, Lima, Peru, consultora das empresas Rotaria del Peru, Akut del Peru e Rotaria do Brasil.

Juan Gamarra⁽²⁾

Engenheiro Ambiental pela Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Peru, consultora das empresas Rotaria del Peru, Akut del Peru SAC

Blanca Villafranca Marchand⁽³⁾

Engenheira pela Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Peru, consultora da empresa Rotaria del Peru, bolsa de CNPQ para mestrado para do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental /UFSC.

Christoph Platzer⁽⁴⁾

Engenheiro Civil pelas Universidades Técnicas de Hannover e Munique (Alemanha), Doutor em Saneamento pela Universidade Técnica de Berlim, Alemanha; consultor das empresas Rotaria del Peru, Akut del Peru e Rotaria do Brasil

Endereço⁽¹⁾: Rua Teodoro Manuel Dias, 421 – Santo Antônio de Lisboa - Florianópolis - SC - CEP: 88050-540 - Brasil - Tel: +55 (48) 3234-3164 - Fax: +55 (48) 3234-3164 - e-mail: heike@rotaria.net.

RESUMO

Pela primeira vez em escala real na America Latina é implementado o wetland de “Sistema Francês”. O sistema foi desenvolvido na França nos anos 80 e já é aplicado em mais de 500 estações descentralizadas neste país (Molle *et al.*, 2005) e também em outros países Europeus. O objetivo da implantação desse sistema pela empresa Rotária *del Peru* na cidade de Chinchá localizada na costa do Peru, consiste em oferecer uma solução com altíssima eficiência, independência e economia da operação, já que todo efluente tratado é reutilizado para a irrigação. Chinchá está localizada em 12,3° de latitude sul e o clima quente da cidade exige as seguintes adaptações no dimensionamento: 1) foram confeccionadas duas áreas na primeira etapa (filtro de brita), operado em alternância de 3 em 3 dias, em vez das três áreas do “Sistema Francês”; 2) a área de tratamento da segunda etapa (filtro de areia) foi reduzida conforme o modelo de dimensionamento de Platzer (1999); 3) o material dos dois filtros (brita e areia) foi adaptado ao material disponível na região; 4) foram escolhidas plantas adaptadas ao clima do local (papiros chinês, *Cyperus alternifolius* e Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*); 5) foi instalado um sistema de monitoramento com telemetria, que disponibiliza informações da operação da estação via internet com a finalidade de controlar o funcionamento e assegurar a qualidade necessária para o reuso. O sistema está em operação há 20 meses. A eficiência do processo é de 99% na remoção do DBO₅, DQO, SST e 100% para Amônia. Já na primeira etapa a eficiência da remoção de DBO₅ e DQO chega 96% e a nitrificação chega 75%. A turbidez se reduz de 471 NTU no esgoto bruto para 7,5 NTU depois da primeira etapa e 0,3 NTU no efluente final. Bactérias (coliformes) termotolerantes aparecem no efluente final na média com 9×10^3 NMP e não foram detectados Entamoeba, Giárdia e Helmintos, mesmo que apareceram no esgoto bruto com frequência. Os resultados mostram o grande potencial para sua aplicação em ETEs descentralizadas também no Brasil.

PALAVRAS-CHAVE: Sistema francês, descentralização, dimensionamento, reuso, automação.



INTRODUÇÃO

O tratamento descentralizado de esgoto sanitário desempenha um papel cada vez mais importante no Brasil. O desenvolvimento dos sistemas centralizados de esgotamento sanitário geralmente não acompanha o rápido crescimento das áreas urbanas, pois geralmente precisam de longas etapas de planejamento e dependem de processos complexos até sua consolidação. Nestas situações a aplicação de ETEs descentralizadas pode apresentar uma solução alternativa que oferece a opção de investir em etapas. Por outro lado existem situações com largas distâncias, onde o investimento em ETEs descentralizadas pode apresentar a única solução viável. Os casos podem ser pequenas cidades ou povoados, condôminos isolados, também sítios turísticos, estabelecimentos industriais e comerciais e outras. Comparando com sistemas centralizados, as exigências à sistemas descentralizados são de certa forma mais elevadas, isso especialmente porque ETEs descentralizadas devem absorver vazões e/ou cargas mais acentuadas e ao mesmo tempo devem ser aplicadas tecnologias com baixo custo de investimento, operação e manutenção, ou seja, simples e econômicos, que ainda necessitam garantir alta eficiência de estabilidade do processo do tratamento.

Os wetlands podem responder a estas exigências, sempre que tiver área disponível suficiente para sua implantação. De forma técnica os wetlands apresentam um tratamento secundário e seu funcionamento depende ainda de um tratamento primário, como por exemplo, uma fossa séptica, um reator ABR (*Anaerobic Baffled Reactor*) ou outros. No tratamento primário usual os sólidos do esgoto bruto decantam como lodo fecal e o sobrenadante passa como efluente líquido para o tratamento secundário. O lodo permanece no reator primário e é estabilizado por o processo anaeróbico. Os lodos fecais devem ser tirados com frequência e precisam ainda de um tratamento final que depende de seu nível de estabilização e das exigências específicas do seu destino final. A necessidade da gestão destes lodos fecais apresenta um dos pontos críticos para o conceito dos sistemas descentralizados, uma vez que o serviço adequado nem sempre está disponível, além disso, provocam custos operacionais.

O “Sistema Francês” é desenhado para tratar esgoto bruto sem produzir lodos fecais. Isso é um fato muito interessante para a operação e a razão para a aplicação deste sistema na França como solução preferencial para casos de 200 a 2000 habitantes (Molle *et al.*, 2005). Os primeiros sistemas operam desde os anos 80 e a aplicação em escala começou a partir de 1999. A avaliação de Molle *et al.* (2005) mostrou em todos os casos um funcionamento estável e eficiências médias de remoção de 90% da DQO; 95% dos SST e 85% de NTK no sistema de duas etapas. Os autores também fizeram uma classificação das eficiências específicas da primeira e segunda etapa. Estas experiências formaram a base da adaptação do dimensionamento para o projeto da empresa Rotária do Brasil e adicionalmente se aplicaram os resultados de pesquisa prévia no Brasil (Platzer *et al.*, 2007; Hoffmann *et al.*, 2011), que provaram especialmente para os wetlands de fluxo vertical a possibilidade de aumento de cargas aplicadas correspondendo com o aumento da temperatura do ambiente.

METODOLOGIA

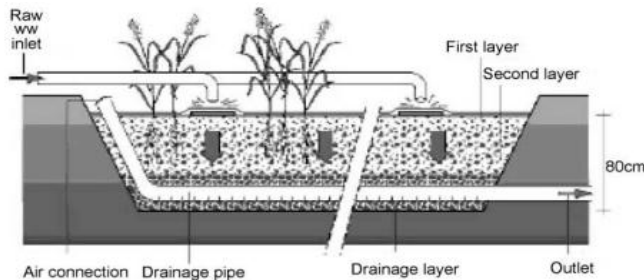
Princípios básicos do “Sistema Francês”

O sistema recebe esgoto bruto que é tratado em duas etapas em série, a primeira etapa (figura 1) tem dois objetivos: a separação eficiente das fases (efluentes sólidos e líquidos) e o tratamento definitivo dos sólidos. A segunda etapa consiste no tratamento dos efluentes líquidos e corresponde ao tratamento “tradicional” no wetland de fluxo vertical.

1. Na primeira etapa o esgoto bruto com os sólidos é distribuído na superfície de um filtro plantado de fluxo vertical que é composto de brita como material filtrante. O esgoto bruto é filtrado de forma que os líquidos passam para baixo e os sólidos ficam retidos sobre o filtro, onde degradam naturalmente sob condições aeróbicas. Diferentemente do processo anaeróbico (por exemplo na fossa séptica) o processo de oxidação da matéria orgânica não libera mal odor, nem gás metano, que necessitaria de um cuidado especial por causa do seu efeito prejudicial ao meio ambiente. A primeira etapa do “Sistema Francês” evita todos estes problemas. A condição necessária para que os sólidos sejam degradados consiste na divisão das áreas do filtro com possibilidade de operar as partes em alternância. No “Sistema Francês” a primeira etapa sempre está dividida em 3 áreas, cada uma opera 3 dias e depois descansa 6 dias entretanto as duas outras áreas



estão em operação. A fase de descanso serve para que os sólidos possam secar e o sistema não colmate. Este esquema de operação é fundamental importância para o funcionamento da primeira etapa.



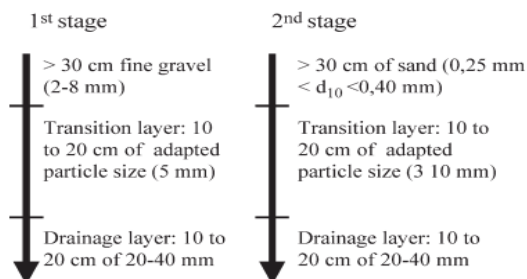
As substâncias que não são degradáveis, ou degradam mais lentamente, formam aos poucos uma camada de substrato que não prejudica o funcionamento do filtro e sim contribui com o processo da filtração de forma que retém as partículas mais finas e melhora assim a eficiência do sistema. Segundo as experiências na França esta camada deve ser tirada a cada 10 a 15 anos.

Figura 1: Esquema do funcionamento da primeira etapa do “Sistema Francês”, Molle *et al.*, 2005 (copia)

- O efluente líquido por sua vez passa também pela segunda etapa, isto é, o filtro plantado de fluxo vertical, com areia como material filtrante. O efluente é distribuído por toda superfície do wetland em intervalos de 4 a 8 horas com bomba e tubos perfurados. O tratamento ocorre durante a passagem vertical do efluente pelo filtro de areia e raízes, onde as bactérias aeróbias e anóxicas formam o biofilme. No “Sistema Francês” o wetland da segunda etapa é dividido em duas partes que dependendo do sistema podem ser operadas de três maneiras: alternadamente, em sequência ou em paralelo (Molle *et al.*, 2005).

No resultado de uma avaliação de 72 ETEs deste sistema na França, Molle *et al.* (2005) recomendam uma área total de ao menos 2 m² por habitante. Este valor é válido para o clima Francês e esgoto bruto da seguinte composição: contribuição de 150 l/hab.d com carga de 120 g DQO/hab.d; 69 g SST/hab.d; e 11 g NTK/hab.d. Para o dimensionamento do sistema os autores recomendam de subdividir os 2 m²/hab. da seguinte forma:

- 1,2 m² por habitante para a primeira etapa que é dividida em 3 compartimentos com alimentação alternada (carga hidráulica de 0,37 m³/d, DQO de 300 g/m².d e SST de 150 g/m².d)
- 0,8 m² por habitante para a segunda etapa que está dividida em 2 compartimentos.



Como material filtrante Molle *et al.* (2005) recomendam (figura 2):

- **Primeira etapa:** 30 cm brita de 2-8 mm, depois 10 a 20 cm de brita de 5 mm e para a proteção da drenagem 10 a 20 cm de brita de 20 a 40 mm
- **Segunda etapa:** 30 cm areia de 0,25 mm < d₁₀ < 0,40 mm, depois 10 a 20 cm de brita fina de 3 a 10 mm e para a proteção da drenagem com 10 a 20 cm de brita de 20 a 40 mm de tamanho.

Figura 2: Esquema de Molle *et al.*, 2005 da composição dos materiais e dos filtros da primeira etapa (brita) e da segunda etapa (areia) no “Sistema Francês”

Descrição detalhada do projeto e a sua adaptação do “Sistema Francês”

A estação do tratamento do esgoto foi aplicada em uma pequena cidade (Chincha) a 200 km no sul da capital do Peru, para um asilo com contribuição equivalente á 60 habitantes. Chincha é localizada em 12,27° de latitude sul, o clima é quente (20° C media anual) e seco (menos de 10 mm de precipitação anual em forma de neblina). Toda costa peruana é desértica e a agricultura depende da irrigação artificial. O asilo tem uma área de um hectare, em que estão localizados poucos prédios, como casas com dormitórios, salas de terapia e serviços médicos, a cozinha central e uma lavanderia. O projeto foi financiado por uma ONG (*Ayuda Me*) com objetivo de oferecer ao asilo as oportunidades relacionadas a recuperação dos efluentes tratados para irrigação das áreas e jardins. A vazão de projeto é de 7,5 m³ esgoto/dia com o uso típico nesta região de 125 l/hab.d. Os custos para o projeto e instalação completa correspondiam, em 2011 (Peru), a cerca de 19.000 USD. A Figura 3 mostra o esquema de funcionamento e as Figuras 4 a 9 mostram fotos dos detalhes da sua instalação.



Como já existia uma rede de esgotamento por gravidade que estava conectada com a rede pública de esgoto (sem estação do tratamento nenhuma), foi construído no terreno do asilo apenas um desvio um pouco profundo para a estação de tratamento. O esgoto bruto chega primeiramente em uma elevatória que tem a geometria de um funil e é equipado com duas bombas trituradoras no fundo (Figura 3). Assim é garantido que todos os sólidos são bombeados para seu tratamento na primeira etapa.

Desta elevatória o esgoto bruto é bombeado em média 3 vezes por dia com uma das bombas trituradoras, o sistema de recalque é controlado por automação e regulado com o nível da elevatória. Os intervalos reais de funcionamento das bombas ficam registrados em um banco de dados, disponível via internet.

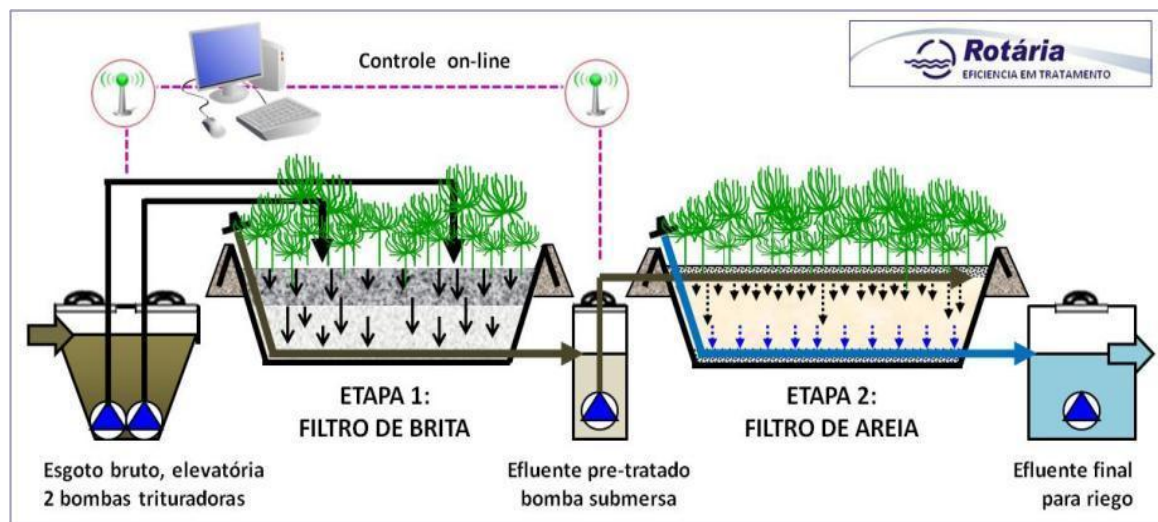


Figura 3: Esquema do sistema de tratamento. As elevatórias e poços são subterrâneos, construção em concreto armado, os wetlands são vedados com lona impermeável. O sistema de automação e controle online acontece pelo sistema SCADAweb da empresa Rotária do Brasil.

A **primeira etapa** tem superfície efetiva de 60 m² e altura total de 1,40 m. Aborda livre é de 40 cm, o filtro de brita é composto por 3 camadas com 100 cm altura total. Para sua construção foi usado brita de um rio que se encontrava na região. Nos primeiros 60 cm (desde a superfície) se utilizou uma brita fina com um diâmetro médio de ¼” (6,4 mm), a segunda camada com 25 cm de altura a brita é de ½” (12,7 mm). No fundo foi colocada uma camada de drenagem com 15 cm de altura e a brita é de ¾” (19,1 mm). Portanto o sistema varia do “Sistema Francês” (figura 2) na altura da primeira camada e no tamanho da brita das outras duas camadas.

Por causa do clima a área somente foi dividida em 2 partes em vez das 3 partes do “Sistema Francês”. Por um lado, nas condições locais a secagem dos sólidos ocorre mais rápida, por outro lado as plantas do wetland provavelmente não resistem muito tempo (6 dias) sem água. Como vegetação foi escolhida uma mistura de Papiro chinês (*Cyperus alternifolius*) e Vetiver (*Chrysopogon zizaniodes*), ou seja, plantas que são caracterizadas por resistência contra altas concentrações de sais e períodos de seca (Hoffmann et al. 2011).

Cada bomba trituradora alimenta uma metade da área com o esgoto bruto (Figura 3), que chega por um tubo acima da superfície (coberta pela vegetação) e espalha-se durante 10 a 15 minutos (compare com a figura 8). As duas bombas operam em alternância, o sistema é programado pela automação, de forma que a cada 3 dias é alimentada a outra metade da superfície do filtro.

O efluente líquido é coletado no fundo do wetland por um tubo de drenagem. O efluente chega por gravidade à elevatória intermediária (figura 3), de onde é bombeado com bomba submersa ao segundo wetland.

A **segunda etapa** tem uma superfície de 60 m² e altura total de 1,10 m. Tem 20 cm de borda livre, depois 10 cm de brita para cobertura de tubos de distribuição e no fundo 20 cm de drenagem com brita (figura 3). O filtro de areia, ou seja, a zona ativa da degradação biológica, tem profundidade efetiva de 60 cm. A areia



disponível na região era relativamente fina e com muita poeira (figura 6; amostra 1 e 2), por fim um fornecedor ofereceu uma areia de rio, ainda fina, mas sem poeira e bastante uniforme (figura 6; amostra 3).

Diferentemente ao “Sistema Francês” esta etapa não foi dividida em duas partes, mas no caso de problemas operacionais é possível de isolar um por um os 5 tubos de distribuição para deixar secar uma área. Como vegetação foi escolhida o Papiro chinês (*Cyperus alternifolius*) por causa de sua boa adaptação.

Para o armazenamento do efluente tratado foi construída uma cisterna subterrânea com volume de 14,4 m³.

Etapa da obra com fotos e detalhes técnicos



Figura 4: Wetlands da 1ª. e 2ª. etapa preparado



Figura 5: Impermeabilização com lona HDPE

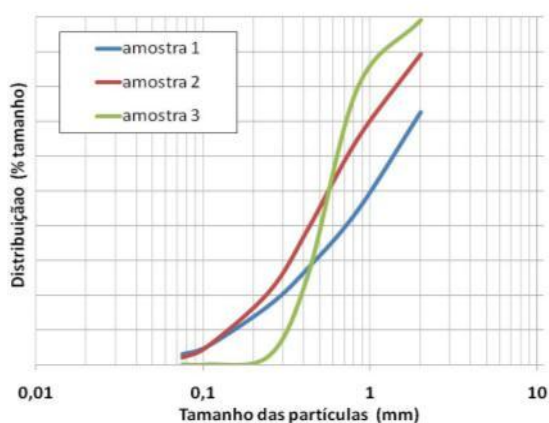


Figura 6: Granulometria das amostras de areia



Figura 7: Etapa 2 depois do início da operação



Figura 8: Teste de funcionamento da na 1ª etapa



Figura 9: Start up da operação em novembro 2011

RESULTADOS

Experiência da operação e resultados das análises em físico

O sistema está em operação desde novembro 2011 sem nenhum problema operacional e todo efluente está sendo reutilizado para irrigação de áreas verdes e produtivas com cultivos (figura 12). O sistema é monitorado online e localmente é operado pelos técnicos do asilo que foram capacitados pela empresa Rotária, mas não têm formação técnica especializada em saneamento.

A vazão do esgoto aumentou agora (janeiro a abril de 2013) a uma média de 13 a 15 m³/d, que é aproximadamente o dobro do valor inicialmente previsto no projeto. Esta vazão se calculou através das informações disponíveis pelo sistema de telemetria SCADAweb, segundo este as bombas funcionam 5 a 6 vezes por dia, em vez das 3 vezes programadas pela automação. A verificação da vazão exata de esgoto e seu comportamento durante o tempo ainda está em andamento.

A operação da ETE está sendo acompanhada por um trabalho de TCC da *Universidad Agraria La Molina* de Lima no Peru e até agora foram feitos 5 campanhas de análises, com frequência de 1 a 3 meses entre o 6º e 18º mês de funcionamento. As amostras foram analisadas em laboratórios comerciais de Lima. Por razões econômicas não foi possível de analisar todos os parâmetros em todas as campanhas, além disso, foi necessário tirar alguns resultados improváveis, por isso a tabela 1 mostra o resumo dos valores médios de 2 a 5 análises para cada parâmetro.



Figura 10: Amostras de esgoto bruto (P-1), efluente da primeira etapa (P-2) e efluente da segunda etapa (P-3).



Figura 11: Efluente final (saída do dreno, entrada reservatório).



Tabela 1: Resultados médios das análises com números de análise e os valores máximos e mínimos (redondos); e indicadores específicos de infecção com seu aparecimento em 2 campanhas

Parâmetros	Unidades	Nº	Esgoto bruto(P-1)	1ª. Etapa(P-2)	Efluente final (P-3)
DQO	mg O ₂ /L	4	1960 (máx 4560/min 540)	74,5 (máx 126/min 36)	16,5 (máx 36/min 10)
DBO ₅	mg O ₂ /L	4	656 (máx 1280/min 270)	23,0 (máx 33/min 10)	4,0 (máx 6/min 3)
Amônio-N	mg N/L	3	23 (máx 30/min 18)	5,7 (máx 8/min 4)	0,0 (máx 0/min 0)
Nitrito-N	mg N/L	3	-	0,5 (máx 0,7/min 0,3)	0,1 (máx 0,1/min 0)
Nitrato-N	mg N/L	3	-	10,6 (máx 16/min 7)	8,4 (máx 9/min 7)
Fosfato-P	mg P/L	3	7,9 (máx 10/min 6)	5,5 (máx 8/min 3)	4,4 (máx 6/min 3)
Turbidez	NTU	4	470,0 (máx 830/min 270)	7,5 (máx 9/min 5)	0,3 (máx 0,3/min 0,4)
pH	-	5	7,6 (máx 8,1/min 7,0)	7,2 (máx 7,6/min 7,0)	6,9 (máx 7,3/min 6,6)
Condutividade	µS/cm	3	1400 (+/- 120)	1380 (+/- 10)	1250 (+/- 25)
Coliformes termotolerantes	NMP/100ml	5	4,3x10⁷ máx 1,3 x 10 ⁸ min 5,0 x 10 ⁶	5,1x10⁶ 4,0 x 10 ⁴ 2,3 x 10 ⁷	9,4 x10³ min 1,4 x 10 ¹ máx 4,4 x 10 ⁴
Entamoeba	NMP/1000ml	1ª.	30	0	0
Cryptosporid.	NMP/1000ml	1ª. /2ª.	0 / 0	0 / 0	0 / 0
Giárdia	NMP/1000ml	1ª. / 2ª.	0 / 150	20 / 0	0 / 0
Helmintos	NMP/1000ml	1ª. /2ª.	<1 / <1	<1 / 60	<1 / <1



Figura 11: Sistema em dezembro de 2012



Figura 12: Irrigação com efluentes tratados no jardim

Observações específicas a respeito das análises do sistema

Vale ressaltar que devido as características do sistema verificou-se uma certa dificuldade de tirar amostra representativa do esgoto bruto. Primeiramente é difícil tirar uma amostra na elevatória inicial (figura 3), porque aqui os sólidos sedimentam e não tem característica uniforme do esgoto. A segunda opção, tirar a amostra no tubo da alimentação da primeira etapa (figura 8), também se mostrou difícil, porque durante a fase de bombeamento (10 a 15 min) a característica do esgoto muda: nos primeiros segundos o esgoto é muito carregado (lodo sedimentado) e nos últimos minutos o esgoto bruto já é praticamente transparente (sobrenadante). Por este motivo sempre foram tirados 3 baldes do efluente (início, meio e final da fase de bombeamento) que depois foram misturadas, sem necessariamente encontrar a mistura real de esgoto bruto. Diferentemente desta situação difícil, as amostras da primeira e segunda etapa foram coletadas diretamente na saída do dreno dos dois filtros, ou seja, na entrada da elevatória intermediária (etapa 1) e na entrada do reservatório (etapa 2; figura 11), estas amostras correspondem a qualidade real do efluente.

Conseqüentemente os valores do esgoto bruto na tabela 1 mostram grandes variações especialmente nos valores de concentrações de DQO e DBO₅, também a alta relação entre a concentração do DQO e DBO₅ pode ter sua explicação neste problema, por exemplo por captação das partículas inertes no lodo de algumas



amostras. Mas por outro lado também deve ser mencionado que se observou uma redução das concentrações durante as campanhas e isso tem sua explicação num aumento da produção do esgoto (diluição).

Outro parâmetro relevante consiste na baixa concentração do Amônio-N no esgoto bruto, uma explicação pode ser a dieta dos moradores do asilo (alimentação vegetariana), mas também pode ser que uma parte do Nitrogênio ainda esteja presente como NTK, porque neste caso não acontece nenhuma degradação antes que o esgoto chega à superfície do wetland da primeira etapa. Esta dúvida somente pode ser esclarecida com conhecimento do parâmetro NTK que ainda falta analisar. Ao outro lado a balança de nitrogênio fecha bem, não se observa “perda” inexplicável de nutrientes (nitrogênio e fósforo): o fósforo tem uma redução de 2,4 mg P/ L na primeira e 1,4 mg P/ L na segunda etapa e nitrogênio se reduz de 6,3 mg N/ L na primeira e 8,6 mg N/ L na segunda etapa. Isso com certeza é a parte de nutrientes (N e P) que foi absorvida pela vegetação que cresceu nesta época (figura 11).

DISCUSSÃO

Eficiência da 1ª Etapa e comparação com o “Sistema Francês”

A primeira etapa mostrou uma eficiência de 96% em remoção de DQO e DBO_5 , isso é muito mais que outras tecnologias de pré-tratamento podem alcançar (Fossa Séptica e Tanque Imhoff 30-40%; ABR 50-60%), também o resultado da turbidez (7,5 NTU) e da remoção do Amônio de 75% mostra a surpreendente capacidade deste tipo de filtração aeróbica. Segundo a avaliação dos autores Molle *et al.* (2005) os sistemas operados na França chegaram na primeira etapa numa eficiência de 80% remoção de DQO e até 50% remoção do Amônio, eles conseguiram relacionar a eficiência específica também com a carga hidráulica (maior carga hidráulica, melhor eficiência de remoção do DQO) e a nitrificação relacionaram com a temperatura (mais eficiente no verão). Também confirmaram que sobrecargas até 15% da carga orgânica e 25% da carga hidráulica não afetam na eficiência da remoção de DQO e sólidos suspensos, mas sim da nitrificação.

O objetivo da primeira etapa é a separação dos sólidos e de sua degradação na superfície, Molle *et al.* (2005) documentaram no resultado deste processo o crescimento de uma camada de substrato mineralizado de 15 mm por ano. Na estação estudada ainda não se observou nenhuma camada depois de 20 meses da operação. Os sólidos secam totalmente e deixam um filme fino que parece como papel reciclável. Pode ser concluída que a divisão em duas partes não afetou a secagem. Por outro lado as bactérias termotolerantes fecais foram reduzidas somente por uma casa decimal e ainda foi verificado aparecimento de Giárdia e de cistos de Helmintos. A contaminação da população com parasitos é provável e a falta de prova desses parasitos no esgoto bruto pode ser resultado da maneira como foi coletada a amostra, os cistos dos Helmintos normalmente sedimentam e ficam no lodo, falta analisar ainda o lodo sedimentado mais especificamente.

A camada formada de substrato poderia contribuir na remoção das micropartículas e até um certo nível também na remoção das bactérias fecais e cistos de parasitos. De ponto das experiências atuais no clima quente têm duas opções de criar esta camada: ou realizar uma carga mais elevada ou espalhar na superfície um substrato adicional de degradabilidade lenta (palha etc.) que pode iniciar o processo da mineralização.

Eficiência da 2ª. Etapa e eficiência total em comparação com o “Sistema Francês”

A segunda etapa completa a remoção do DQO, DBO_5 , Amônio e da turbidez até quase 100%. Na comparação os “Sistemas Francês” na França chegam ao 90% remoção de DQO (60 mg DQO/ L no efluente final), 95% remoção dos Sólidos Suspensos (11 mg SS/ L no efluente final) e 85% remoção de Amônio (7 mg NH_4-N / L). A remoção das bactérias termotolerantes fecais na segunda etapa é de aproximadamente três casas decimais, não aparecem mais Helmintos nem outros micro-organismos patogênicos. A concentração bacteriana ainda pode estar crítica para uso sem desinfecção, mas o efluente fica totalmente clarificado e dependendo das exigências locais podem ser aplicados cloro ou UV em doses econômicas.

Este resultado somente é possível com um filtro de areia, principalmente por ser utilizada uma areia fina (figura 6). O principal risco do uso desta areia fina consiste na colmatação, por isso é extremamente importante de ter um tratamento primário eficiente que neste caso é garantido pela etapa 1.



O dimensionamento da segunda etapa depende da relação entre carga orgânica e oferta de oxigênio (Platzer, 1999; Platzer *et al.* 2007). A baixa carga na segunda etapa (por causa de alta eficiência da primeira etapa), sugere uma potencial otimização no dimensionamento. Vale ressaltar que ainda faltam experiências na operação de longo prazo, o que é de fundamental importância para sistemas wetland.

O resultado do tratamento é excelente se apresenta como uma alternativa interessante também para situações no Brasil, especialmente para situações onde se busca operação econômica da estação e o reuso de efluente tratado. Os aspectos mencionados ainda não esclarecidos são interessantes de se pesquisar. Espera-se uma contribuição neste sentido da *Universidad Agraria La Molina* de Lima no Peru, que recentemente instalaram um campo com plantas pilotos de tipo wetland inclusive de mesmo desenho de sistema comentado, para pesquisar sobre as oportunidades de sua aplicação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. HOFFMANN, H., PLATZER, C., MÜNCH, E., WINKER, M. Technology review "Constructed Wetlands" Constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment in developing countries. Sustainable sanitation and ecosan program of GIZ GmbH, feb. 2011
2. MOLLE, P., LIÉRNARD, A., BOUTIN, C., MERLIN, G., IVEMA, A. How to treat raw sewage with constructed wetlands, an overview of the French system. Water Science and Technology 51 (9), pp.11-21, 2005
3. PLATZER, C. Design recommendation for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. Water Science and Technology 40(3), pp.257-263, 1999
4. PLATZER, C., HOFFMANN, H., CARDIA, W. AND COSTA, R. H. R. Dimensionamento de wetland de fluxo vertical com nitrificação - Adaptação de modelo europeu para as condições climáticas do Brasil. 24. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária Ambiental (ABES), Belo Horizonte, 2007.



ECOTOXICIDADE DE EFLUENTES SANITÁRIOS TRATADOS COM WETLANDS CONSTRUÍDOS

Tamara Bianca Horn⁽¹⁾

Bióloga, Mestre em Tecnologia Ambiental- Universidade de Santa Cruz do Sul - UNISC

Filipe Vargas Zerwes⁽²⁾

Engenheiro Ambiental, Mestre em Tecnologia Ambiental – UNISC

Rodrigo Hennig Lovato⁽³⁾

Acadêmico do Curso de Engenharia Ambiental - Universidade de Santa Cruz do Sul - UNISC

Lourdes Teresinha Kist⁽⁴⁾

Química, Doutora em Química Inorgânica, professora da Universidade de Santa Cruz do Sul - UNISC

Eduardo Alexis Lobo Alcayaga⁽⁵⁾

Biólogo, Doutor em Biologia, professor da Universidade de Santa Cruz do Sul-UNISC

Enio Leandro Machado⁽⁶⁾

Químico Industrial, Doutor em Engenharia, professor da Universidade de Santa Cruz do Sul - UNISC

Endereço⁽⁵⁾: Avenida Independência, 2293. Bairro Universitário. Santa Cruz do Sul - RS - CEP: 96815-900 - Brasil - Tel: (51) 3717-7545 - e-mail: enio@unisc.br

RESUMO

A detoxificação de efluentes sanitários de campus universitário com sistema *Wetlands* Construídos (WCs) foi investigada neste trabalho. Os sistemas WCs envolveram alagados construídos em caixas de polietileno de alta densidade (PEAD) de 90 L de volume útil com sistema suporte composto por pedra britada nº 1 e 4 e areia média/grossa. Os WCs foram vegetados com *Hymenachne grumosa* em uma configuração de sequência de três estágios de fluxo subsuperficial, sendo uma das configurações com fluxo misto. Os WCs foram feitos com as seguintes características: W1- sistema vegetado; W2-sistema vegetado com estufa; W3 – sistema vegetado com intermediário de macrófita submersa *Myriophyllum aquaticum* em fluxo superficial e W4 – sistema com suporte sem vegetação. Os WCs foram operados em fluxo contínuo com Tempo de Detenção Hidráulica de 1,84 dias. Em termos de detoxificação aguda, os afluentes brutos de moderadamente tóxico evoluíram para efluentes tratados pouco tóxicos na etapa de fitorremediação. A detoxificação crônica nesta fase foi ineficiente mantendo os efluentes em altamente tóxicos (W1, W2 e W3) e extremamente tóxico (W4).

PALAVRAS-CHAVE: Wetlands Construídos; Fotoozonização detoxificação; efluentes domésticos; efluentes de campus universitário.

INTRODUÇÃO

A Resolução CONAMA 430/2011 estabelece que efluentes não podem causar ou ter potencial de toxicidade para organismos aquáticos em corpos receptores, considerando os critérios de ecotoxicidade estabelecidos por órgãos ambientais competentes, utilizando pelo menos dois níveis tróficos diferentes.

Já a Resolução 129/2006 do CONSEMA/RS dispõe sobre os critérios e padrões de emissão para toxicidade de efluentes lançados em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Em relação ao esgoto doméstico, tal Resolução aplica-se para fontes geradoras individualizadas de vazão igual ou superiores a 10.000 m³ d⁻¹. A Resolução estabelece prazos para as fontes geradoras se adequarem aos níveis permitidos de toxicidade, sendo que vazão igual ou maior que 10.000 m³ d⁻¹ e menores que 30.000 m³ d⁻¹, estabelece prazo de: 1) oito anos para não apresentar toxicidade aguda em organismos-teste de pelo menos três diferentes níveis tróficos (Fator de Toxicidade (FT)=1; efeito não observado); 2) prazo de 12 anos para o efluente não apresentar toxicidade crônica para organismos-teste de pelo menos dois diferentes níveis tróficos; e, 3) prazo de 14 anos para o efluente não apresentar genotoxicidade. Em relação a vazões superiores o que muda são os prazos, sendo que para vazões iguais ou maiores que 30.000 m³ d⁻¹ e menor que 50.000 m³ dia⁻¹, os prazos são de oito, dez e 12



anos para cumprir as mesmas metas; e para vazões iguais ou maiores que $50.000 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ os prazos são de seis, oito e dez anos para o cumprimento das metas de toxicidade.

Todas essas resoluções regulamentam os níveis máximos permitidos para o descarte de efluentes líquidos em águas superficiais, contudo, atualmente as possibilidades de reuso destes efluentes estão sendo, a cada dia, mais estudadas e necessárias em função da escassez de água potável, sendo que através do reuso o efluente pode ser aplicado em usos menos restritivos.

Outro aspecto a ser salientado é a dificuldade em operar e conceber adequadamente sistemas de tratamento que tenham eficiência para a redução dos potenciais eutrofizantes e toxicológicos. Apesar de diminuir a restrição dos valores de emissões para NTK e Ptotal, a Resolução 128/2006 do CONSEMA/RS não é atendida para muitas unidades de tratamento que não configuraram adequadamente os fatores de carga poluente e a configuração mista dos sistemas óxico e anóxico. Quanto à toxicologia, o não cumprimento dos padrões limites ainda é mais crítico, pois a Resolução 129/2006 do CONSEMA/RS estabelece FT=1 para controle analítico com três níveis tróficos após 8 anos da sua publicação.

Para atendimento dos aspectos de redução de ecotoxicidade de águas residuárias a integração de diferentes métodos de tratamento de esgotos possibilita unir as vantagens e também minimizar as ineficiências de cada tratamento, aparecendo como alternativa para a remediação de impactos ambientais de forma mais limpa. Estas integrações também são apresentadas como definições de sistemas sequenciais, combinados ou híbridos. Estas integrações podem envolver os WCs com processos convencionais como o caso dos reatores anaeróbios de manta de lodo de fluxo ascendente (UASB) + WCs (BEVILACQUA *et al.*, 2009), assim como com os processos ditos avançados como a osmose reversa (MURRAY-GULDE *et al.*, 2003) e POAs (ANTONIADIS *et al.*, 2010).

Neste sentido, foram investigadas neste trabalho as capacidades de detoxificação de WCs para o tratamento de efluentes de campus universitário da Universidade de Santa Cruz do Sul – UNISC, RS, aplicando ensaios com as macrófitas *Hymenachne grumosa* e *Myriophyllum aquaticum* (macrófita submersa). As avaliações de ecotoxicidade foram feitas com a espécie *Daphnia magna* Straus como organismo-teste para a ecotoxicidade aguda e *Ceriodaphnia dubia* Richard como organismo-teste para a ecotoxicidade crônica.

METODOLOGIA

Caracterização do local de estudo

O sistema experimental foi instalado na Estação de Tratamento de Esgotos (ETE), no Campus da UNISC – Universidade de Santa Cruz do Sul, RS. O levantamento dos dados referentes à ETE foi feito junto à Coordenação Ambiental da Prefeitura do Campus da UNISC.

De acordo com a Coordenação Ambiental, o esgoto drenado para tratamento na ETE, é originário dos mictórios e bacias sanitárias, sendo que os restaurantes possuem sistemas de tratamento com caixa separadora de óleos e graxas e posterior encaminhamento para a ETE UNISC.

Quanto aos laboratórios, todos os resíduos são coletados segregadamente e encaminhados para a Central de Tratamento de Resíduos (CETER). A ETE foi dimensionada para um equivalente populacional de 18.000 pessoas (estudantes e funcionários), sendo que a média por semestre é de 11.500 indivíduos divididos nos três turnos de funcionamento das aulas no campus, sendo mais concentrados no período noturno.

No decorrer da experimentação com os WCs, os parâmetros físico-químicos dos afluentes e efluentes foram analisados no Laboratório de Tecnologia e Tratamento de Águas e Efluentes (LATTAE) da UNISC, exceto N-NO_3^- , K^+ e Na^+ que foram analisados na Central Analítica da UNISC.

Os testes ecotoxicológicos foram realizados no Laboratório de Ecotoxicologia da UNISC sendo utilizada a espécie *Daphnia magna* Straus como organismo-teste para a ecotoxicidade aguda e *Ceriodaphnia dubia* Richard como organismo-teste para a ecotoxicidade crônica. As coletas foram realizadas em garrafas PET de



600 mL e armazenadas em congelamento por um período máximo de até três meses para a realização dos testes, sendo que os procedimentos metodológicos utilizados seguiram as normas da NBR 12713 (ABNT, 2004) para *Daphnia magna* e NBR 13373 (ABNT, 2005) para *Ceriodaphnia dubia*.

A espécie *Hymenachne grumosa* aplicada nos WCs foi encaminhada para a identificação no Laboratório de Botânica da UFRGS mediante a chave de identificação taxonômica de Guglieri & Longhi-Wagner (2000) e comparativo com exsicatas depositadas no Herbário ICN do Instituto de Biociências da 70 UFRGS. O material utilizado na identificação foi depositado no Herbário da UNISC (HCB), sob o código HCB 02866.

Para este estudo foram construídas quatro diferentes configurações de sistemas WCs (Figura 1), constituídos de três compartimentos (caixas) sequenciais precedidas por um tanque equalizador de 1.000 litros de volume útil, um decantador/digestor e um distribuidor e controlador de vazões.

Para os ensaios de tratamento parte do esgoto da ETE UNISC foi desviado ao tanque equalizador através de bomba centrífuga de 1 HP (Kohlbach modelo ME 5598). A bomba centrífuga foi coberta por um cano de PVC cortado para evitar a ação do tempo (chuva; incidência solar).

Em seguida, o afluente foi desviado até uma caixa d'água de polietileno com capacidade de 1.000 litros que serviu para o armazenamento do mesmo. O abastecimento foi feito em três momentos ao longo do dia (8h; 16h; 24h) sendo regulados através de um temporizador (*Foxlux modelo FX-TBA*) conectado à bomba centrífuga por 15 minutos, bombeando aproximadamente 300 L a cada momento de abastecimento. Após, o afluente seguiu para um decantador/digestor com capacidade de 0,15m³ e então, encaminhado para quatro diferentes sistemas experimentais de WCs.

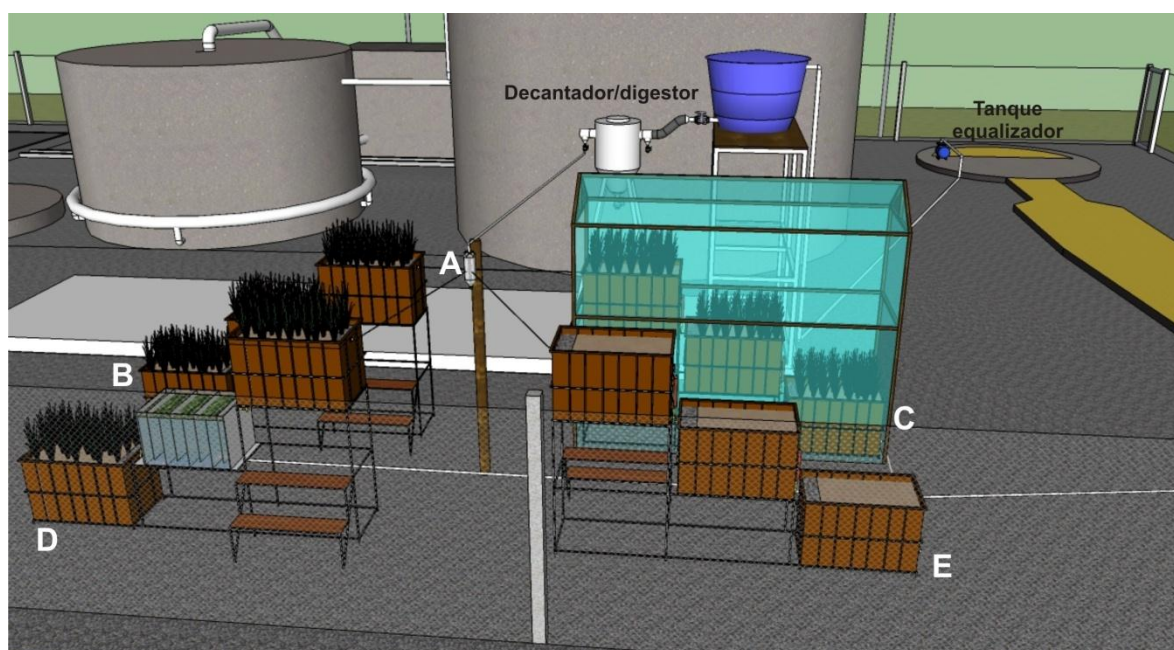


Figura 14. Configurações das unidades experimentais de tratamento por WC's. A: sistema de regulação de vazão com garrafa PET e equipamento hospitalar; B: configuração W1; C: configuração W2; D: configuração de fluxos mistos, W3 e E: configuração W4 (controle).

Fonte: Guilherme Becker.

A Tabela 1 caracteriza os parâmetros operacionais dos ensaios com os WCs



Tabela 1. Características operacionais para as unidades de WCs durante regime de fluxo contínuo

Parâmetro	Unidade	Valor
Altura dos leitos	m	0,45
Altura do líquido nos leitos	m	0,37
Comprimento	m	0,92
Largura	m	0,55
Volume útil efetivo total de cada sistema	m ³	0,27
Volume útil efetivo de cada compartimento	m ³	0,09
Área superficial total de cada sistema	m ²	1,518
Área superficial de cada compartimento	m ²	0,506
Coefficiente volumétrico	m dia ⁻¹	0,094
Vazão afluente	m ³ dia ⁻¹	0,144
Tempo de Detenção Hidráulica (=V/Q) no sistema	dia	1,87

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Caracterizações do local de estudo e do afluente da ETE-UNISC

A Universidade de Santa Cruz do Sul implantou no ano de 2006 no seu Campus Universitário de Santa Cruz do Sul, RS, a Estação de Tratamento de Esgoto (ETE UNISC) que opera sob Licença de Operação nº 4584/2007 – DL expedida pela FEPAM – Fundação de Proteção Ambiental Henrique Luis Roessler. A ETE UNISC possui tratamento a nível preliminar por grade mecanizada e desarenador. Após o desarenador existe uma Calha *Parshall* a qual é utilizada para determinar a vazão de entrada na ETE UNISC. A nível primário, o tratamento é feito por Reator Anaeróbio de Manta de Fluxo Ascendente (UASB); e, a nível secundário por Filtro Biológico Percolador, seguido de decantador secundário. O lodo gerado no reator anaeróbio é desidratado em leito de secagem e posteriormente enviado para fertilização das árvores do entorno da ETE UNISC.

A ETE UNISC atua com vazão média de aproximadamente 103 m³ d⁻¹, sendo a vazão máxima de 129,6 m³ d⁻¹ e mínima de 57,6 m³ d⁻¹. O regime de contribuição pode chegar a 16 h d⁻¹, incluindo o período de limpeza noturna. Sendo que os picos de vazões geralmente ocorrem em torno de 12h, 13h 30 min e 16h 30 min.

O perfil do esgoto drenado para tratamento na ETE, é originário apenas dos mictórios e bacias sanitárias, podendo portanto, ser considerado como águas negras e amarelas. Não existem estações de recalque, sendo que a localização da ETE UNISC foi escolhida para haver deslocamento do esgoto por gravidade. De acordo com a Prefeitura do Campus, a população flutuante média por semestre é de 11.500 indivíduos, sendo que a maior contribuição desta população flutuante é na forma de urina já que a universidade é considerada um local de prestação de serviços de curta permanência. Na Tabela 2 podem ser observados os valores médios obtidos nas análises do afluente da unidade piloto, sendo este coletado após a passagem pelo decantador/digestor. Este foi considerado o ponto de referência para denominação Afluente dos WCs.

O que se esperaria como característica dos fatores de carga poluente neste efluente do setor de serviços é a menor quantidade de material carbonáceo com proporções superiores de NTK e Ptotal. Isto seria esperado, pois as principais contribuições são para as águas amarelas. No entanto, os valores de DQO e NTK apresentados estão dentro da normalidade.

Como pode ser observado, o afluente dos WCs possui impacto eutrofizante, especialmente nitrogênio na sua forma amoniacal (NH₃). Esta substância também apresenta um potencial risco de toxicidade. Não há uma normativa oficial que possa ser aplicada para a vazão da ETE UNISC, uma vez que, a Resolução 129/2006 do CONSEMA/RS que trata sobre os limites máximos de toxicidade para o descarte de efluentes, é aplicada quando a vazão mínima do efluente doméstico for igual ou superior a 10.000 m³ d⁻¹.



Tabela 2. Concentração média e desvio padrão dos parâmetros de qualidade do afluente.

Parâmetros	Afluente		Resolução CONSEMA/RS- 128/06 e 129/06
	Média	Desvio padrão	$100 \leq Q < 200 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$
DQO	264,5	124,7	≤ 330
DBO ₅	224,3	111,9	≤ 120
NTK	41,8	17,2	-
NH ₃	36,8	20,6	≤ 20
NO ₃ ⁻	0,8	0,3	-
Ptotal	8,6	9,2	-
OD	0,08	0,3	-
Condutividade	832,7	227,1	-
pH	7,9	0,5	-
Temperatura	16,9	4,1	≤ 40
Turbidez	139,6	108,1	-
Cor	0,21	0,21	Não conferir mudança ao corpo receptor
SSedim	5,4	6,7	$\leq 140 \text{ mg L}^{-1}$
CE(I) ₅₀	51,3	17,3	FT=1 para toxicidade aguda* CE(I) ₅₀ = 100%
CI(I) ₅₀	17,6	11,5	-
Coliformes totais	$1,2 \cdot 10^6$	$9,7 \cdot 10^5$	-
<i>Escherichia coli</i>	$8,2 \cdot 10^5$	$6,4 \cdot 10^5$	-

Para os parâmetros a unidades adotada é mg L⁻¹, com exceção de Coliformes totais e *E. coli* - UFC/100mL; condutividade - $\mu\text{s cm}^{-1}$; temperatura - °C; turbidez – NTU e cor λ 420; CE(I)₅₀ 48h e CI(I)₅₀ em %.

* Resolução CONSEMA 129/06

Como descrito na metodologia, o afluente ao sistema experimental com WCs permaneceu por um período em uma caixa d'água de polietileno e posteriormente foi encaminhado para um decantador/digestor. Este período foi suficiente para a continuidade da atividade anaeróbia já iniciada no tanque equalizador da ETE UNISC. Porém, a eficiência atingida por esta etapa não foi foco da pesquisa, sendo o efluente do decantador/digestor considerado o afluente ao experimento com WC's.

Os fatores usuais de carga de efluentes secundários para os WCs trabalham com proporção DQO:NTK:Ptotal de 36,1:8,49:1 enquanto que para o caso estudado estabelece proporções de 30,86:4,87:1. Este *déficit* de material carbonáceo pode reduzir a eficiência de remediação dos WCs. Os resultados obtidos por Matos *et al.* (2010) demonstraram fatores de carga entre 25 e 40 g m² d⁻¹ de DBO₅ para o tratamento de efluentes de laticínios. A partir dos valores médios da Tabela 14 pode ser considerado que a relação de carga superficial aplicada foi 21,3 g m² d⁻¹ para W1, W2 e W4. A aplicação dos sistemas W1-W4 envolveu o período de 12 meses, considerando as características de desempenhos com base nos parâmetros gerais apresentados nas Tabelas 3-7.

Tabela 3. Comparativo de eficiência de remoção de DQO em termos de concentração e de carga removida

	Eficiência em termos de concentração			Eficiência em termos de carga		
	Média afluente de DQO mg L ⁻¹	Média efluente de DQO mg L ⁻¹	Eficiência* %	Carga afluente de DQO g m ⁻² d ⁻¹	Carga efluente de DQO g m ⁻² d ⁻¹	Eficiência %
W1	264,5	71,3	69,2	25,1	3,9	84,4
W2	264,5	50,6	81,6	25,1	2,1	91,6
W3	264,5	38,9	85,5	25,1	1,7	93,3
W4	264,5	56,2	76,3	25,1	2,4	90,4

* considerada a eficiência média para todo o período amostral da fase I e não apenas em termos de concentração média afluente e efluente.



Tabela 4. Comparativo de eficiência de remoção de DBO₅ em termos de concentração e de carga removida

	Eficiência em termos de concentração			Eficiência em termos de carga		
	Média afluente de DBO ₅ mg L ⁻¹	Média efluente de DBO ₅ mg L ⁻¹	Eficiência* %	Carga afluente de DBO ₅ g m ⁻² d ⁻¹	Carga efluente de DBO ₅ g m ⁻² d ⁻¹	Eficiência %
W1	224,3	21,9	89,6	21,3	1,2	94,3
W2	224,3	18,6	89,9	21,3	0,8	96,2
W3	224,3	19,3	89,8	21,3	0,8	96,2
W4	224,3	16,5	90,7	21,3	0,7	96,7

* considerada a eficiência média para todo o período amostral da fase I e não apenas em termos de concentração média afluente e efluente.

Os efluentes dos WCs avaliados se enquadram nos padrões de lançamento dos parâmetros das Tabelas 3 e 4, considerando a Resolução 128/2006 do CONSEMA/RS que definiu limites de DQO de 330 mg L⁻¹ e de DBO₅ de 120 mg L⁻¹ para a vazão da ETE UNISC.

Tabela 5. Comparativo de eficiência de remoção de NTK em termos de concentração e de carga removida

	Eficiência em termos de concentração			Eficiência em termos de carga		
	Média afluente de NTK mg L ⁻¹	Média efluente de NTK mg L ⁻¹	Eficiência* %	Carga afluente de NTK g m ⁻² d ⁻¹	Carga efluente de NTK g m ⁻² d ⁻¹	Eficiência %
W1	41,8	25,6	29,6	3,9	1,4	64,1
W2	41,8	30,5	17,6	3,9	1,3	66,6
W3	41,8	25,7	32,4	3,9	1,1	71,7
W4	41,8	27,5	32,7	3,9	1,2	69,2

* considerada a eficiência média para todo o período amostral da fase I e não apenas em termos de concentração média afluente e efluente.

As variações dos dados de NTK estabelecem contrariedades para a expectativa de desempenho dos WCs em relação à produção de biomassa. Talvez, a consideração para a menor redução da carga nitrogenada no W2 esteja associada ao fato da saturação dos vapores amoniacais na estufa, visto que o equilíbrio entre a carga amoniacal na fase suporte não teria favorecimento de deslocamento para a fase vapor. Isto foi mais efetivo nos sistemas abertos, o que demonstraria uma limitação para a remoção de nutrientes com ciclo exogênico em ambiente fechado.

Tabela 6. Comparativo de eficiência de remoção de NH₃ em termos de concentração e de carga removida

	Eficiência em termos de concentração			Eficiência em termos de carga		
	Média afluente de N- NH ₃ mg L ⁻¹	Média efluente de N-NH ₃ mg L ⁻¹	Eficiência* %	Carga afluente de N-NH ₃ g m ⁻² d ⁻¹	Carga efluente de N-NH ₃ g m ⁻² d ⁻¹	Eficiência %
W1	36,8	21,8	23,7	3,5	1,2	65,7
W2	36,8	24,8	14,7	3,5	1,1	68,6
W3	36,8	22,9	29,6	3,5	1,0	71,4
W4	36,8	22,2	22,0	3,5	0,9	74,3

* considerada a eficiência média para todo o período amostral da fase I e não apenas em termos de concentração média afluente e efluente.

Em termos das exigências da legislação nenhum dos sistemas testados atenderia a resolução CONSEMA 128/06. As restrições incluem 20 mg L⁻¹ de NH₃, assim como uma eficiência mínima de 75% em termos de



concentração. No entanto, em termos de fatores de carga as reduções mostram maior efetividade e poderiam atingir a eficiência mínima.

Tabela 7. Comparativo de eficiência de remoção de Ptotal em termos de concentração e de carga removida

	Eficiência em termos de concentração			Eficiência em termos de carga		
	Média afluente de Ptotal mg L ⁻¹	Média efluente de Ptotal mg L ⁻¹	Eficiência* %	Carga afluente de Ptotal g m ⁻² d ⁻¹	Carga efluente de Ptotal g m ⁻² d ⁻¹	Eficiência %
W1	8,6	4,4	32,7	0,8	0,24	70,0
W2	8,6	2,5	51,6	0,8	0,11	86,2
W3	8,6	3,7	38,6	0,8	0,16	80,0
W4	8,6	4,1	28,6	0,8	0,18	77,5

* considerada a eficiência média para todo o período amostral da fase I e não apenas em termos de concentração média afluente e efluente.

O que pode ser considerado a partir dos dados é que há coerência na maior taxa de redução de fósforo com o sistema WC de maior produção de biomassa vegetal. Outro aspecto importante, tanto para a eficiência em termos de concentração quanto de carga, é que a potencialidade para formação de fosfina só poderia ser considerada para regiões de potencial redox extremamente baixo, o que não foi considerado para os WC's estudados em função do valor médio de oxigênio dissolvido de 1,37 mg L⁻¹ O₂ e medidas do potencial redox característicos do meio anóxico (Eh= -111,4 mV (W1); Eh= -49,63 mV (W2); Eh= -57,77 mV (W3) e Eh= -84,57 mV (W4)). Segundo Von Sperling (2005), Eh acima de 100 mV caracterizam meio sob condições aeróbias; Eh entre -100 a +100 mV meios sob condições anóxicas e Eh abaixo de -100 mV meio sob condições anaeróbias.

De todos os parâmetros avaliados neste trabalho, a ecotoxicidade é o que configura as maiores necessidades de aprofundamento, pois se trata de um parâmetro biológico geral que não associa os resultados a compostos específicos ou classe de compostos.

Para as águas amarelas, que configuram a principal contribuição dos efluentes aqui estudados, podem estar presentes poluentes orgânicos persistentes e íons inorgânicos tóxicos, neste caso especialmente o íon amônio. Novamente na correlação dos efeitos tóxicos dos efluentes do campus da UNISC percebe-se o valor na escala relativa de toxicidade aguda de medianamente tóxico e de extremamente tóxico para a toxicidade crônica. Os dados são apresentados nas Figuras 2 e 3.

A efetividade da detoxificação aguda foi obtida para todos os WCs tornando-os pouco tóxicos. No entanto, uma maior precisão e exatidão do parâmetro ecotóxico seria necessário para diferenciar os desempenhos dos WCs. Se associada a redução do íon amônio estivesse a toxicidade aguda, melhores valores teríamos para o W2, já que este foi o tratamento que mais reduziu toxicidade aguda. Dupont (2010) obteve os mesmos valores médios do afluente sendo considerados medianamente tóxico. Sendo que esta autora, avaliando a eficiência de detoxificação da ETE UNISC, comprovou que o tratamento não é efetivo, pois o efluente tratado não é nem capaz de mudar de faixa de toxicidade.

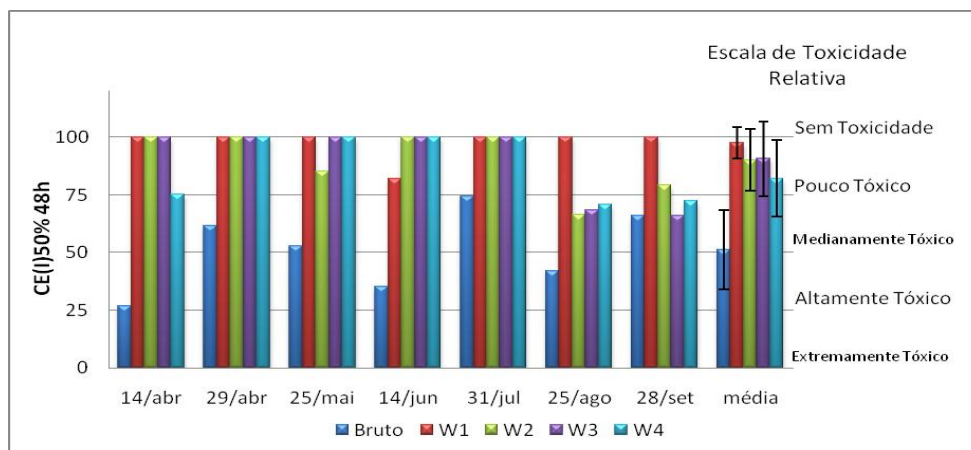


Figura 2. Resultados da toxicidade aguda para o afluente e efluente dos WCs.

Silva *et al.* (2010), avaliando o efluente urbano submetido ao tratamento com reator anaeróbico + WCs, obtiveram reduções de toxicidade aguda para *Daphnia similis* do efluente bruto com $CE(I)_{50}$ em torno de 70% para um efluente tratado com $CE(I)_{50}$ de aproximadamente 98% tanto no sistema vegetado quanto no sistema não-vegetado.

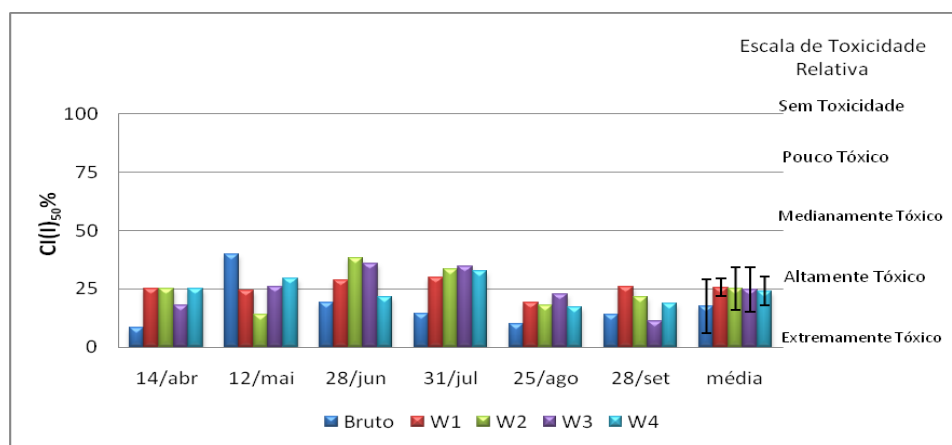


Figura 3. Resultados da toxicidade crônica para o afluente e efluente dos WCs.

Os dados de toxicidade crônica mostraram que não houve efetividade no tratamento quanto a este parâmetro. Todos os tratamentos apenas conseguiram reduzir a toxicidade crônica relativa ao nível de altamente tóxico, exceto o W4 que na média não permitiu alterar a faixa de toxicidade, mantendo-se igual ao afluente do tratamento sendo considerado extremamente tóxico. Araña *et al.*, (2008), observaram que a presença ou não de plantas não foi capaz de influenciar a toxicidade de *Lemna minor* em WCs para o tratamento de pesticidas. Murray-Gulde *et al.*, (2003), trabalhando com efluente de WCs pré-tratados com osmose reversa, conseguiram reduzir a toxicidade crônica de *Ceriodaphnia dubia* nas avaliações de sobrevivência, no entanto em termos de reprodutibilidade esta não foi significativa em relação ao controle não permitindo considerações finais sobre a detoxificação quando o efeito de controle do organismo-teste foi a reprodutibilidade.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

As principais características impactantes dos efluentes estudados estão associadas com o potencial de eutrofização e toxicidade aguda e crônica. Para o tratamento por fitorremediação este afluente apresenta uma relação DQO:NTK:Ptotal de 30,86:4,87:1, estando adequado para tratamento com os *wetlands* construídos, o



que se assemelha com os dados de proporções das cargas poluentes encontradas na literatura. Em termos de ecotoxicidade aguda, ocorreu elevação da CE(I)₅₀ percentual da faixa de medianamente tóxica para pouco tóxica em todas as configurações. Este dado coincide em termos de tendência com os níveis de redução do nitrogênio amoniacal.

No geral, as configurações avaliadas apresentaram eficiências adequadas para o material carbonáceo, em torno de 70 a 85% em termos de DQO e 89 a 90% em DBO₅, igualando-se às reportadas na literatura para os tratamentos convencionais. Em relação aos parâmetros eutrofizantes, as eficiências de remoção em termos de concentração foram entre 17,6 a 33% para NTK, em torno de 15 a 29% para NH₃ e 28,6 a 51,6% para Ptotal. Contudo, essas percentagens são em termos de concentração dos efluentes, não levando em conta as perdas de líquido por evapotranspiração, o que acaba concentrando os efluentes, subestimando a real capacidade dos WCs. Conclui-se que a eficiência de remoção de parâmetros poluentes em WCs deve ser representada em termos de remoção de cargas, que no caso destes últimos parâmetros passaria a ser 64 a 72% para NTK, 65 a 74% para NH₃ e 70 a 86% para Ptotal.

AGRADECIMENTOS

Agradecimentos para FAPERGS, Edital PqG 02/11, processo 11/1476-9

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução n. 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, ano 142, n. 53, 18 mar. 2005. Seção 1, p. 58-63.
2. CONSEMA – CONSELHO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE - *Resolução n. 128/2006*. Disponível em: < <http://www.sema.rs.gov.br/upload/Resolucao%20CONSEMA%20245-2010.pdf> >. Acesso em: 10 nov. de 2010. DATAR, M.T., BHARGAVA, D.S. Effects of environmental factors on nitrification during aerobic digestion of activated sludge. *Journal of the Institution of Engineering (India), Part EN: Environmental Engineering Division*, v.68, n.2, p.29-35, Feb. 1988.
3. _____. *Resolução n. 129/2006*. Disponível em: < <http://www.mp.rs.gov.br/ambiente/legislacao/id4890.htm> >. Acesso em: 10 nov. de 2010.
4. Resolução CONAMA Nº 430/2011 - "Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA." - Data da legislação: 13/05/2011 - Publicação DOU nº 92, de 16/05/2011, pág. 89
5. BEVILACQUA, P. D.; BASTOS, R. K. X.; CALIJURI, M. L.; DIAS, R. V. A.; ALVES, L. G. S. Remoção de ovos de helmintos em *wetlands* construídas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 25º., 2009, Anais da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES): Recife. 2009. p. 1-5.
6. MURRAY-GULDE, C.; HEATLEY, J. E.; KARANFIL, T.; RODGERS Jr., J. H.; MYERS, J. E. Performance of hybrid reverse osmosis-constructed wetland treatment system for brackish oil Field produced water. *Water Research*, Oxford, n. 37, p. 705-713, 2003.
7. ANTONIADIS; DARAKAS, E.; POULIOS, I. Municipal wastewater treatment by sequential combination of photocatalytic oxidation with constructed wetlands. *Catalysis Today*, [online], n. 151, p. 114-118, 2010.
8. GUGLIERI A.; LONGHI-WAGNER, H. M. *Gramineae – Paniceae Genero Panicum L. Flora ilustrada do Rio Grande do Sul/26*. n. 59. Porto Alegre: Instituto de Biociências UFRGS, 2000
9. MATOS, T. A. de; ABRAHÃO, S. S.; BORGES, A. C., MATOS, M. P. de. Influência da taxa de carga orgânica no desempenho se sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras. *Engenharia Sanitária Ambiental*, Viçosa, n.1, p. 83-95, v.15, jan./mar. 2010.
10. SILVA, G.; ABDUL NOUR, E.; BARRETO, A.S.; SANTOS, E.M.R.; CANDELLO, F.P.; GOMES, A. T. O. Análise de Efluentes de um sistema simplificado de tratamento de esgoto sanitário utilizando *Daphnia similis*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ECOTOXICOLOGIA, 11., 2010, Bombinhas. Anais Vida e Consciência, 2010.
11. VON SPERLING, Marcos. *Princípio do tratamento biológico de águas residuárias – introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Belo Horizonte: DESA, 2005. v. 1.



**APLICAÇÃO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO
SUPERFICIAL UTILIZANDO MACRÓFITAS FLUTUANTES PARA O
POLIMENTO DE EFLUENTE AGROINDUSTRIAL COM VISTAS A
CONTINUIDADE DO SISTEMA DE REUSO**

Silvana Cristina Käfer

Bióloga e Engenheira Sanitarista e Ambiental. Mestranda em Engenharia Ambiental na Universidade Federal de Santa Catarina – (UFSC). Bolsista CNPq

Carla Suntti

Engenheira Ambiental. Mestre em Engenharia Ambiental pela UFSC. Professora da UNOESC.

Catiane Pelissari

Biocientista Industrial. Mestre em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). Doutoranda em Engenharia Ambiental na UFSC. Bolsista CAPES

Pablo Heleno Sezerino

Engenheiro Sanitarista e Mestre em Engenharia Ambiental pela UFSC. Doutor em Engenharia Ambiental pela UFSC. Professor Adjunto do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC

Luiz Sergio Phillipi

Engenheiro Civil. Mestre em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos (EESC/USP). Doutor em Saneamento Ambiental pela Université de Montpellier I (França). Pós-doutorado pela Université de Montpellier II (França). Professor Titular do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC.

Endereço

Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina – Campus Trindade – Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado – 88040-970 – Florianópolis (SC) - E-mail: sckafer@gmail.com

RESUMO

A produção de água dentro de padrões de potabilidade torna-se cada vez mais escassa, induzindo ao uso mormente para o consumo humano e restringindo o uso para processos industriais. A intenção prioritária deste trabalho foi implantar em uma Agroindústria um sistema de polimento do efluente com aplicação de macrófitas aquáticas, para assim proporcionar a redução da matéria orgânica e de macronutrientes como nitrogênio e fósforo, possibilitando o atendimento das premissas organolépticas exigidas à continuidade do sistema de reuso. O sistema foi implantado na segunda quinzena do mês de Setembro de 2011 utilizando-se a estrutura desativada de seis leitos de secagem. O sistema de polimento foi monitorado do início de Outubro de 2011 a Agosto de 2012. Monitorou-se o desempenho do sistema de polimento quanto à remoção da Matéria Orgânica, Nitrogênio Total, Fósforo Total, e Coliformes Fecais através de análises físico-químicas e microbiológicas nos Pontos de Coleta P1 – Saída do Decantador e P2 – Saída do *wetland*. Avaliou-se a eficiência do sistema quanto à qualidade exigida pela Garantia da Qualidade para os usos específicos na unidade industrial. Os resultados obtidos no monitoramento do sistema apontaram uma redução significativa nas concentrações de todos os parâmetros, principalmente no que diz respeito à *E. Coli* com redução de 1,2 unidades logarítmicas, seguida pelo nitrogênio, com 64% e DQO, com 55% de remoção. Vários foram os benefícios mensuráveis proporcionados pela implantação do sistema, isso inclui ao setor da garantia da qualidade, pela melhora nas características organolépticas da água de reuso; e ao setor da área ambiental, pela sustentabilidade na aplicação de um sistema natural de tratamento em função da melhora operacional e econômica da empresa. Verificou-se que a aplicação de *wetlands* com escoamento superficial utilizando macrófitas flutuantes da espécie *Eichhornia crassipes* é uma alternativa plausível para o polimento de efluentes de agroindústrias, pois a qualidade do efluente final permite que este seja utilizado em outros processos dentro da empresa, minimizando assim o consumo de água potável, reduzindo a captação da água fluvial e, diminuindo o lançamento de efluentes no corpo receptor.

PALAVRAS-CHAVE: Tratamento de Efluentes, Reuso de Água, Sistema de Polimento com Macrófitas.



INTRODUÇÃO

Sendo tema recorrente de discussões, há alguns anos percebeu-se que a escassez de água potável tornava-se realidade e, a partir desta problemática, criou-se o conceito de “substituição de fontes”, o qual se mostrou como uma das estratégias usuais mais plausíveis para satisfazer as demandas menos restritivas, liberando as águas de melhor qualidade para usos mais nobres e restringindo o uso para processos industriais (HESPANHOL, 2001).

De acordo com a Organização Mundial da Saúde - OMS (1973, apud MANCUSO e SANTOS, 2003) o reuso de água para fins industriais consiste na utilização desse efluente no processo, em vez de sua disposição no meio ambiente. Evidentemente, dentro desta abordagem, o uso a que se destina o efluente tratado definirá os processos, bem como as operações unitárias adicionais necessárias para o melhor condicionamento dessa água.

Conforme Esteves (1998), a possibilidade de se empregar um sistema com macrófitas aquáticas como meio de reduzir a concentração de poluentes tem sido muito discutida nos últimos anos. Nesse contexto, vários arranjos tecnológicos vêm sendo estudados e discutidos para atuar nesse cenário, dentre eles destacam-se os *wetlands* construídos que cada vez mais vem sendo mundialmente utilizados para o tratamento de diversos tipos de efluentes desde doméstico até inorgânicos.

Segundo Brix (1989), dentre as espécies de plantas usadas no tratamento de efluentes com escoamento superficial, a macrófita aquática *Eichhornia crassipes* é a mais atuante em ambientes eutróficos tropicais e subtropicais. Seu crescimento rápido e sua facilidade de adaptação, aliado à intensa assimilação de nutrientes, a elege uma das plantas mais promissoras para o uso no polimento do sistema de tratamento de efluentes. Além de essas plantas removerem do meio aquático grande quantidade de nitrogênio, fósforo e potássio, suas raízes constituem num filtro para sólidos suspensos e principalmente num sítio propício à atividade bacteriana e de organismos da microfauna aquática, os quais auxiliam o processo de remoção destes poluentes.

Nesse contexto, este trabalho teve por objetivo aplicar um sistema de polimento ao efluente agroindustrial utilizando *wetlands* construídos de escoamento superficial com macrófitas flutuantes a fim de melhorar as características do efluente final possibilitando a continuidade do sistema de reuso.

MATERIAIS E MÉTODOS

Local da pesquisa

Este trabalho foi realizado durante um período de 12 meses em uma Estação de Tratamento de Efluentes localizada no escopo de uma agroindústria no meio oeste do estado de Santa Catarina (Latitude 26° 54' 19" S., Longitude 51° 24' 23" W) a uma altitude de 820 m., com clima mesotérmico - úmido, temperatura média 16,9°C e precipitação pluviométrica de 1.800 mm anual.

Características do efluente da Agroindústria

A referida agroindústria possui um alto consumo de água, o que acarreta em um grande volume de efluentes, ou seja, 80 a 90% da água consumida eram descartados como efluente líquido. Estes efluentes possuíam as seguintes características:

- Alta concentração de carga orgânica;
- Alto teor de gordura;
- Alta concentração de nitrogênio, fósforo e sais;
- Variações de pH, em função do uso de agentes químicos, especialmente utilizados na higienização;
- Variação de temperatura, devido ao uso de água quente e fria.

A empresa realiza a segregação inicial dos efluentes líquidos em duas linhas principais: “Linha verde”, que recebe principalmente os efluentes gerados nos vestiários, banheiros e refeitório da unidade (30 m³.d⁻¹) os quais são tratados em sistema biológico (tanque de aeração). A “Linha Vermelha”, cujos contribuintes principais são os efluentes gerados no processamento da carne, incluindo todas as operações do processo



produtivo ($220 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$) utiliza processo físico químico e biológico para tratamento. Destes $250 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ de efluente gerado, são utilizados $50 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ para o sistema de reuso, os quais são filtrados, clorados e encaminhados para usos específicos. Na tabela 1 são apresentadas as características do efluente antes do sistema de polimento.

Tabela 1: Características do efluente antes da aplicação do sistema de polimento

Parâmetro	Saída Decantador Média Anual*
Nitrogênio ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	29
Fósforo ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	16
DBO ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	40
DQO ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	97
Turbidez (UT)	15,8
<i>E. Coli</i> (\log_{10})	2,9
pH	6,66

Sistema de Reuso

O sistema de reuso de água foi implantado na agroindústria em 2010 sendo seu destino para os seguintes processos: refrigeração, fumação, condensação e descargas em bacias sanitárias. Para melhoria da qualidade da água de reuso foi construído um sistema de polimento, em vistas ao atendimento de melhor qualidade para as bacias sanitárias.

Construção do Sistema de Polimento

Os *wetlands* construídos foram dimensionados para tratar todo o efluente produzido na indústria atuando assim como um sistema de polimento. O início da construção deu-se em agosto de 2011.

Os *wetlands* construídos foram adaptados em estruturas de leitos de secagem desativadas que já existiam na empresa conforme demonstrado na Figura 1.

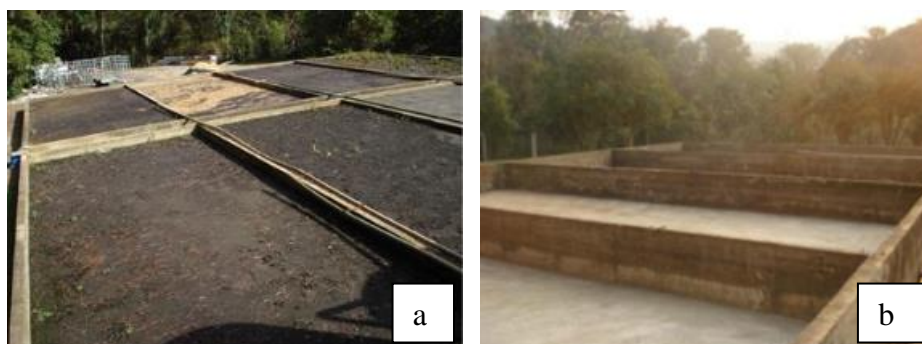


Figura 1: a: Leitos de secagem de lodo biológico; b: Adaptação da estrutura dos leitos vista parcial

Para subsidiar o dimensionamento do sistema utilizou-se a equação abaixo, segundo Cooper et al. (1996). Na Tabela 2 estão apresentadas as características técnicas do sistema de polimento.

$$Ah = \frac{Q \cdot (InC_0 - C_e)}{K_{DBO}} \quad \text{Equação (1)}$$

Onde:

Ah: área superficial (m^2)

Q: vazão média afluente ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)

C₀: concentração afluente em termos de DBO_5 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} = \text{g} \cdot \text{m}^3$)

C_e: concentração efluente em termos de DBO_5 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} = \text{g} \cdot \text{m}^3$)

K_{DBO}: usualmente empregado valores de 0,10 para tratamento secundário e 0,31 para terciário ($\text{m} \cdot \text{d}^{-1}$)



Tabela 2: Características operacionais para cada unidade de *wetland*

Parâmetros	Unidade	Valor
Altura total dos leitos	m	0,90
Altura útil	m	0,80
Comprimento	m	12
Largura	m	5
Volume total em cada leito	m ³	54
Volume útil em cada leito	m ³	48
Área superficial	m ²	60
Vazão afluente média	m ³ .d ⁻¹	250
Vazão de projeto (Equação 1)	m ³ .d ⁻¹	113,8
Tempo de detenção hidráulica médio	d	1

Os *wetlands* possuíam o direcionamento de fluxo forçado por aberturas em lados opostos ao de entrada, para possibilitar a passagem do efluente pelas macrófitas, proporcionando assim, uma maior retenção de sólidos e absorção de nutrientes.

Para início do sistema a biomassa de *Eichhornia crassipes* foi homogênea e aleatoriamente distribuída em cada *wetland*, preenchendo, aproximadamente 40% da superfície (Figura 2a). Em aproximadamente dois meses os *wetlands* já estavam com a superfície praticamente recoberta pelas plantas (Figura 2b).



Figura 2: a: Implantação do Sistema; b: Sistema de Polimento após dois meses; c: Grelha após 2 meses; d: Grelha após 6 meses

Monitoramento do Sistema

O sistema de polimento foi monitorado do início de Outubro de 2011 a Agosto de 2012. Os parâmetros analisados foram matéria orgânica carbonácea, nitrogênio total, fósforo total, e coliforme fecal através de análises físico-químicas e microbiológicas nos locais de coleta P1 - Saída do decantador e P2 – Saída dos *wetlands* conforme Tabela 3.



Avaliou-se a eficiência do sistema quanto à qualidade exigida para os usos específicos estabelecidos pela garantia da qualidade da unidade agroindustrial utilizando padrões dos parâmetros turbidez e coliformes termotolerantes, representados por *E. Coli* nos valores apresentados pela NBR 13.969:1997 que classifica e estabelece valores de parâmetros para reuso de esgotos domésticos ou similares.

Tabela 3: Parâmetros do monitoramento da qualidade da água de reuso

Parâmetro	Metas estabelecidas para o sistema	Método	Periodicidade
Nitrogênio Total (mg.L^{-1})	10	Ácido vanadato/molibdato	Quinzenal
Fósforo Total (mg.L^{-1})	5	Ácido vanadato/molibdato	Quinzenal
DBO ₅ (mg.L^{-1})	20	Refluxo fechado	Quinzenal
DQO (mg.L^{-1})	50	Ácido vanadato/molibdato	Quinzenal
Turbidez (UT)	< 10	Turbidímetro de bancada	Quinzenal
<i>E. Coli</i> (\log_{10})	< 2,7	Membrana filtrante	Mensal

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Monitoramento do Sistema

A Tabela 4 apresenta as concentrações médias anuais obtidas em relação ao afluente (saída do decantador – P1) e ao efluente (*wetland* – P2) considerando os parâmetros avaliados.

Tabela 4: Resultados obtidos no sistema

Parâmetro	Saída do Decantador – P1	Efluente <i>wetlands</i> – P2	Remoção%
Nitrogênio Total (mg.L^{-1})	29	10,44	64
Fósforo Total (mg.L^{-1})	16	6,8	57
DBO ₅ (mg.L^{-1})	40	19,6	51
DQO (mg.L^{-1})	97	43	56
Turbidez (UT)	15,8	8,45	46
<i>E. Coli</i> (\log_{10})	2,9	1,7	1,2

Verifica-se por meio dos resultados obtidos, que o sistema de polimento foi eficaz ao longo dos onze meses monitorados. A remoção de matéria orgânica proporcionada pelo sistema, observada pelos parâmetros DQO e DBO na saída dos *wetlands*, demonstrou o quanto é importante um sistema de polimento do efluente para garantir a qualidade organoléptica do efluente final, bem como da água de reuso.

Foi visível a melhora da qualidade da água de reuso correlacionada aos resultados das análises realizadas para parâmetros de concentração de matéria orgânica e principalmente coliformes, pois se observou uma redução significativa desses patógenos de $1,2\log_{10}$, proporcionando para este efluente condições para que seja utilizado em outros processos não potáveis dentro da Empresa.

Na Figura 3 são comparados os resultados obtidos em termos de matéria orgânica carbonácea, nitrogênio e fósforo, com a meta estabelecida pela garantia da qualidade.

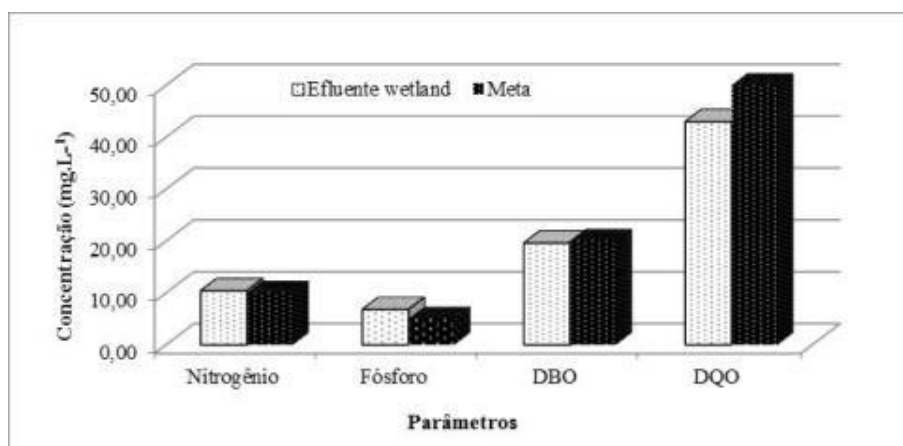


Figura 3: Resultados obtidos com o *wetland* relacionados à meta estabelecida pela garantia da qualidade

Ao comparar os resultados obtidos com as metas estabelecidas inicialmente, percebe-se que o sistema foi eficiente para com a qualidade esperada, ressaltando-se a diferença mínima entre os valores.

Vale salientar que pelos cálculos efetivados, este sistema está trabalhando com aproximadamente a metade da área necessária para os resultados qualitativos serem mais efetivos, ou seja, se fosse tratado apenas o volume a ser encaminhado para o sistema de reuso o sistema seria mais efetivo. Contudo, percebeu-se que mesmo tratando todo o efluente da indústria, ainda assim se obteve resultado positivo na remoção dos nutrientes nitrogênio e fósforo do efluente, com 64% e 57% de remoção respectivamente sendo muito importante para o lançamento deste efluente no corpo receptor.

Observou-se uma remoção de 64% de nitrogênio total, infere-se que esse fato possa estar associado com a assimilação direta de nutrientes pelas macrófitas, visto que esses sistemas não operam com biomassa aderida influenciado diretamente na nitrificação.

Tratando-se da remoção de fósforo, pode-se observar bons resultados, com mais de 50 % de remoção. De acordo com Philippi e Sezerino, (2004), a remoção de fósforo em *wetlands* construídos ocorre por assimilação pelas macrófitas aquáticas e adsorção no sedimento.

Qualidade da água de reuso

A qualidade estética e odorífica da água de reuso foi verificada pelo acompanhamento da água de descarga das bacias sanitárias. Esta água era “esverdeada” e possuía odor característico, além de espuma. Características adquiridas pelo armazenamento desta água após o tratamento e anterior à sua utilização. Observou-se o sucesso do sistema de polimento principalmente pelo resultado obtido na clarificação da água e pela ausência de odor. Conforme demonstrado na figura 4.

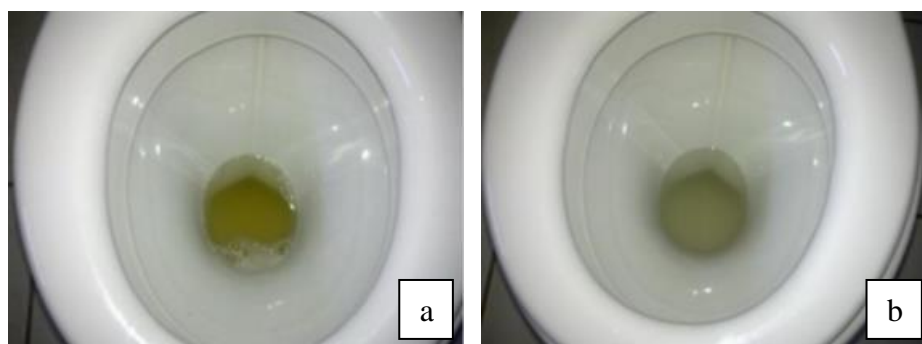


Figura 4: a: Antes do Sistema de Polimento; b: Depois do Sistema de Polimento



CONCLUSÕES

Com base na implantação e um ano de monitoramento dos *wetlands* construídos de fluxo superficial aplicados no polimento de águas residuárias agroindustriais pode-se concluir que:

A implantação do projeto possibilitou uma significativa melhora na qualidade da água e, em contrapartida, esta implantação também possibilitou a eliminação dos leitos de secagem, os quais geravam odor, proliferação de insetos e impacto visual negativo.

A continuidade do sistema de reuso permitiu uma redução no consumo de água fluvial de 12.672 m³. ano⁻¹. Ressalta-se portanto, que com um pequeno investimento, é possível ter um retorno de significativos R\$11.500,00/ano para a agroindústria.

Os *wetlands* construídos de escoamento superficial mostrou ser um ótimo sistema de polimento de efluente agroindustrial para fins de polimento do efluente final e para fins de reuso devido principalmente à redução nas concentrações de nutrientes como N e P e a significativa remoção de patógenos.

Dentre os benefícios mensuráveis observados durante o monitoramento do projeto, além dos focados para este trabalho (qualidade organoléptica ocasionada por excesso de matéria orgânica e de nutrientes), deve-se destacar a economia de água utilizada para realizar o procedimento de higienização, bem como o aumento da vida útil dos seixos (areia e carvão ativado) dos filtros do tratamento terciário que anteriormente, tinham de ser higienizados em média até duas vezes por dia para garantir a qualidade da água de reuso e após a implantação do sistema de polimento passaram a ser higienizados em média duas vezes por semana, devido a melhor qualidade da água.

Verifica-se, portanto, que a aplicação do sistema de polimento do tipo *wetland* com escoamento superficial utilizando macrófitas da espécie *Eichhornia crassipes* é uma alternativa plausível para o polimento de efluentes de agroindústrias.

REFERÊNCIAS

1. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 13.969:1997 classifica e estabelece valores de parâmetros para reuso de esgotos domésticos ou similares.
2. BRIX, H. and SCHIERUP, H.H. 1989 The use of aquatic macrophytes in water – pollution control. *Ambio*.
3. COOPER, P.F., Job, G.D., Green, M.B. e Shutes, R.B.E. (1996). *Reed Beds and Constructed Wetlands for Waste Treatment*.
4. ESTEVES, F. A.. *Fundamentos de Limnologia*. 2a ed. Interciência – Financiadora de Estudos e Projetos - FINEP: Rio de Janeiro, 1998
5. HESPANHOL, I. (2001) - Potencial de Reúso de Água no Brasil – Agricultura, industria, municípios, recarga de aquíferos, III Encuentro de Las Águas: Água, Vida e Desarrollo, Santiago – Chile.
6. MANCUSO, P.C.S.; SANTOS, H.F. (2003) – A escassez e o reuso de água em âmbito mundial. In: MANCUSO, P.C.S. & SANTOS, H.F (editores). *Reuso de Água*. 1ª ed. 558p., p.1-17. Núcleo de Informações em Saúde Ambiental da USP – NISAM – USP. Barueri/SP.
7. PHILIPPI, L.S.; SEZERINO, P.H. (2004) – Aplicação de Sistemas tipo *wetlands* no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas. Ed. do Autor. 144p. Florianópolis/SC.
8. WOOD, A. 1995 *Constructed wetlands in water pollution control: fundamentals to their under-standing*. Water Science and Technology



**PESQUISAS DA UFMG COM SISTEMAS DE WETLANDS CONSTRUÍDOS DE
ESCOAMENTO VERTICAL: LIÇÕES APÓS CINCO ANOS DE ESTUDOS**

Livia Cristina Oliveira Lana

Engenheira ambiental e de segurança do trabalho. Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos – Universidade Federal de Minas Gerais.

Débora Chaves Moraes

Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos - Universidade Federal de Minas Gerais. Bióloga da Fundação Estadual de Meio Ambiente, Minas Gerais.

Gabriel R. Vasconcellos

Engenheiro ambiental. Estudante de mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos - Universidade Federal de Minas Gerais.

Raquel da Silveira Cota

Doutora em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos - Universidade Federal de Minas Gerais.

Marcos von Sperling⁽¹⁾

Doutor em Engenharia Ambiental pelo Imperial College, Londres. Professor Titular da Universidade Federal de Minas Gerais.

Endereço⁽¹⁾: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG; Av. Antônio Carlos, 6627 – Escola de Engenharia - Bloco 1, 4º andar, sala 4622 – CEP 31270-901 - Belo Horizonte – MG. Tel: (31) 3409-1935; Fax: (31) 3409-1879; e-mail: marcos@desa.ufmg.br

RESUMO

Os sistemas alagados construídos de escoamento vertical, também denominados *wetlands* de escoamento vertical são aplicáveis ao tratamento descentralizado de esgotos e a pequenas comunidades. No entanto, o uso desse sistema no Brasil ainda depende da adaptação de projetos desenvolvidos na Europa (particularmente França) à realidade brasileira. Neste sentido o Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais vêm estudando, ao longo dos últimos cinco anos, um sistema com esta configuração, tratando os esgotos de 100 e.p. A unidade foi desenvolvida de acordo com os critérios relativos ao primeiro estágio do sistema francês, com três leitos de escoamento vertical operando em paralelo e alternadamente, recebendo alimentação em pulso, e tratando esgotos de origem sanitária. Este trabalho originou, além de diversas publicações, três dissertações de mestrado e uma tese de doutorado, cujos resultados principais são objeto de análise do presente artigo. Em linhas gerais, durante o período total de estudo foram avaliados aspectos construtivos e operacionais do sistema, bem como o desempenho das unidades para a remoção de poluentes. A partir dessas pesquisas considera-se que tenha existido um avanço no campo de conhecimento relativo à compreensão dos processos que ocorrem nos sistemas. Além disso, foi possível verificar a aplicabilidade da tecnologia às condições climáticas brasileiras, bem como sugerir meios de otimização do processo de tratamento, o que facilitaria ainda mais seu emprego em escala plena. Por fim, considera-se que a continuidade dos estudos permita a análise do sistema em longo prazo, o que é vantajoso, já que a avaliação da influência do tempo de operação das unidades é essencial para sua aplicação em condições reais. Observa-se, no entanto a necessidade de mais estudos acerca do tema, o que poderia contribuir largamente para a situação atual relativa ao saneamento no país. Assim sendo, é importante que estes estudos considerem as lições aprendidas até agora no Brasil, como as discutidas neste trabalho.

PALAVRAS-CHAVE: *Wetlands* verticais, esgoto doméstico, eficiência de tratamento, aspectos operacionais.

INTRODUÇÃO

A importância do setor de saneamento para a garantia do bem estar dos indivíduos e da qualidade ambiental é amplamente reconhecida. Entretanto, observa-se que o grande déficit em ações de saneamento no Brasil em locais de baixas densidades populacionais inviabiliza a aplicação de sistemas centralizados de grande porte.



Este fato, associado a uma grande disponibilidade de área nestas regiões, cria um campo de aplicação de sistemas com características naturais. Dentre estes sistemas podem-se citar os sistemas alagados construídos (SAC), também conhecidos como *wetlands*. Estes não dependem de grandes gastos com energia ou manutenção, sendo capazes de garantir alta eficiência de tratamento.

Os SAC podem ser construídos segundo uma série de modelos, sendo que uma dessas variantes é a de escoamento vertical com alimentação em pulso (SACV-AP). A principal vantagem desta é sua capacidade de tratar esgotos brutos, ou seja, sem a necessidade de tratamento prévio, quer seja por decantadores primários, quer por reatores anaeróbios. Ademais, não incorpora etapas posteriores para o tratamento do efluente, além de não demandar também unidades para o tratamento do lodo. Outra vantagem destes sistemas é a garantia de condições aeróbias no leito, permitindo assim a ocorrência de nitrificação. Apesar disso, normalmente, a remoção de nitrogênio total é relativamente baixa.

Um modelo de SACV-AP bastante aplicado é o denominado sistema francês. Este é caracterizado pelo tratamento de esgotos brutos em um sistema com dois estágios de SACV-AP, nos quais os filtros são alimentados alternadamente e em paralelo. O primeiro estágio objetiva a remoção de matéria orgânica, enquanto o segundo visa principalmente a complementação da nitrificação. O modelo pode ser adaptado às condições locais, de modo a possibilitar uma eficiência satisfatória em uma área mais reduzida, seja pela supressão do segundo estágio ou por inovações de projeto ou operação (PROST-BOUCLE E MOLLE, 2012; MOLLE, 2012).

Observa-se que o desempenho destes sistemas poderia ser otimizado no sentido da remoção conjunta da matéria orgânica e nutrientes. No entanto, esta otimização demanda o conhecimento aprofundado das características, mecanismos, vantagens e limitações do uso de SACV-AP para o tratamento de efluentes sanitários. Kantawanichkul *et al.* (2009) ressaltam que, apesar da grande aplicabilidade dos SAC em países tropicais, sua baixa utilização real está associada à falta de conhecimento e de critérios de dimensionamento para estes sistemas em tais condições. Há, portanto, uma grande necessidade de experiências com estes sistemas em países de clima tropical, de modo que sua real capacidade e eficiência em tais ambientes sejam esclarecidas.

O avanço do conhecimento neste campo depende da realização de estudos científicos e de sua análise. Neste sentido, o presente trabalho objetiva sintetizar as pesquisas realizadas pelo Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais nos últimos cinco anos relativos aos sistemas alagados construídos de escoamento vertical e alimentação em pulso. O sistema avaliado por estes trabalhos trata esgotos sanitários brutos, tendo sido projetado para o atendimento a uma população de aproximadamente 100 habitantes. Durante o período de estudo foram avaliados aspectos construtivos, possibilidades de otimização, desempenho do sistema e características de operação. Para isso, foram investigadas adaptações do sistema de alimentação, foram efetuados testes acerca da hidrodinâmica dos sistemas e também o monitoramento de diversos parâmetros físico-químicos e biológicos. A influência da vegetação e do regime de alimentação também foi avaliada.

METODOLOGIA

Os estudos analisados neste artigo foram realizados em unidades implantadas no CePTs – Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento UFMG/COPASA, localizado na Estação de Tratamento de Esgotos do Arrudas, ETE Arrudas, operada pela Companhia de Saneamento de Minas Gerais, COPASA, situada em belo Horizonte.

O sistema estudado recebeu parte do esgoto da ETE, cerca de $13 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, após sua passagem por tratamento preliminar. A construção se deu em 2009 para o atendimento a uma população de 100 habitantes, ocupando uma área de cerca de $1,0 \text{ m}^2/\text{hab}$. O dimensionamento se baseou nas características do esgoto afluente ao CePTS aferidas durante o ano de 2007 e nas características típicas do primeiro estágio de um sistema francês sugeridas por Molle *et al* (2005). Foram construídos três filtros verticais em paralelo alimentados alternadamente. Inicialmente um dos leitos foi plantado com Tifton-85, o outro com *Typha latifolia* (taboa), enquanto o terceiro foi sempre mantido como controle, sem plantas. Com a baixa adaptação da *Typha* ao



regime de operação, o plantio foi substituído pelo Tifton-85 também neste leito. A planta do sistema é mostrado na Figura 1.

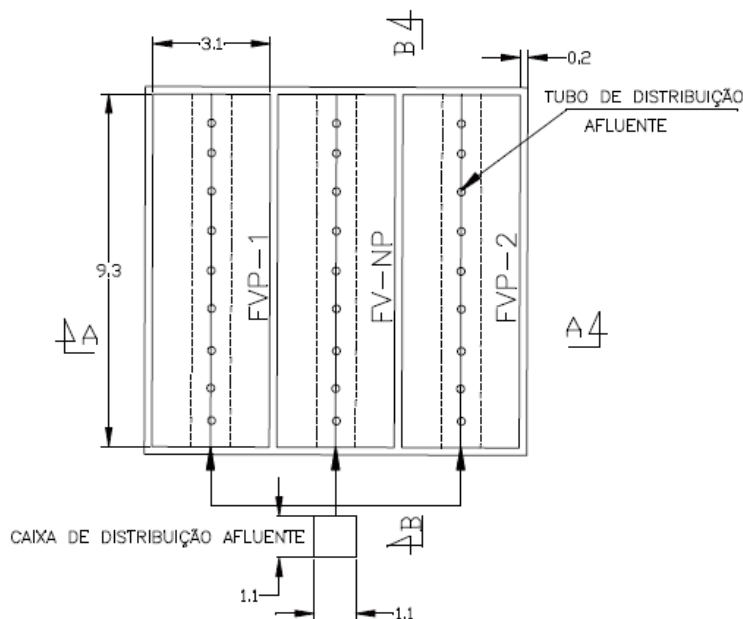


Figura 1: Planta do sistema estudado nos trabalhos
Fonte: Cota (2011)

O sistema francês típico é constituído por dois estágios de sistemas alagados de escoamento vertical: o primeiro estágio objetiva principalmente a remoção de matéria orgânica, enquanto o segundo tem como principal função a oxidação da amônia. Apesar de ser reconhecida a importância da inserção do segundo estágio para a melhor qualidade dos efluentes, a possibilidade de aplicação de um estágio único pode ser vantajosa. Isso é válido para regiões de clima quente, como o Brasil, nas quais os processos de conversão são acelerados pelas altas temperaturas. A aplicação de um estágio único aumenta a simplicidade e diminui os custos construtivos, ao passo que visa ainda o atendimento aos requisitos de lançamento de efluentes.

Em relação aos trabalhos realizados pela UFMG, inicialmente foram avaliadas as possibilidades acerca da utilização de um sistema de alimentação simplificado. A partida do sistema se estendeu de julho a dezembro de 2009. Antes do período de partida, com o filtro ainda limpo, foram realizados testes com traçadores e construção de hidrogramas de vazão para avaliação do comportamento hidrodinâmico. Estes testes foram repetidos após 11 meses de operação e novamente após quatro anos, em 2012. O monitoramento dos parâmetros físico químicos do esgoto afluente e do efluente do sistema foi iniciado em março de 2010 e perdura até o presente momento. Este monitoramento permitiu a verificação da influência da presença de plantas no sistema e do regime de alimentação, que foi alterado em dezembro de 2011 e novamente alterado em janeiro de 2013. O monitoramento da remoção de Coliformes Totais, *Escherichia coli* e ovos de helmintos ocorreu entre julho de 2011 e novembro de 2011. Entre dezembro de 2011 e setembro de 2012 foi avaliada a remoção de nutrientes pelas plantas e sua acumulação no tecido vegetal. De janeiro de 2012 a setembro de 2012 analisou-se a presença de organismos associados ao processo de conversão do nitrogênio através da análise de tubos múltiplos. A síntese dos trabalhos originados por estas análises foi disposta na Tabela 1.



Tabela 1: Síntese dos estudos realizados no CePTS UFMG/Copasa.

Trabalhos	Avaliações
Penido (2009); Penido <i>et al.</i> (2010)	Sistemas de dosagem e alimentação dos esgotos e avaliação hidráulica dos sistemas em termos do regime de alimentação.
Cota <i>et al.</i> (2010); Cota <i>et al.</i> (2011); Cota (2011)	Monitoramento do efluente líquido. Influência da presença de plantas, regime de alimentação e tempo de operação sobre o comportamento hidrodinâmico. Verificação da aplicabilidade do critério construtivo francês à realidade investigada.
Moraes (2012); Moraes <i>et al.</i> (2012)	Avaliação da influência da sazonalidade e da presença de plantas sobre a remoção de poluentes. Análise das concentrações de ovos de helmintos, coliformes totais e <i>Escherichia coli</i> . Avaliação da incorporação de nutrientes pelas plantas.
Alvarenga (2012)	Testes com traçadores radioativos.
Lana <i>et al.</i> (2012); Lana (2013); Lana <i>et al.</i> (2013)	Avaliação da influência das plantas e da incorporação de nutrientes pelas plantas. Avaliação da remoção de poluentes. Análise da acumulação de lodo e da presença de organismos nitrificantes e desnitrificantes. Estimativa do balanço de oxigênio no sistema.
Em andamento (resultados ainda não obtidos ou em fase de consolidação)	Análise do tratamento combinado de esgotos sanitários com lodo séptico. Avaliação do uso de apenas dois leitos de primeiro estágio operando em paralelo.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Aspectos construtivos

A tentativa do desenvolvimento de um sistema de alimentação simplificado e eficiente, passível de aplicação em regiões com baixa disponibilidade de recursos financeiros e humanos foi inicialmente implementada no trabalho de Penido (2009). Este autor desenvolveu duas propostas de um sifão dosador que não demandava energia elétrica e que poderia ser construído com materiais simples. O trabalho não forneceu resultados adequados, já que houve dificuldades em relação à constância do funcionamento de tais sistemas em longo prazo. Optou-se então pela utilização de um sistema elevatório convencional composto por sensores de nível de acionamento elétrico acoplados a uma bomba do tipo NEMO e um inversor de frequência compatível. Apesar de demandar energia elétrica este sistema foi considerado adequado por utilizar materiais disponíveis em áreas agrícolas. Entretanto, observa-se uma demanda por pessoal capacitado para sua instalação e manutenção.

Em relação ao sistema de distribuição os trabalhos encontraram dificuldades associadas ao entupimento de tubulações por material grosseiro, como plásticos e cabelo. Tais entupimentos prejudicaram a distribuição do esgoto nas unidades. No entanto, não se notou influência dos mesmos sobre o desempenho da remoção de poluentes. Devido à observação da má distribuição do afluente na superfície do leito o sistema de distribuição foi trocado em setembro e outubro de 2011. Inicialmente, o sistema de distribuição do esgoto de cada unidade era dotado de uma tubulação única ao longo do comprimento de cada leito, com 9,4 m de comprimento, 25 mm de diâmetro, com orifícios alternados de 2,5 mm, com espaçamento de 25 cm entre eles. Esse foi substituído por um sistema composto de duas tubulações em paralelo, cada uma com 9,4 m de comprimento e 25 mm de diâmetro, com orifícios de 3 mm perfurados com espaçamento de 35 cm. Com a substituição observou-se uma melhora significativa na distribuição (MORAES, 2012).

O material suporte utilizado foi determinado em função das faixas de granulometria sugeridas em Molle *et al.* (2005), com adaptações para as faixas comerciais de granulometria disponíveis no Brasil. A consideração da disponibilidade comercial do meio suporte é essencial para a aplicação real destes sistemas. Assim, os leitos foram preenchidos com três camadas de brita. A camada superficial, de 40 cm de altura, onde se acredita que o tratamento realmente se processe, foi preenchida por brita 0 (2,4 a 12,5 mm), A camada intermediária, de 15 cm de altura, foi preenchida com Brita 1 (4,8 a 25 mm). Já para a camada de drenagem no fundo, também com 15 cm de altura, foi utilizada Brita 3 (19 a 50 mm). Considera-se que a escolha do material foi bem sucedida já que não se observou prejuízo ao desempenho dos sistemas em virtude da ocorrência de colmatção dos leitos



ao longo dos anos de estudo. Em relação ao desempenho, considera-se que o aumento de material aderido ao meio suporte tenha sido benéfico, já que houve, em geral, um aumento das eficiências de tratamento ao longo do tempo de operação das unidades. Lana (2013) analisou a concentração de sólidos aderidos ao leito durante o ano de 2012. Foi notada uma maior concentração de sólidos nos primeiros 20 cm do leito, sobretudo na unidade plantada. A autora não observou uma tendência no aumento das concentrações de sólidos ao longo do tempo avaliado, como pode ser notado pela observação do gráfico da Figura 2. As relações SSV/STV nos sólidos retidos no meio suporte foram ainda consideradas baixas, havendo uma predominância de sólidos inorgânicos, o que sugere uma boa mineralização dos sólidos retidos no meio suporte.

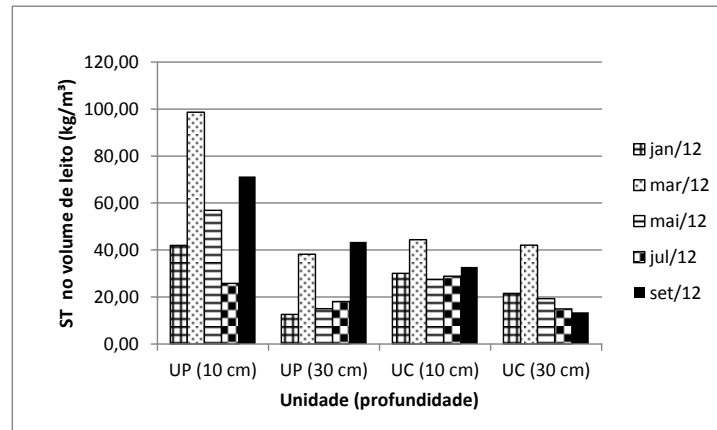


Figura 2: Concentração de sólidos totais acumulados no meio suporte
Fonte: Lana (2013)

Na base de cada leito foram colocadas duas camadas compactadas de 5 cm de material predominantemente argiloso. A base foi então revestida com cimento objetivando a impermeabilização do fundo. As paredes dos filtros foram confeccionadas em alvenaria utilizando blocos de concreto de 15 cm x 20 cm x 40 cm. Cota (2011) observou vazamentos e sugeriu a impermeabilização dos leitos. Entretanto, os trabalhos subsequentes não indicaram vazamentos, sugerindo que o material de revestimento utilizado foi adequado.

Observa-se que houve dificuldades para as pesquisas realizadas em virtude do modo com que as saídas das unidades foram construídas. Os pequenos poços de visita após cada unidade não permitiam o acesso e dificultaram medições e coletas. Outra dificuldade foi a falta de uma caixa após os sistemas, que permitiria a medição contínua das vazões de saída devido à grande variação dessas vazões ao longo do tempo pela ocorrência de sucessivos eventos de alimentação.

Avaliações hidrodinâmicas

Os estudos hidrodinâmicos foram realizados no início da operação dos sistemas por Penido (2009) e Cota (2011) e repetidos por Lana (2013). Nestes estudos foram construídos hidrogramas de vazão, mas os resultados do início da operação não puderam ser comparados com os obtidos após quatro anos de operação por diferenças entre as técnicas de medição. Os resultados de Penido (2009) e Lana (2013) indicam uma grande porcentagem de volume recuperado na saída dos leitos, não havendo, portanto indicação de vazamentos. Penido (2009) notou também maiores picos de vazão na unidade plantada, ao contrário do notado por Lana (2013). Isso indica que ao longo do tempo de operação a maior retenção de sólidos na unidade plantada atenuou os picos de vazão. Essa maior retenção foi confirmada pela análise de concentração dos sólidos aderidos discutida anteriormente.

Ainda neste tema Penido (2009), Cota (2011) e Alvarenga (2012) realizaram testes com traçador nos sistemas. Os dois primeiros utilizaram o NaCl como traçador tendo sido medida a condutividade elétrica. Alvarenga (2012), por outro lado, utilizou traçador radioativo (tecnécio). A comparação entre estes resultados também foi prejudicada por diferenças analíticas, entretanto foi possível notar um aumento no tempo de detenção hidráulica dos sistemas ao longo do tempo. Este aumento no TDH médio com o amadurecimento do filtro foi também reportado por Schwager e Boller (1997) na análise de filtros de areia com alimentação intermitente.



Tal fenômeno pode ser atribuído à retenção de sólidos e biomassa nas camadas superiores do meio suporte da unidade plantada também por influência da presença de raízes nessa camada, o que resultou em um atraso no tempo de escoamento.

Regime de alimentação e remoção de poluentes

Como largamente reconhecido, o regime de alimentação em termos da carga aplicada e do volume e frequência de bateladas é determinante para o desempenho de sistemas como o estudado. Assim a determinação de um regime de alimentação ótimo para a realidade brasileira é essencial para a aplicação dessas unidades. Em virtude disso os trabalhos realizados trabalharam com dois regimes de alimentação diferenciados. Os sistemas operaram desde 2009 com um período de duas horas entre bateladas de 940 L cada (Fase 1). Em dezembro de 2011 a frequência de bateladas aumentou e elas passaram a ocorrer a cada uma hora com um volume de 540 L cada (Fase 2). Consequentemente, a taxa de aplicação hidráulica em cada leito se elevou um pouco, passando de $0,38 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ para $0,45 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ nos dias de alimentação. Em ambas as fases cada unidade recebeu esgoto bruto por dois dias e meio e permaneceu sem alimentação por quatro dias e meio. Os resultados obtidos em cada fase para cada parâmetro são mostrados na Tabela 2, sendo que neste trabalho foram analisados somente dois dos três leitos, um plantado com tifton 85 e o controle sem plantio.

TABELA 2- Valores médios dos resultados das análises físico-químicas - comparação entre fases.

Parâmetro	Afluente		Efluente			
	Fase 1	Fase 2	Fase 1	Fase 2	Fase 1	Fase 2
Concentração (mg/l)			Unidade Plantada		Unidade Não plantada	
DBO	303	223	52	37	61	46
DQO	503	429	117	73	129	75
SST	338	227	40	33	66	43
PT	4,5	3,8	2,5	2,2	2,2	2,2
NTK	32	32	14	14	16	18
N-NH ₄ ⁺	28	26	12	11	15	12
N-NO ₃ ⁻	0,1	0,1	16	11	14	8
N-NO ₂ ⁻	0,003	0,01	0,3	0,2	0,2	0,1
N total*	32	32	25	27	26	23
Média das eficiências (%)			Unidade Plantada		Unidade Não plantada	
DBO			79	82	78	80
DQO			72	81	72	81
SST			83	85	77	78
PT			45	21	50	33
NTK			55	56	46	47
N-NH ₄ ⁺			56	59	49	52
N total			20	17	12	24

Fase 1: TAH: 0,38m/d; Regime de alimentação: 940L a cada 2h

Fase 2: TAH: 0,45m/d; Regime de alimentação: 540L a cada 1h

*A concentração de nitrogênio total foi dada pela soma do NTK, N-NO₃⁻ e N-NO₂⁻ nos dias do monitoramento em que se obtiveram os dados de todos estes parâmetros.

Para a comparação entre os dados foram realizados testes estatísticos, empregando-se o teste de hipótese não paramétrico “Teste U de Mann-Whitney”, considerando um nível de significância de 0,05. A análise da influência do regime operacional sobre o desempenho das unidades revelou que o fracionamento da vazão afluente em bateladas menores aplicadas com maior frequência possibilita o aumento significativo na eficiência de remoção de sólidos e matéria orgânica. Concluiu-se também que a mudança operacional propiciou uma melhor remoção de nitrogênio total, pela possível ocorrência de processos anóxicos no interior do meio suporte, o que permitiu a ocorrência de desnitrificação. Houve também um aumento do TDH médio no sistema com a diminuição do volume dos eventos de alimentação, o que propiciou um maior contato entre o afluente e a biomassa, podendo ser essa uma das explicações para o melhor desempenho na segunda fase. Observou-se que a aplicação de uma maior frequência prejudicou a entrada de oxigênio no meio filtrante por difusão, mas melhorou a entrada por convecção, o que gerou um resultado positivo para o balanço de oxigênio estimado, indicando a garantia de aerobiose no interior do leito, condição desejável para o tratamento em SACV-AP.



Em janeiro de 2013 a operação das unidades foi novamente modificada: estas passaram a operar com apenas dois dos três leitos em paralelo, com períodos de alimentação e descanso de 7 dias. Os resultados dessa fase ainda estão em fase de análise. O objetivo desta nova fase é se avaliar a operação com apenas dois leitos no primeiro estágio, ao invés de três, o que implicaria em uma economia de requisitos de área de 1/3.

Em relação à remoção de sólidos e matéria orgânica observou-se que o sistema, mesmo sendo constituído por apenas um dos dois estágios do sistema francês típico, foi capaz de alcançar boas eficiências de remoção e atender os padrões da legislação vigente em nosso país. Considerando os padrões de lançamentos estaduais (Minas Gerais), dispostos na resolução COPAM/CERH 01/2008, no que diz respeito aos requisitos de sistemas de tratamento de esgoto sanitário para a DQO e DBO, observou-se que as médias de remoção se enquadraram nos 60% de remoção exigidos para a DBO e 55% exigidos para a DQO, como mostrado na tabela 2. Em relação às concentrações efluentes de DBO, na unidade plantada 66% e 90% dos dados foram inferiores ao padrão de 60 mg/L nas fases 1 e 2 respectivamente. Na unidade controle (não plantada) o percentual passou de 55% na primeira fase para 63% na segunda.

Em relação aos sólidos em suspensão o sistema demonstrou um excelente percentual de atendimento ao nível de 100mg/L estabelecido na legislação, principalmente na unidade plantada. Na unidade plantada o percentual de atendimento foi de 98 e 97% para as fases 1 e 2, enquanto na unidade estes percentuais foram de 77 e 91%., como ilustrado na Figura 3.

A análise de atendimento aos padrões de lançamento de matéria orgânica e sólidos em suspensão demonstra a aplicabilidade do sistema às condições brasileiras, já que as unidades estudadas tiveram um desempenho bastante satisfatório em relação aos padrões dispostos na legislação do estado de Minas Gerais, que é mais restritiva que a legislação do país.

Em relação à remoção de nutrientes, como esperado, foram observadas baixas eficiências de remoção de nitrogênio total (NT), variando entre 13% e 24% em média, e de fósforo total (PT), variando entre 20 e 50%. Em virtude das características do sistema os resultados estão dentro do esperado, já que a remoção desses nutrientes é usualmente baixa.

Apesar de se ter uma baixa eficiência de remoção de nitrogênio total, observa-se que o sistema estudado promove a conversão entre as formas nitrogenadas. Isso foi verificado também nos estudos realizados pela UFMG. A redução das concentrações de NTK variou entre 46% e 56%. A remoção de nitrogênio amoniacal teve eficiências de 56% e 59% para a unidade plantada e de 49% e 52% para a unidade controle, sem plantio. A análise das médias da série nitrogenada é ilustrada na Figura 3.

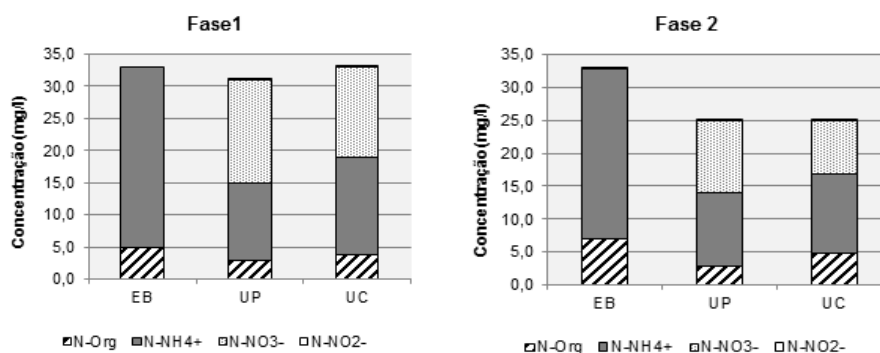


Figura 3: Concentrações médias afluentes e efluentes das frações de nitrogênio em cada fase.

REMOÇÃO DE PATÓGENOS E ORGANISMOS INDICADORES

Apesar da grande importância para a saúde pública e de sua presença em esgotos domésticos, observam-se na literatura poucos trabalhos envolvendo a remoção de organismos patogênicos em sistemas alagados construídos. Moraes (2012) avaliou o desempenho das unidades estudadas em termos da redução da



concentração de ovos de helmintos, coliformes totais e *Escherichia coli* durante a primeira fase operacional. A concentração média de ovos de helmintos afluente ao sistema foi alta, variando de 0 a 208 ovos/L (média: 61 ovos/L). Os helmintos mais frequentemente encontrados foram *Ascaris* sp. *Enterobius vermicularis* e ancilostomídeos. Os resultados da remoção de ovos comprovou uma boa eficiência do sistema para a remoção destes organismos, tendo sido concluído que o principal mecanismo de remoção foi a interceptação/sedimentação no meio filtrante. Moraes (2012) avaliou duas das três unidades do sistema, uma plantada com tifton 85 e uma não plantada. Essas unidades tiveram eficiências médias de remoção de ovos de helmintos de 97% para a unidade plantada e 96% para a não plantada.

Em relação à remoção de bactérias indicadoras, como esperado a eficiência de remoção foi baixa em ambas as unidades (2 unidades logarítmicas). As médias geométricas das concentrações de *E. coli* foram 1×10^8 NMP/100mL no esgoto bruto, 7×10^6 NMP/100mL no efluente da unidade plantada e 9×10^6 NMP/100mL no efluente da unidade não plantada. Em virtude destes resultados não foi recomendado o reuso irrestrito dos efluentes na agricultura, demonstrando que, apesar da eficiência satisfatória na remoção de poluentes, para seu uso em fertirrigação ainda seria necessário um segundo estágio de tratamento.

Manejo da vegetação e sua influência na remoção de poluentes

Os estudos iniciais nas unidades utilizaram duas espécies de plantas. A *Typha latifolia* (taboa) foi plantada em uma unidade e o capim Tifton-85 na outra, enquanto um dos filtros foi mantido como controle.

O plantio da taboa foi realizado no mês de agosto de 2008. Em fevereiro de 2009 a maioria das plantas pereceu em virtude da falta d'água. As tentativas de replantio dessa espécie não obtiveram sucesso. Por este motivo em março de 2010 foram plantadas mudas de Tifton-85 também nesta unidade.

O Tifton-85 foi plantado em novembro de 2008 em um dos filtros e em março de 2010 no filtro previamente plantado com taboa. Sua escolha se justificou por seu grande potencial para o aproveitamento na alimentação animal. O tifton-85 se adaptou bem às condições operacionais e cobriu toda a área dos leitos plantados, como mostrado na Figura 4.



Figura 4: Vista geral do sistema de tratamento estudado após quatro anos de operação; (a) caixa de alimentação, (b) unidade plantada com Tifton 85– UP, (c) unidade não plantada (controle) – UC, (d) unidade previamente plantada com Taboa e depois recoberta com Tifton 85.

Durante os anos de monitoramento não foi estabelecida uma frequência exata de podas. As podas foram normalmente realizadas a partir do florescimento das plantas, a cada dois meses aproximadamente. Em cada poda o material aéreo das plantas foi retirado através de cortes próximos à superfície.

Apesar de terem um efeito direto minoritário sobre a remoção de nutrientes, como verificado pela análise da capacidade extrativa do tifton 85, foi verificada uma positiva influência da presença de plantas no sistema em relação à remoção de sólidos e nitrogênio e também à entrada de oxigênio. Na Fase 2 (bateladas a cada uma hora), as porcentagens do nitrogênio e do fósforo aplicados que foram absorvidos pelas plantas foram de apenas 2,8% e 3,1%, respectivamente, o que reitera a pequena importância da remoção de nutrientes pelas plantas, na taxa de aplicação praticada.



A presença das plantas também influenciou o comportamento hidrodinâmico das unidades e a retenção de sólidos, como discutido anteriormente. A análise do número mais provável de bactérias associadas à conversão do nitrogênio também revelou que há uma maior concentração destes organismos na unidade plantada, principalmente nos primeiros 10 cm onde estão concentradas as raízes. A influência de plantas sobre a biomassa é altamente reconhecida na literatura, como mostram os estudos de Brix (1997), Stottmeister *et al.* (2003) e Ahn *et al.* (2006). Observa-se que são ainda necessários outros estudos acerca da biomassa bacteriana presente nesses ambientes no sentido de permitir o conhecimento sobre os processos que ocorrem nestes sistemas.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A síntese dos estudos realizados na Universidade Federal de Minas Gerais reforça a grande aplicabilidade dos sistemas alagados construídos de escoamento vertical (*wetlands* verticais) para o tratamento de esgotos sanitários nas condições brasileiras. Isso se justifica principalmente pelas boas eficiências de tratamento e pela simplicidade operacional do sistema.

Durante todo o monitoramento das unidades procurou-se não encarar o sistema como uma “caixa preta”, tendo havido sempre a tentativa de compreensão dos processos. Tal compreensão é essencial à aplicação e otimização dos sistemas em escala plena e à previsão do seu comportamento em longo prazo. Apesar do avanço no conhecimento, observa-se que ainda é necessária a continuidade dos estudos com novas formas de operação e com o uso destes sistemas em diferentes realidades.

Por fim considera-se que a continuidade de estudos será benéfica para o avanço da tecnologia e para a melhoria das condições do tratamento de águas residuárias em nosso país. Isso tem impactos significativos sobre a saúde e o bem estar da população, o que justifica todo o trabalho realizado e os que ainda estão por vir.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio das seguintes instituições: FAPEMIG, CNPq, CAPES, PROSAB/FINEP, FUNASA, CDTN e COPASA.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AHN, C.; GILLEVET, P.M.; SIKAROODI, M. Molecular characterization of microbial communities in treatment microcosm wetlands as influenced by macrophytes and phosphorus loading. *Ecological Indicators*, v.7, Issue 4, p. 852-863, 2006.
2. ALVARENGA, G. L. S. Traçadores ativáveis de índio e terras raras para estudos do desempenho de instalações de tratamento de efluente. 2012. 103f Dissertação (Mestrado em ciência e tecnologia das radiações, minerais e materiais) - Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear, UFMG, Belo Horizonte, 2012.
3. BRASIL. Resolução CONAMA nº 430. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Brasília, Diário Oficial da União, Poder Executivo. Brasília, DF, 16 de maio de 2011.
4. BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed wetlands? *Water Science and Technology*, v. 35, n. 5, p11-17, 1997.
5. COTA, R. S. Hidrodinâmica e desempenho de filtros verticais com alimentação em pulso, plantados e não plantados, empregados no tratamento de esgoto sanitário bruto. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). UFMG, Belo Horizonte, 2011.
6. COTA, R. S.; VON SPERLING, M.; PENIDO, R. C. S. Tracer studies and hydraulic behaviour of planted and unplanted vertical-flow constructed wetlands. In: 12th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control., 2010, Veneza. Proceedings, 2010.
7. COTA, R. S.; VON SPERLING, M.; PENIDO, R. C. S. Tracer studies and hydraulic behaviour of planted and unplanted vertical-flow constructed wetlands. *Water Science and Technology*, v. 64, p. 1056, 2011.



8. KANTAWANICHKUL, S.; KLADPRASERT, S.; BRIX, H. Treatment of high-strength wastewater in tropical vertical flow constructed wetlands planted with *Typha angustifolia* and *Cyperus involucratus*. *Ecological Engineering*, v. 35, n. 9, p. 238-247, 2009.
9. LANA, L. C. O. ; MORAES, D. C. ; VON SPERLING, M. ; MORATO, M.L.N. ; VASCONCELLOS, G. R. ; PARAENSE, M. O. ; MOREIRA, T. P. A. . Performance of a single stage vertical flow constructed wetland system treating raw domestic sewage in Brazil. In: International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 13, 2012. Perth, Austrália. Proceedings... Perth: IWA, 2012.
10. LANA, L. C. O. Remoção de poluentes em um sistema alagado construído de escoamento vertical com alimentação em pulso. 2013. 126f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, UFMG, Belo Horizonte, 2013.
11. LANA, L. C. O.; MORAES, D. C.; VASCONCELLOS, G. R.; SPERLING, M. V. Influência do regime de alimentação e do tempo de operação no desempenho de um sistema alagado construído de escoamento vertical. In: Seminário Internacional de Engenharia de Saúde Pública, 4, 2013, Belo Horizonte. Anais... 2013.
12. MINAS GERAIS (Estado). Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01, Diário executivo Minas Gerais de 17 de mar. 2008. Diário Oficial de Minas Gerais, Poder executivo, Belo Horizonte, MG, 13 de maio 2008.
13. MOLLE, P. French vertical flow constructed wetlands: need of a better understanding of the role of the deposit layer. In: International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 13, 2012. Perth, Australia. Proceedings... Perth: IWA, 2012.
14. MOLLE, P.; LIÉNARD, A.; BOUTIN, C.; MERLIN, G.; IWEMA, A. How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of French systems. *Wat. Sci. Tech.*, v. 51, p. 11-21, 2005.
15. MORAES, D. C. Influência da Sazonalidade e de Plantas na Redução da Concentração de Poluentes em Sistema de Alagados Construídos de Escoamento Vertical, com Alimentação em Pulso, Empregado para Tratar Esgoto Doméstico Bruto. 2012. 126f Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, UFMG, Belo Horizonte, 2012.
16. MORAES, D. C.; VASCONCELLOS, G. R.; COTA, R. S.; SEIDL, M.; SPERLING, M. V. Desempenho de wetlands verticais com alimentação em pulso para o tratamento de esgotos sanitários brutos.. In: XXXIII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 2012, Salvador. Anais. Mexico: AIDIS - Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 2012.
17. PENIDO, R. Avaliação hidráulica de leitos de fluxo vertical plantados e não plantado em escala de demonstração. 2009.117f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, 2009.
18. PENIDO, R. C. S.; COTA, R. S.; VON SPERLING, M.. Hydraulic assessment of planted and unplanted intermittently-dosed vertical-flow wetlands. In: 7th World Congress of IWA International Water Association, 2010, Montreal. Proceedings, 2010.
19. PROST-BOUCLE, S.; MOLLE P. Recirculation on a single stage of vertical flow constructed wetland: Treatment limits and operation modes. *Ecological Engineering* v. 43, p. 81–84, 2012.
20. SCHWAGER, A.; BOLLER, M. Transport phenomena in intermittent filters. *Water Science and Technology*, v. 35, n. 6, p. 13-20, 1997.
21. STOTTMEISTER, U., WIEBNER A., KUSCHK, P., KAPPELMEYER, U., KÄSTNER, M., BEDERSKI, O., MÜLLER, R.A. AND MOORMANN H. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, v. 22, p. 93-111, 2003.



**CARACTERIZAÇÃO DE UMA WETLAND CONSTRUÍDA DO TIPO ZONA DE
RAÍZES UTILIZANDO VARIÁVEIS MICROBIOLÓGICAS**

Gabriele Lohmann⁽¹⁾

Mestre em Engenharia Civil pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Tecnóloga em Química Ambiental pela UTFPR. Analista Ambiental da Prefeitura Municipal de Campo Largo – PR.

Thomaz Aurélio Pagioro

Doutor em Ecologia de Ambientes Aquáticos pela Universidade Estadual de Maringá (UEM). Professor efetivo do Departamento Acadêmico de Química e Biologia (DAQBI) da UTFPR Campus Curitiba.

Tamara Simone Van Kaick

Doutora em Meio Ambiente e Desenvolvimento pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Professora efetiva do Departamento Acadêmico de Química e Biologia (DAQBI) da UTFPR Campus Curitiba.

Endereço⁽¹⁾: Rua Dr. Faivre, nº 730 apto 1102 – Centro – Curitiba – PR – CEP 80.060-140 - Brasil - Tel: +55 (41) 9936-3767 - e-mail: gabi.lohmann@gmail.com

RESUMO

Os sistemas de *Wetlands* Construídas são leitos filtrantes complementados com macrófitas emergentes que possuem importância fundamental no processo de tratamento de efluentes. Tecnologia de baixo custo e, com eficiência comprovada em inúmeros trabalhos, estes sistemas apresentam grande potencial para solucionar o problema da inexistência de coleta e tratamento de esgoto em pequenas comunidades. Este trabalho objetivou caracterizar microbiologicamente uma *Wetland* Construída do tipo zona de raízes de fluxo vertical por meio da estimativa da quantidade de fungos totais, coliformes totais, *Escherichia coli* e bactérias heterotróficas a serem analisadas nos diferentes estratos do sistema. Também se avaliou a influência da precipitação pluviométrica na dinâmica hidráulica e na microbiota do sistema.

Observou-se redução significativa de bactérias e fungos no filtro de areia em relação à área onde se encontra a zona de raízes. Apenas nas coletas C1 e C7 foi possível observar a redução de *E.coli*, o que infere que os períodos de chuva intensos, especialmente nas coletas C2, C3 e C4, influenciaram o desempenho da *Wetland* Construída estudada diminuindo a sua eficiência na remoção de microrganismos.

PALAVRAS-CHAVE: *Wetlands* Construídas, zona de raízes, tratamento de efluentes, remoção de microrganismos.

INTRODUÇÃO

A crescente urbanização e as ocupações irregulares têm sido apontadas como a causa de impactos relevantes, principalmente em áreas de maior fragilidade ambiental e naquelas em que há carência de sistemas de transporte, energia e saneamento. As ocupações irregulares somadas à falta de planejamento urbano têm trazido riscos às áreas de mananciais e, conseqüentemente, ao abastecimento público.

O acesso à água tratada é um das formas de prevenção a doenças de veiculação hídrica, porém, em mananciais de abastecimento público, o lançamento irregular de esgotos dificulta o tratamento além de aumentar os custos para obtenção de água tratada de qualidade.

A maioria dos tratamentos de esgoto utilizados atualmente estão centralizados em grandes núcleos populacionais. As pequenas localidades e regiões mais afastadas acabam prejudicadas, sem acesso a esses sistemas. A implantação de sistemas descentralizados, por sua vez, possibilitaria atender a população que ainda não é beneficiada por redes de coleta e tratamento de esgotos, evitando assim a degradação de mananciais e corpos hídricos em curto espaço de tempo.

Buscando reduzir as distâncias e os custos de sistemas de tratamento de esgotos, as *Wetlands* Construídas, que são leitos filtrantes complementados com macrófitas emergentes que possuem importância fundamental no processo de tratamento de efluentes, e auxiliam no paisagismo dando aspectos de jardins a estes sistemas de



tratamento de esgoto, apresentam-se como uma alternativa potencial para utilização em locais que carecem de saneamento básico (Philippi e Sezerino, 2004).

A eficiência destes sistemas para remoção de poluentes já determinada em inúmeros trabalhos é dependente, basicamente, das características iniciais do efluente, do material que compõe o leito filtrante e da macrófita. Comumente a eficiência de sistemas de tratamento de efluentes é avaliada a partir da análise de parâmetros como nitrogênio, fósforo, Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e coliformes termotolerantes.

Porém, a diversidade de microrganismos presente nas zonas de raízes pode ser outro fator envolvido no tratamento de efluentes nestes sistemas, principalmente no que se refere à remoção de nutrientes e matéria orgânica o que requer um estudo mais aprofundado da diversidade microbiana nestes ambientes.

O objetivo deste trabalho foi identificar alguns tipos de microrganismos existentes em uma *Wetland Construída* do tipo zona de raízes, bem como os fatores envolvidos na presença de determinado grupo, permitindo, dessa maneira, entender a dinâmica de remoção de poluentes do sistema e identificar problemas e influências externas que possam vir a ocorrer ao longo do tempo de uso.

METODOLOGIA

A *Wetland Construída* do tipo zona de raízes, utilizada neste estudo, está localizada no município de Piraquara, estado do Paraná, foi construída no ano 2000 e é do tipo sub-superficial de fluxo vertical, plantada com *Zantedeschia aethiopica*. Totalizando 2 m³ de volume, o filtro da *Wetland* é composto de dois estratos, ambos ocupando altura de 50 cm: brita nº 2 e areia grossa. A *Wetland* é utilizada como tratamento secundário de esgoto doméstico cuja vazão de entrada é de aproximadamente 0,2 m³.dia⁻¹.

Durante um ciclo sazonal foram realizadas 7 (sete) amostragens sendo que em cada uma delas foi coletado: o Efluente Bruto (EB) antes de se dispersar na *Wetland* e oriundo da fossa séptica; o efluente disperso no sistema após atingir as raízes das plantas sendo esta região denominada zona de raízes e avaliada em três pontos diferentes (ZRA, ZRB e ZRC) no qual a profundidade de coleta foi de 20 cm a partir da superfície do filtro; o efluente disperso na *Wetland* após atingir a camada do filtro de areia sendo esta região avaliada em três diferentes pontos (FAA, FAB e FAC) no qual a profundidade de coleta foi de 60 cm a partir da superfície do filtro; e, por fim, o Efluente Tratado (ET) após percolar todo o sistema de tratamento no qual a profundidade de coleta foi de 100 cm a partir da superfície do filtro (Figura 1).

As amostras do Esgoto Bruto (EB) foram retiradas diretamente do tubo de entrada do esgoto no sistema. Para a obtenção das amostras na interface zona de raízes-brita foram inseridos no sistema, 3 (três) tubos de PVC com 20 mm de diâmetro e 30 cm de comprimento fechados nas duas extremidades e com 12 (doze) furos na parte inferior feitos com broca 6 mm e com distância de 1 a 2,5 cm entre eles que possibilitaram a entrada da massa líquida correspondente à interface zona de raízes-brita situada a cerca de 20 cm abaixo da superfície do filtro, sendo que 10cm do tubo ficam para fora do filtro (Figura 2). Foram coletadas amostras de três diferentes pontos e em cada ponto foram colocados os tubos conforme apresentado na Figura 1. A amostra de cada ponto foi obtida a partir da mistura de alíquotas retiradas igualmente dos tubos que compõem o ponto de amostragem.

Para a obtenção da amostra do filtro de areia procedeu-se conforme a amostragem da zona de raízes, porém utilizando-se tubos de PVC com 20 mm de diâmetro e 70 cm de comprimento dos quais 60 cm ficaram abaixo da superfície do filtro e 10 cm do tubo ficaram para fora do filtro (Figura 2). A amostra do efluente tratado foi retirada através de um respiro que se conectava ao cano de coleta do efluente tratado contido no fundo da *Wetland*, cerca de 100cm de profundidade, o que permitiu a captação do efluente tratado diretamente do tubo coletor localizado abaixo do filtro de areia (Figura 1).

Para a avaliação da eficiência da *Wetland* pesquisada, foram determinadas a densidade de bactérias heterotróficas e fungos totais, e estimado o Número Mais Provável (NMP) de coliformes totais e *E. coli* (Apha, 2005).



Para verificar a influência das chuvas na dinâmica hidráulica e na microbiota da *Wetland* foi feito o acompanhamento da precipitação pluviométrica com dados obtidos junto a Estação Meteorológica Pinhais do Instituto Simepar (2010).

A Análise de Variância (ANOVA) seguida do teste Tukey, através do programa Kyplot 2.0, foi utilizada para verificar a existência de diferença significativa entre os pontos amostrados para as variáveis microbiológicas.

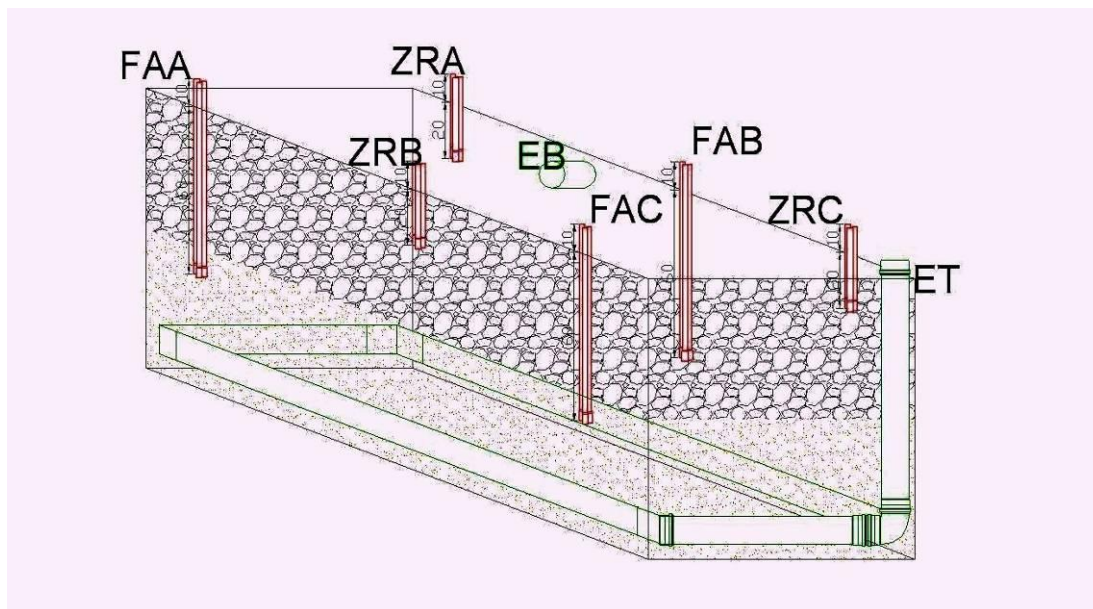


Figura 1: Desenho esquemático da *Wetland* do tipo zona de raízes utilizada no presente estudo. FAA: filtro de areia A; ZRA: zona de raízes A; ZRB: zona de raízes B; EB: efluente bruto; FAB: filtro de areia B; FAC: filtro de areia C; ZRC: zona de raízes C; ET: efluente tratado.



Figura 2: a esquerda tubos com 30 cm de comprimento para coleta de amostra na interface zona de raízes-brita; a direita tubo de 70 cm de comprimento para coleta de amostras no filtro de areia.

RESULTADOS

Durante o período de estudo, a precipitação pluviométrica foi mais intensa entre dezembro de 2009 a abril de 2010 compreendendo as coletas C2, C3, C4 com uma média de $9,7 \text{ mm.mês}^{-1}$. Nos meses entre outubro e



novembro de 2009, e entre maio a novembro de 2010 a precipitação pluviométrica atingiu $3,9 \text{ mm.mês}^{-1}$ sendo que neste período foram realizadas as coletas C1, C5, C6 e C7 (Figura 3).

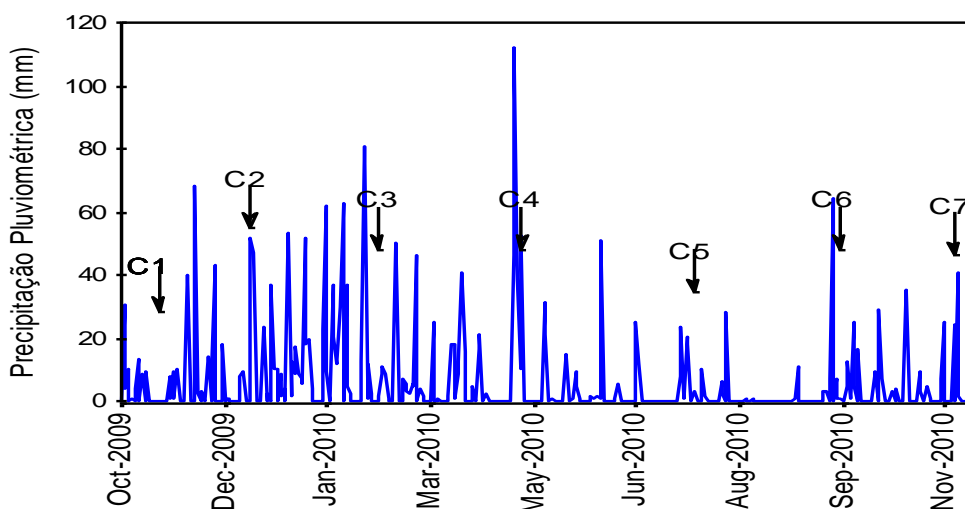


Figura 3: Valores diários da precipitação obtidos durante o período de amostragens na estação de tratamento (SIMEPAR, 2010). As setas indicam as datas em que foram realizadas as amostragens.

Os pontos ZRA, ZRB e ZRC apresentaram maior densidade (Unidades Formadoras de Colônias - UFC.mL⁻¹) de bactérias heterotróficas e fungos totais. Nestes pontos as densidades variaram de $7,77 \times 10^4$ UFC.mL⁻¹ a $1,84 \times 10^6$ UFC.mL⁻¹ de bactérias heterotróficas e de $3,20 \times 10^3$ UFC.mL⁻¹ a $7,83 \times 10^3$ UFC.mL⁻¹ de fungos totais. A região do filtro de areia apresentou redução destas densidades assim como o Efluente Tratado -ET que apresentou menor densidade destes microrganismos. Para a região do filtro de areia a densidade de bactérias heterotróficas variou de $1,04 \times 10^4$ UFC.mL⁻¹ a $1,60 \times 10^5$ UFC.mL⁻¹ e a de fungos totais de $1,23 \times 10^2$ UFC.mL⁻¹ a $5,23 \times 10^3$ UFC.mL⁻¹.

A densidade de bactérias heterotróficas em ET variou de $8,43 \times 10^2$ UFC.mL⁻¹ a $5,50 \times 10^4$ UFC.mL⁻¹ e os fungos totais variaram de $3,30 \times 10^2$ UFC.mL⁻¹ a $9,30 \times 10^2$ UFC.mL⁻¹.

No Efluente Bruto -EB as densidades de bactérias heterotróficas e fungos totais variaram de $9,10 \times 10^4$ UFC.mL⁻¹ a $1,41 \times 10^6$ UFC.mL⁻¹ e de $2,73 \times 10^3$ UFC.mL⁻¹ a $1,67 \times 10^4$ UFC.mL⁻¹, respectivamente.

A análise de variância da densidade de bactérias heterotróficas de EB e ET indicaram que houve diferença significativa ($p < 0,05$) entre esses dois pontos nas coletas C1, C5, C6 e C7 sendo que os menores valores em ET foram encontrados nas coletas C1 e C7. Para os fungos totais ocorreram diferenças significativas ($p < 0,05$) em todas as amostragens quando comparados os pontos EB e ET.

A redução no Número Mais Provável - NMP de coliformes totais e *E.coli* foi evidente apenas nas coletas C1 e C7, no qual as amostras do efluente bruto apresentaram $1600 \text{ NMP.100mL}^{-1}$ de *E.coli* e no efluente tratado foram observados $540 \text{ NMP.100mL}^{-1}$ para C1 e $33 \text{ NMP.100mL}^{-1}$ para C7. As reduções da densidade deste microrganismo chegaram a 66,25 % em C1 e 97,94% em C7.

DISCUSSÃO

Nos meses antecedentes as coletas C2, C3 e C4 o excesso de chuvas pode ter carreado microrganismos ao longo da *Wetland* aumentando a densidade destes no efluente tratado.

A densidade de bactérias heterotróficas e fungos totais da zona de raízes em comparação com a região do filtro de areia variou em todas as amostragens com redução da densidade na região do filtro de areia. A eficiência da utilização de areia como meio suporte e filtrante também foi comprovada por Vacca et al. (2005).



A densidade de microrganismos na zona de raízes confirmam os estudos de Vacca et al. (2005) que demonstraram que a planta estimula o crescimento de bactérias específicas e de Edwards et al. (2006) os quais observaram que a planta exerce efeito favorável ao crescimento microbiano.

A planta utilizada neste estudo mostrou-se favorável ao desenvolvimento de microrganismos na sua rizosfera. Ge et al. (2011), em análise a 9 (nove) diferentes plantas em um sistema integrado de *wetlands* construídas de fluxo vertical, verificaram que a abundância microbiana variou significativamente de acordo com a espécie de planta utilizada. Esta diferença, segundo os autores, confirma estudos anteriores em que diferentes espécies de plantas possibilitam a formação de uma microfauna diferenciada em sua rizosfera, devido à variabilidade de substâncias eliminadas pelas raízes (Overmann e Gernerden, 2000 *apud* Ge et al., 2011) e ao crescimento diferenciado das partes aéreas das plantas (Kourtev, Ehrenfeld e Häggblom, 2003 *apud* Ge et al., 2011).

A idade da *Wetland* pode ser outro fator para o desenvolvimento de bactérias heterotróficas e fungos totais, segundo observado por Zemanová et al. (2009), a idade da *wetland* construída acelera os processos microbianos heterotróficos que, por sua vez, levam ao aumento da mineralização do carbono e aumentam a eficiência de remoção de matéria orgânica.

Uma maior concentração de oxigênio dissolvido possibilitada por reoxigenação atmosférica, liberação de O₂ pela raiz da planta e, ainda, oriundo do próprio efluente (Ye et al. 2012) podem ter contribuído para o desenvolvimento de microrganismos nos pontos ZRA, ZRB e ZRC. Estes pontos amostrados localizam-se nos 20 cm iniciais do sistema estudado, região esta que condiz com o que também foi observado por Ye et al. (2012). Estes autores verificaram, ao estudarem uma *wetland* construída de fluxo vertical, que os 0-40 cm iniciais correspondem a principal região em que o oxigênio é usado para degradar compostos orgânicos.

A estabilidade da zona de raízes identificada por meio da densidade de coliformes totais e *E.coli* nas coletas C2 a C6, indicaram que o tempo de detenção não se mostrou suficiente nestas coletas. Este aspecto pode ter sido provocado pelo excesso de água da chuva que infiltrou no sistema devido ao fato de ter chovido mais intensamente nestas coletas, carreando os coliformes totais e *E.coli* para o filtro de areia e o EB. Na C7 quando a chuva foi menos intensa, a densidade de *E. coli* também reduziu consideravelmente.

Coliformes Totais e *E. coli* são utilizados como indicadores de contaminação fecal recente, portanto, neste estudo, podem indicar a presença de efluente bruto na saída da *Wetland*. Nas coletas C2, C3 e C4 a densidade destes microrganismos no efluente tratado evidencia a presença de efluente bruto na saída do tratamento, provavelmente devido ao baixo tempo de detenção ocasionado pelo excesso de chuva no período.

A altura do filtro de areia utilizada na *Wetland* em estudo (50 cm) confirma a sua importância e eficiência para a remoção de microrganismos estando próximo dos valores de 30 cm, conforme Murtha e Heller (2003) evidenciaram em suas pesquisas, e 45 cm conforme Brito et al. (2005).

CONCLUSÃO

O sistema mostrou-se eficiente para a remoção de bactérias heterotróficas e fungos totais, com maior densidade na região das raízes e menor densidade no filtro de areia e no efluente tratado.

A quantificação microbiana permitiu concluir, também, que a biodegradação é mais intensa nos 50 cm iniciais da *Wetland* (da região das raízes até o início do filtro de areia).

As réplicas A,B e C da região das raízes (pontos ZRA, ZRB e ZRC) e do filtro de areia (pontos FAA, FAB e FAC) quando analisadas globalmente não apresentaram diferenças significativas indicando que há uma homogeneidade quanto ao fluxo de esgoto no sistema, apesar da influência da precipitação em alguns períodos.

A remoção de coliformes totais e *E. coli* mostrou-se satisfatória apenas nos períodos de menor precipitação pluviométrica necessitando uma altura considerável para o filtro de areia, sendo a altura do filtro utilizado na *Wetland* estudada (50 cm) suficiente para remover estes microrganismos nos períodos mais secos.



Períodos de chuva intensos influenciaram o desempenho do sistema estudado, reduzindo o tempo de detenção do esgoto ao longo do meio filtrante e, conseqüentemente, reduzindo a sua eficiência.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA - American Public Health Association. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21st Edition. USA: Centennial Edition, 2005.
2. BRITO, L. L. A. de; CARDOSO, A. B.; SALVADOR, D. P.; HELLER, L. Amadurecimento de filtros lentos de areia remoção de microrganismos indicadores de qualidade da água ao longo da profundidade do leito: uma avaliação em instalação piloto. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, vol. 10, n. 4, p. 307-317, 2005.
3. EDWARDS, K. R.; CIZKOVÁ, H.; ZEMANOVÁ, K.; SANTRUCKOVÁ, H. Plant growth and microbial processes in a constructed wetland planted with *Phalaris arundinacea*. Ecological Engineering, n. 27, p. 153-165, 2006.
4. GE, Y.; ZHANG, C.; JIANG, Y.; YUE, C.; JIANG, Q.; MIN, H.; FAN, H.; ZENG, Q.; CHANG, J. Soil microbial abundances and enzyme activities in different rhizospheres in an integrated vertical flow constructed wetland. Clean – Soil, Air, Water, n. 39, p. 206-211, 2011.
5. Instituto Tecnológico SIMEPAR [mensagem pessoal]. Mensagens recebidas por gabrielelohmam@yahoo.com.br em 24 de maio; 02 de junho; 02 de julho; 04 de agosto; 02 de setembro; 04 de outubro; 03 de novembro e 02 de dezembro de 2010.
6. KOURTEV, P. S.; EHRENFELD, J. G.; HÄGGBLUM, M. Experimental Analysis of the Effect of Exotic and Native Plant Species on the Structure and Physiological of Soil Microbial Communities. Soil Biol. Biochem, n. 35, p. 895-905, 2003
7. MURTHA, N. A.; HELLER, L. Avaliação da influência de parâmetros de projetos e das características da água bruta no comportamento de filtros lentos de areia. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, vol. 8, n. 4, p. 257-267, out/dez 2003.
8. OVERMANN, J.; GEMERDEN, H. van. Microbial Interactions Involving Sulfur Bacteria: Implications for the Ecology and Evolution of Bacterial Communities. FEMS Microbiol. Rev., n. 24, p. 591-599, 2000.
9. PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas. Florianópolis: Editora do autor, 2004.
10. VACCA, G.; WAND, H.; NIKOLAUSZ, M.; KUSCHK, P.; KÄSTNER, M. Effect of plants and filter materials on bacteria removal in pilot-scale constructed wetlands. Water Research, n. 39, p. 1361-1373, 2005).
11. YE, J.; WANG, L.; LI, D.; HAN, W.; YE, C. Vertical oxygen distribution trend and oxygen source analysis for vertical-flow constructed wetlands treating domestic wastewater. Ecological Engineering, n. 41, p. 08-12, 2012.
12. ZEMANOVÁ, K.; PICEK, T.; DUSEK, J.; EDWARDS, K.; SANTRUCKOVÁ, H. Carbon, nitrogen and phosphorus transformations are related to age of a constructed wetland. Water air soil pollution, 2009.



HIDRODINÂMICA DE UM WETLAND CONSTRUÍDO COMBINADO COM UM SISTEMA POR EVAPOTRANSPIRAÇÃO COMO PRÉ-TRATAMENTO

Fernando Jorge Corrêa Magalhães Filho⁽¹⁾

Engenheiro Sanitarista e Ambiental. Mestre em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos (UFMS). Professor nos cursos de Engenharia Civil e Engenharia Sanitária e Ambiental pela Universidade Católica Dom Bosco.

Jhonatan Barbosa da Silva⁽²⁾

Engenheiro Ambiental. Mestre em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos (UFMS). Doutorando em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos pelo Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais (UFMS).

Paula Loureiro Paulo⁽³⁾

Engenheira Química pela Universidade Estadual de Maringá. Doutora em Ciências Ambientais pela Wagenigen University and Research Centrum. Pós-Doutora em Tecnologias Ambientais pela Wageningen University and Research Centrum. Professora Adjunta II da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.

Endereço⁽¹⁾: Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Centro de Ciências Exatas e Tecnologia (CCET). Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais (PGTA). Campus Universitário. 79070-900 - Campo Grande, MS – Brasil. e-mail: fernandojcmf@hotmail.com

RESUMO

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 de fluxo horizontal subsuperficial (CW-FHS), construído para tratamento domiciliar de água cinza. A CEvap é o pré-tratamento do CW-FHS, que 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. 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 do sistema proposto, por meio de ensaios hidrodinâmicos considerando os efeitos das plantas, formação de biofilme e o lodo na câmara de evapotranspiração. O sistema combinado apresenta excelente eficiência hidráulica. A CDig melhora a eficiência hidráulica do sistema como um todo, mas por outro lado, diminui a eficiência volumétrica. A presença de plantas mantém a eficiência hidráulica, e propicia melhores condições de mistura no reator, diminuindo o curto-circuito.

PALAVRAS-CHAVE: teste com traçadores, comportamento hidráulico, água cinza, ecosan.

INTRODUÇÃO

Os sistemas de *wetlands* construídos são considerados uma alternativa ecológica de tratamento de esgotos sanitários utilizados para água cinza (Paulo *et al.*, 2009). Entretanto, 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, com a obstrução do espaço livre do meio filtrante e acelerar o fenômeno de colmatação e/ou entupimento (Philippi & Sezerino, 2004; Hoffmann *et al.*, 2011).

Devido aos inconvenientes que a colmatação 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 colmatação 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).

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, por meio de ensaios hidrodinâmicos o comportamento do sistema considerando também os efeitos das plantas, formação de biofilme, com o acúmulo de sólidos no meio filtrante, e o lodo na câmara de evapotranspiração.

MATERIAIS 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.

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).

Sistema combinado (EvapAC): evapotranspiração (CEvap) + wetland construído (CW-FHS)

Tanto a CEvap como o CW-FHS em escala de bancada (Figura 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).

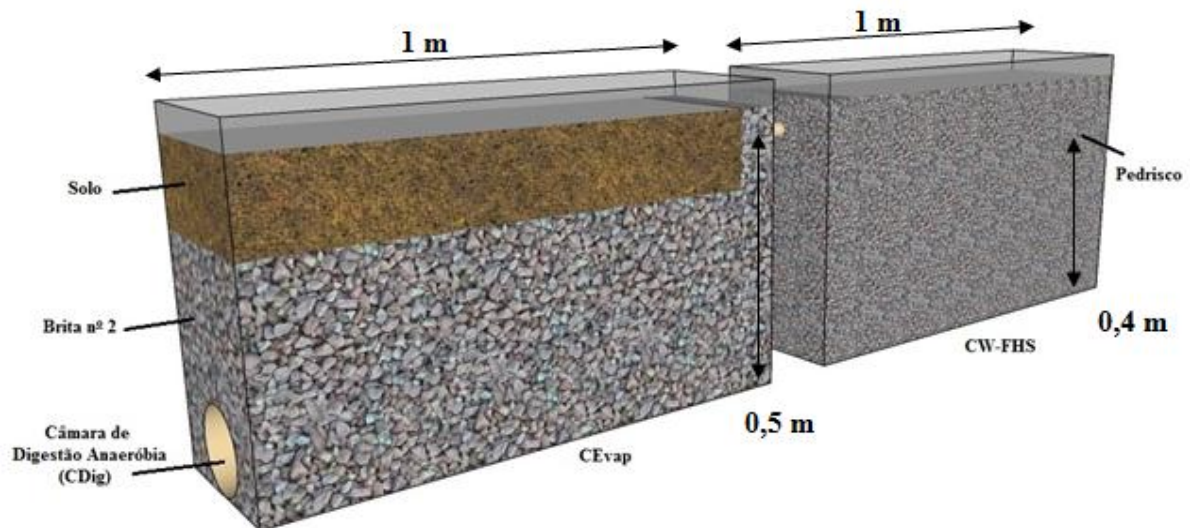


Figura 1: Sistema EvapAC em escala de bancada composto pela CEvap e CW-FHS.

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.

Alimentação do sistema com água cinza

Ao longo do experimento, as amostras da água cinza que alimentavam 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.

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).

Ensaio hidrodinâmico

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 $100 \text{ g NaCl.L}^{-1}$.

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: Padrões de vazão para cada teste de acordo com as unidades.

Unidade	Padrões de Vazão (L.min ⁻¹)	
	Vazão alta (Qalta)	Vazão baixa (Qbaixa)
1ª 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
2ª etapa		
EvapAC (teste inicial)	0.18/com variações	-
EvapAC (teste final)	0.14/com variações	-

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).

No teste da 2ª etapa, foi utilizado o simulador de chuva portátil (InfiAsper2, Brasil) desenvolvido por Alves Sobrinho *et al.*, (2002), 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.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

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 2: Características físico-químicas da água cinza que alimentava o sistema.

Parâmetros (unidade)	Entrada \pm DP ^b (n ^a)
CE (μ 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 colmatação, 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 CE $0,6 \text{ dS.cm}^{-1}$, 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.

Sistema 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 3: 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 ; ^cIDM: t_{90}/t_{10} ; ^dICC: 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).

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 .

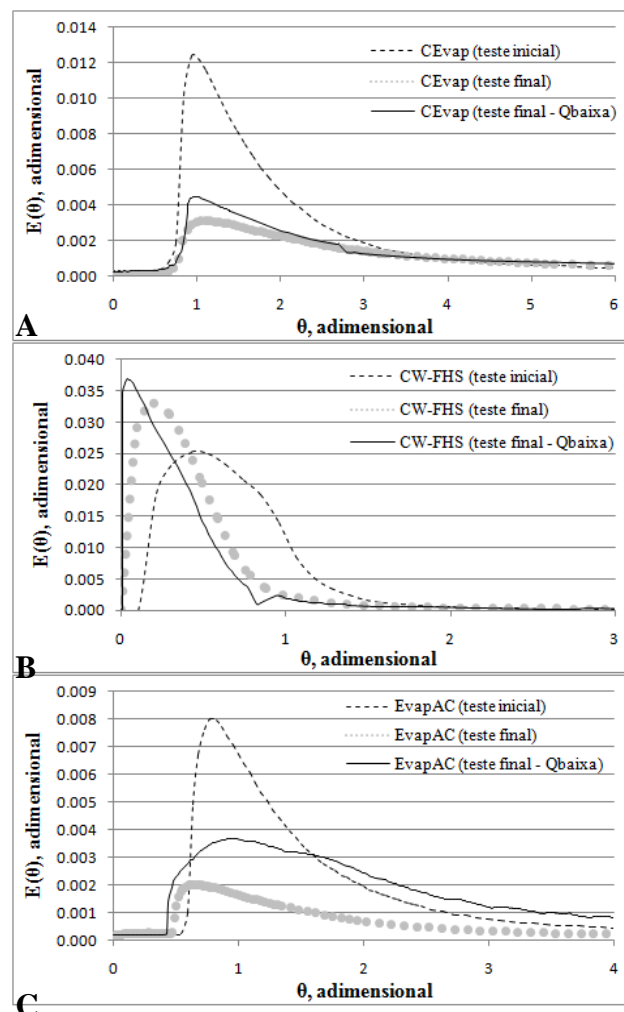


Figura 2: Curva DTR da CEvap (A), CW-FHS (B) e do EvapAC (C) em escala de bancada.

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.

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 4), 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 4: 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; ^cIDM: t_{90}/t_{10} ; ^dICC: t_f /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 têm 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 e 3) 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.

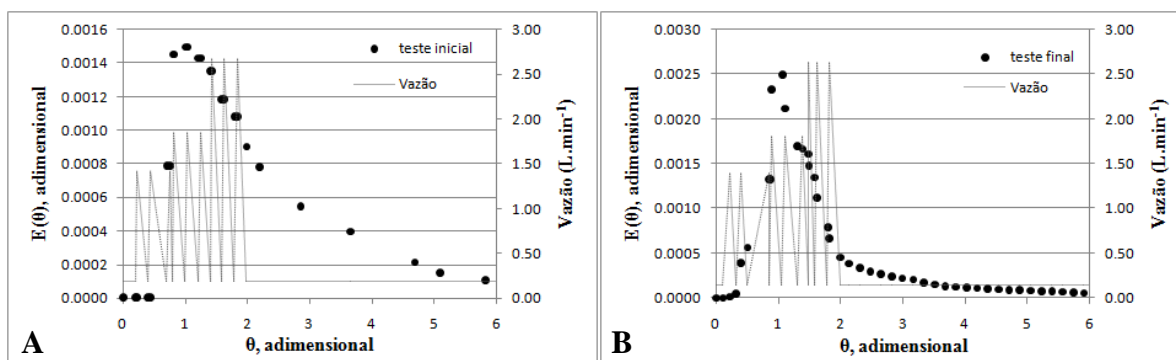


Figura 3: Curva DTR do sistema EvapAC em escala de bancada, em ambiente aberto, com efeito de chuvas simuladas, teste inicial (A) e final (B), antes e após 110 dias alimentado com água cinza.

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.

CONCLUSÕES

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.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Al-Hamaiedeh, H.; Bino, M. (2010). Effect of treated grey water reuse in irrigation on soil and plants. *Desalination* 256, 115-119.
2. APHA; AWWA; WPCF. (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21th ed, Washington D.C: American Public Health Association, 953p.
3. Ayers, R.S.; Westcot, D.W. (1985). *Water quality for agriculture*. F.A.O. Irrigation and Drainage Paper 29, Food and Agriculture Organization, Rome.
4. 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.
5. Brix, H. (1997). Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science and Technology* 35 (5), 11–17. 1997.
6. Brix, H.; Arias, C. (2005). Danish guidelines for small-scale constructed wetlands systems for onsite treatment of domestic sewage. *Water Science and Technology* 51 (9), 1-9. 60.
7. Blazejewski, R.; Murat-Blazejewska, S. (1997). Soil clogging phenomena in constructed wetlands with subsurface flow. *Water Science and Technology* 35 (5), 183–188.
8. 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.
9. Chazarenc, F.; Merlin, G.; Gonthier, Y. (2003). Hydrodynamics of horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering* 21, 165–173.
10. 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.
11. 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.
12. 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.
13. Kadlec, R.H.; Wallace, S.D. (2008). *Treatment Wetlands*, 2nd ed.; CRC Press: Boca Raton, FL, USA.
14. 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.
15. 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), 320 e 330.
16. Levenspiel, O. (2000). *Chemical Reaction Engineering*. 3rd edition. John Wiley, 688 pp. ISBN: 047125424X.
17. Metcalf & Eddy. (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. 4th ed. Mc Graw Hill, 1848 p. 2003.
18. 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.
19. 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.
 20. 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.
 21. 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.
 22. 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.
 23. Persson, J., Somes, N.L.G., Wong, T.H.F. (1999). Hydraulic efficiency of constructed wetlands and ponds. *Water Science & Technology*. 40 (3), 291-300.
 24. 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.
 25. Ridderstolpe P. (2004). Introduction to greywater management. Stockholm Environment Institute - SEI, Uppsala.
 26. 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.
 27. 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.
 28. 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.
 29. 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.



**ASPECTOS HIDROLÓGICOS DE UM SISTEMA COMBINADO POR
EVAPOTRANSPIRAÇÃO E WETLAND CONSTRUÍDO DE FLUXO
HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL**

Fernando Jorge Corrêa Magalhães Filho⁽¹⁾

Engenheiro Sanitarista e Ambiental. Mestre em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos (UFMS). Professor nos cursos de Engenharia Civil e Engenharia Sanitária e Ambiental pela Universidade Católica Dom Bosco.

Jhonatan Barbosa da Silva⁽²⁾

Engenheiro Ambiental. Mestre em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos (UFMS). Doutorando em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos pelo Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais (UFMS).

Paula Loureiro Paulo⁽³⁾

Engenheira Química pela Universidade Estadual de Maringá. Doutora em Ciências Ambientais pela Wageningen University and Research Centrum. Pós-Doutora em Tecnologias Ambientais pela Wageningen University and Research Centrum. Professora Adjunta II da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.

Endereço⁽¹⁾: Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Centro de Ciências Exatas e Tecnologia (CCET). Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais (PGTA). Campus Universitário. 79070-900 - Campo Grande, MS – Brasil. e-mail: fernandojcmf@hotmail.com

RESUMO

O objetivo do estudo foi dar suporte, avaliando aspectos hidrológicos por meio de estimativas da taxa de evapotranspiração, no desenvolvimento de um sistema compacto, denominado câmara de evapotranspiração (CEvap) combinado com um *wetland*, construído para tratamento domiciliar de água cinza. A evapotranspiração é uma variável hidrológica que pode alterar o desempenho de tratamento e alterar o comportamento de fluxo da água em *wetlands* construídos, influenciando no dimensionamento e nas equações de modelagem destes sistemas. Observa-se que as taxas de evapotranspiração, para ambos os sistemas, declinaram no último período monitorado provavelmente por efeito de salinização e um período de altos índices de chuvas. Identifica-se que a CEvap apresenta uma maior capacidade de evapotranspiração do que o CW-FHS. O sistema combinado apresentou uma capacidade de redução, por evapotranspiração de 32% no volume de entrada de água cinza, indicando a possibilidade de utilizar esse sistema em linha, com descarga zero de efluente.

PALAVRAS-CHAVE: hidrologia, água cinza, ecosan.

INTRODUÇÃO

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 Tanque de Evapotranspiração (TEvap) 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.

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 para 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 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).

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 hidrológico do sistema proposto, por meio de estimativas das taxas de evapotranspiração, e produzir informações para determinar critérios de dimensionamento do sistema e recomendações de pesquisas futuras na área.

MATERIAIS E MÉTODOS

O estudo foi desenvolvido em escala de bancada, em ambiente aberto, levando em consideração as condições climatológicas e a presença de plantas.

As unidades foram analisadas separadamente, 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 como um todo, que é a combinação da CEvap + CW-FHS.

Sistema combinado (EvapAC): evapotranspiração (CEvap) + *wetland* construído (CW-FHS)

Tanto a CEvap como o CW-FHS em escala de bancada (Figura 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).

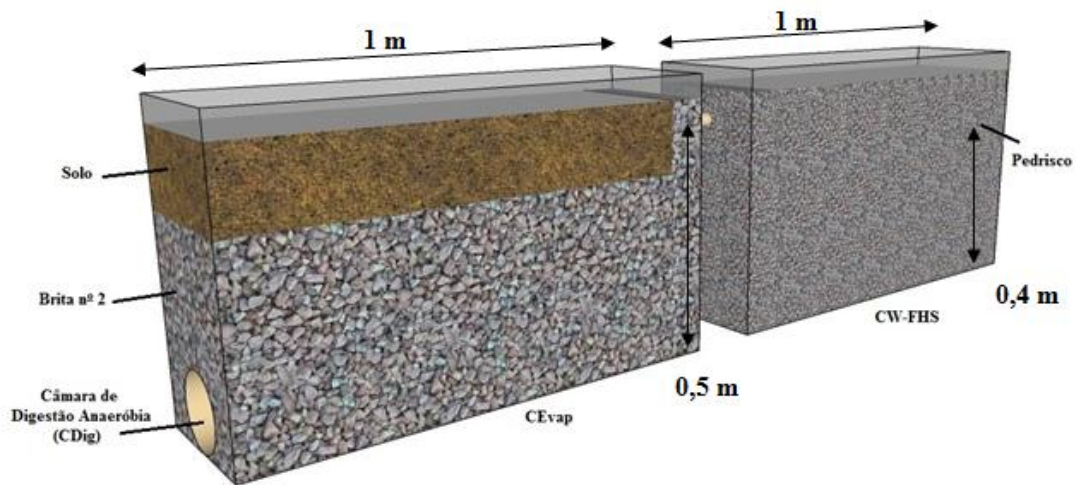


Figura 1: Sistema EvapAC em escala de bancada composto pela CEvap e CW-FHS.

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.

Alimentação do sistema com água cinza

Os sistemas foram alimentados pelo período de 110 dias (Figura 2), com aproximadamente $25 \text{ L}\cdot\text{dia}^{-1}$ 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).

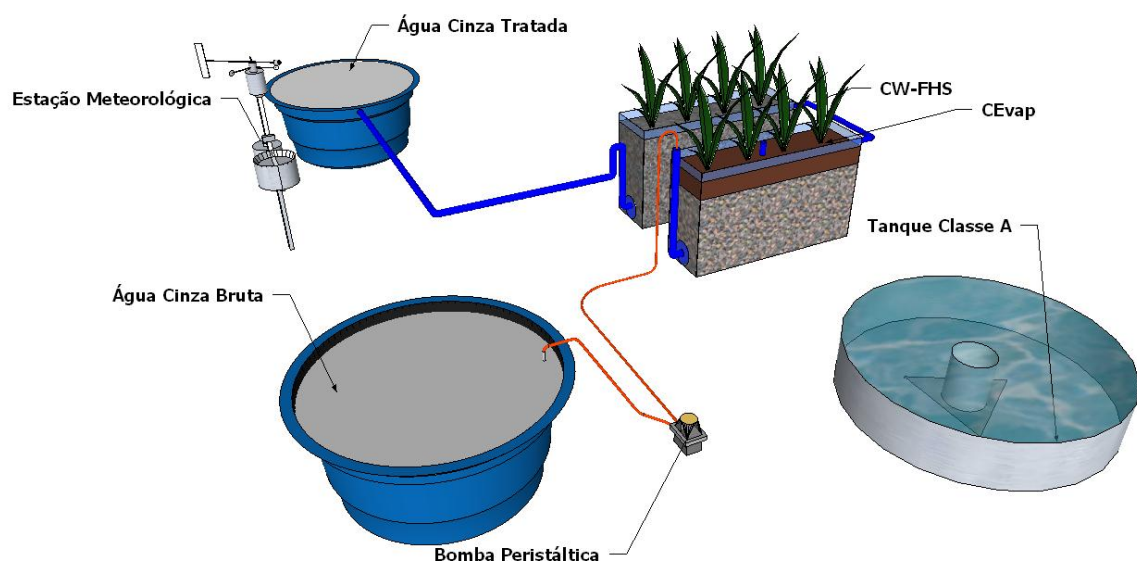


Figura 2: Funcionamento do sistema CEvap e CW-FHS e monitoramento de variáveis hidrológicas. Estimativa da evapotranspiração



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_0) para os mesmos dias.

Além do sistema combinado (EvapAC), as unidades CEvap e CW-FHS, também foram avaliadas individualmente. A ET_0 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 ente 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 metereológica (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.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 1 são apresentados os resultados da ET_d para o sistema combinado (EvapAC), e os sistemas separados, CEvap e CW-FHS, bem como os valores de ET_0 e do coeficiente do tanque k_d . Na Figura 3, 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}).

Tabela 1: Valores de k_d e ET_d (mm.dia^{-1}) para os diferentes sistemas e ET_0 (mm.dia^{-1}) e ET_0/E_v , em diferentes períodos.

Período (dias)	k_d			ET_d			ET_0	ET_0/E_v
	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	2.2	9.3	6.9	16.2	3.8	1.1
0 - 110	4.8	3.6	4.2	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).

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.

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 diárias e constantes, elevando a umidade relativa, além do maior número de nuvens e consequentemente menor radiação ao longo do dia (Figura 2).



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).

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).

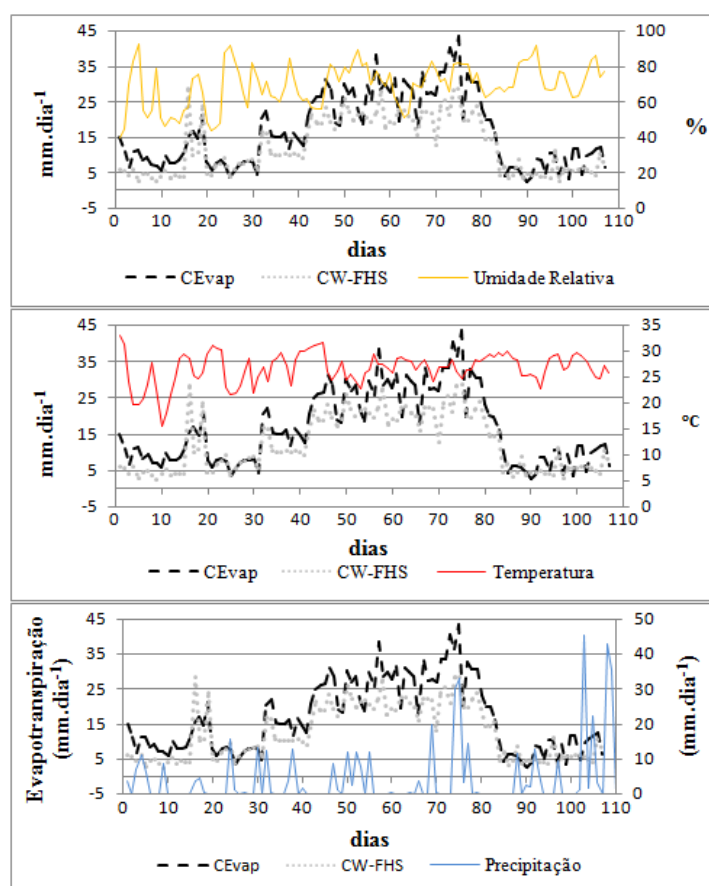


Figura 3: Valores da evapotranspiração nos sistemas separados (CEvap e CW-FHS), relacionados com dados de umidade relativa (A; %), temperatura (B; $^{\circ}\text{C}$) e precipitação (C; mm.dia^{-1}).

Em função do valor médio de k_d na ordem de 4.2 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.

CONCLUSÕES

É interessante notar que nos dois primeiros períodos de monitoramento dos sistemas as taxas de evapotranspiração aumentaram e, no período final verifica-se que houve uma expressiva diminuição da capacidade de evapotranspiração de ambos os sistemas, provavelmente pelo efeito da salinização do solo e por ser um período mais chuvoso.

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 reúso.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. 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).
2. Ayers, R.S.; Westcot, D.W. (1985). Water quality for agriculture. F.A.O. Irrigation and Drainage Paper 29, Food and Agriculture Organization, Rome.
3. 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.
4. 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.
5. Brix, H.; Arias, C. (2005). Danish guidelines for small-scale constructed wetlands systems for onsite treatment of domestic sewage. *Water Science and Technology* 51 (9), 1-9.
6. Chazarenc, F.; Merlin, G.; Gonthier, Y. (2003). Hydrodynamics of horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering* 21, 165-173.
7. Fermor, P.M., Hedges, P.D., Gilbert, J.C., Gowing, D.J.G. (2001). Reedbed evapotranspiration rates in England. *Hydrological Processes* 15, 621-631.
8. 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, 75-9
9. 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.
10. 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.
11. 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.
12. 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.



13. 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.
14. 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.
15. Köppen, W.; Geiger, R. (1928). *Klimate der Erde*. Gotha: Verlag Justus Perthes. Wall-map 150cmx200cm.
16. 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.
17. 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.
18. 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.
19. 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.
20. Ridderstolpe P. (2004). *Introduction to greywater management*. Stockholm Environment Institute - SEI, Uppsala.
21. 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.



**WETLANDS CONSTRUÍDOS DE FLUXO VERTICAL EMPREGADO NO
TRATAMENTO DE EFLUENTE DE BOVINOCULTURA LEITEIRA**

Catiane Pelissari ⁽¹⁾

Bióloga Industrial. Mestre em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM).
Doutoranda em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Bolsista CAPES.

Samara Terezinha Decezaro

Graduanda em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM).

Pablo Heleno Sezerino

Doutor em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Professor Adjunto do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC.

Orlando de Carvalho Junior

Doutor em Engenharia Civil pela Escola de Engenharia de São Carlos (EESC), Universidade de São Paulo (USP). Professor Adjunto do Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR).

Delmira Beatriz Wolff

Doutora em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Professora Adjunta do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM).

Luiz Sérgio Philippi

Doutor em Saneamento Ambiental pela Université de Montpellier I (França). Pós-doutorado pela Université de Montpellier II (França). Professor Voluntário do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

Endereço⁽¹⁾: Universidade Federal de Santa Catarina – Departamento de Engenharia Sanitária Ambiental – Grupo de Estudos em Saneamento descentralizado – Campus Universitário - Trindade – Florianópolis/SC, CEP 88040-900 – E-mail: catianebti@gmail.com

RESUMO

Os efluentes oriundos das instalações de bovinocultura leiteira, quando mal gerenciados podem promover impactos ambientais significativos, necessitando, portanto, da implantação de alternativas tecnológicas com vistas à manutenção da qualidade ambiental. Diante disso, o objetivo desse estudo foi avaliar o desempenho de um *wetlands* construído de fluxo vertical (WCFV) plantado com a macrófita *Typha domingensis* Pers. no tratamento de efluentes de bovinocultura leiteira. O filtro operou com uma vazão semanal de 4,5 m³. Por meio do monitoramento físico-químico e biológico ao longo de 12 meses, verificou-se eficiências médias de remoção em termos de carga de 70% de DQO, 52% de DBO, 70% de SS, 73% de NTK, 81% de N-NH₄ e 16% de P-PO₄³⁻. Observou-se dificuldade de adaptação da macrófita ao filtro, sendo que a mesma apresentou baixas velocidades de crescimento, área reduzida e baixa densidade de plantas/m².

PALAVRAS-CHAVE: *Wetlands* construído de fluxo vertical, bovinocultura leiteira, efluente líquido, macrófitas.

INTRODUÇÃO

O Brasil é o 5º produtor mundial de leite, e esta atividade está em constante crescimento no país (ZOCCAL, 2012). Contudo, ainda existe uma grande lacuna entre a produtividade animal e o meio ambiente. Os efluentes oriundos das atividades de bovinocultura de leite são compostos principalmente por urina e esterco, como também detergentes provenientes da limpeza da sala de ordenha, resíduos de leite e muco (HEALY, *et al.*, 2007; SCHAFFASMA, *et al.*, 2000). Além de matéria carbonácea, águas residuárias das instalações de bovinocultura leiteira apresentam nutrientes como nitrogênio e fósforo os quais são responsáveis por causar danos ambientais quando dispostos inadequadamente.

Diante deste cenário, o tratamento desses efluentes é fundamental. Entretanto, cabe ressaltar a necessidade de sistemas de tratamento que se adaptem as localidades produtoras e que sejam de fácil aplicação, operação,



manutenção e sobretudo que seja de fácil replicação. Dentro dessa perspectiva destacam-se os *wetlands* construídos.

Assim, o objetivo desse estudo foi avaliar o desempenho de um *wetlands* construído de fluxo vertical (WCFV) plantado com a macrófita *Typha domingensis* Pers. no tratamento de efluentes de bovinocultura leiteira.

MATERIAL E MÉTODOS

Implantação e Operação do *wetlands* construído de fluxo vertical (WCFV)

O WCFV foi implantado junto à estação de tratamento de efluentes da bovinocultura leiteira do Colégio Agrícola de Frederico Westphalen, área anexa a Universidade Federal de Santa Maria, campus de Frederico Westphalen (latitude 27°21'33" sul e longitude 53°23'40" oeste e está a 566 metros de altitude).

A estação de tratamento estudada foi composta por uma lagoa de armazenamento (LA), que atuou como unidade de tratamento primário de todo efluente produzido nas instalações de bovinocultura leiteira, e um WCFV. O efluente da LA era conduzido por gravidade até o reservatório equalizador, e posteriormente bombeado para a alimentação do WCFV. O efluente percolado pelo filtro era disposto no solo por meio de valas de infiltração (Figura 1).

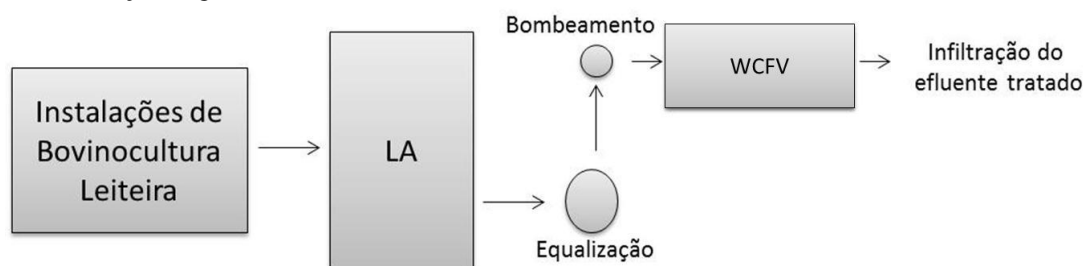


Figura 1 – Esquema demonstrando a estação de tratamento estudada.

O dimensionamento do WCFV foi realizado considerando um carregamento médio de 20 g DQO/m². dia, conforme recomendações de Winter e Goetz (2003). A área superficial adotada foi de 14,3 m², sendo 4,4 m de comprimento, 3,25 m de largura e 1,15 m de profundidade. A construção deste módulo ocorreu em março de 2011, sendo escavado no solo e impermeabilizado com duas camadas de lona plástica e uma camada de manta de poliéster. Areia grossa ($d_{10}= 0,30$; $d_{60}= 0,75$; Uniformidade = 2,5) foi utilizada como material filtrante e a macrófita empregada foi a *Typha domingensis* Pers. plantada em uma razão de 2 plantas/m². Na figura 2 apresenta-se as principais etapas da construção do WCFV.

A alimentação do WCFV foi realizada de forma intermitente 3 vezes por semana, nas segundas, quartas e sextas-feiras, sendo 1.500 L dia dividido em 4 pulsos de 375 L, em uma sucção de 5 minutos, totalizando uma vazão de 4.500L/semana.

Durante o período de novembro 2011 a outubro de 2012 foram realizadas análises do afluente e efluente do WCFV com periodicidade semanal. Os parâmetros analisados foram: pH, Alcalinidade, Demanda Química de Oxigênio (DQO); Sólidos Suspensos (SS); Nitrogênio Total Kjeldhal (NTK), Nitrogênio Amoniacal (N-NH₄), Nitrogênio Nitrito (N-NO₂⁻), Nitrogênio Nitrato (N-NO₃⁻) e Fósforo Ortofosfato (P-PO₄³⁻). Todos os parâmetros seguiram recomendações do *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA 2005 e 1998), com exceção do nitrogênio amoniacal que seguiu recomendações do Vogel (1983).

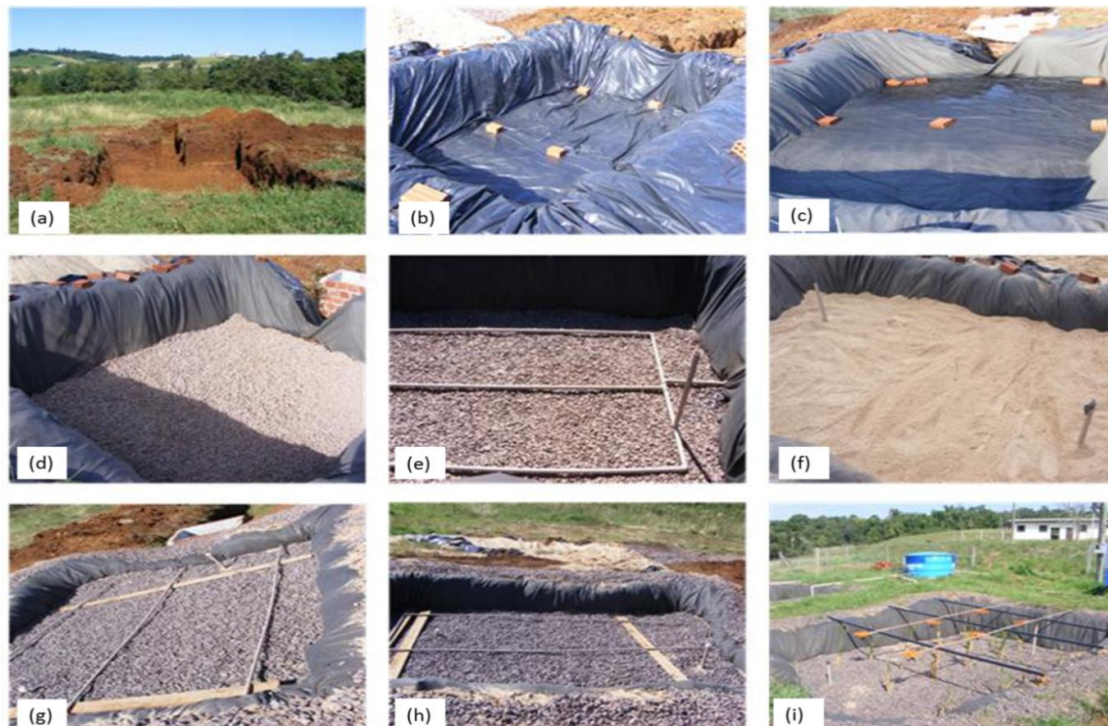


Figura 2- Etapas da construção do WCFV. a) escavação no solo; b) impermeabilização com lona; c) assentamento de manta de poliéster; d) primeira camada de brita utilizada na confecção do material filtrante; e) detalhe da tubulação de coleta do efluente; f) areia distribuída no WCFV; g) detalhe da última camada de brita; h) término do assentamento do material filtrante; i) WCFV plantado.

Monitoramento do crescimento das macrófitas

O monitoramento do crescimento da macrófita *Typha domingensis* Pers. iniciou-se após a poda das mesmas, 30 cm acima da superfície do material filtrante. O WCFV foi dividido em 4 quadrantes de mesma área cada e dentro de cada quadrante escolheu-se aleatoriamente 5 plantas para monitoramento do crescimento foliar. Essas plantas foram marcadas com fitas de diferentes cores para facilitar sua identificação. O crescimento foliar foi avaliado através de medições semanais com auxílio de fita métrica (Figura 3).

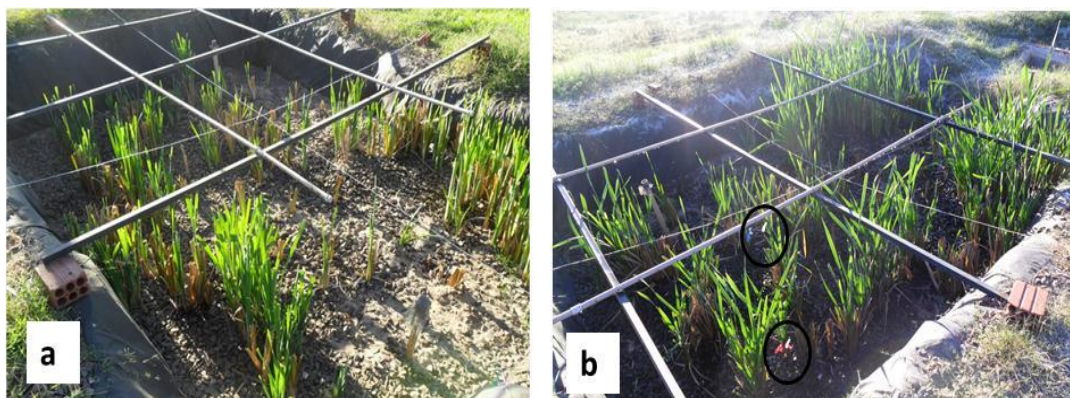


Figura 3 – Monitoramento do crescimento das macrófitas no WCFV. a) WCFV dividido em quadrantes; b) detalhe das macrófitas marcadas para análise do crescimento.



RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na tabela 1 apresentam-se os resultados obtidos referentes ao monitoramento físico-químico e biológico do afluente e efluente do WCFV durante o período de novembro de 2011 a outubro de 2012.

Tabela 1 – Monitoramento físico-químico e biológico do afluente e efluente do WCFV.

Parâmetros	Afluente do WCFV		Efluente do WCFV		Eficiência Média (%)
	Média ±DP	N*	Média ±DP	N*	
pH	7,2	35	6,9	35	-
Alcalinidade mg CaCO ₃ /L	668,3±300,0	35	290,2±141,2	35	-
DQO (mg/L)	1.008,2±297,6	23	322,9±101,1	23	68
NTK (mg/L)	68,8±29,6	23	19,6±9,2	23	71
N-NH ₄ (mg/L)	55,09±27,2	35	11,1±10,7	35	80
N-NO ₂ ⁻ (mg/L)	0,0±0,0	35	0,1±0,2	35	-
N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	5,2±3,9	35	37,2±15,3	35	-
P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)	23,3±6,9	35	20,9±7,3	35	10
SS (mg/L)	254,1±100,6	35	80,2±44,8	35	68

N* = número de amostragens validas

O WCFV operou com aproximadamente 2 vezes mais carga do que o parâmetro de projeto que foi de 140 g DQO/m² semana. A carga média de DQO aplicada foi de 317 g/m² semana e mesmo assim, o filtro atingiu uma remoção média de carga de 70%. Na figura 4 apresentam-se as concentrações médias afluente e efluente do WCFV, juntamente com a eficiência média do sistema. Pode se observar uma tendência de aumento na eficiência de remoção de DQO ao longo do período avaliado. Esse fato pode estar relacionado com a adaptação gradativa da comunidade microbiana a este substrato.

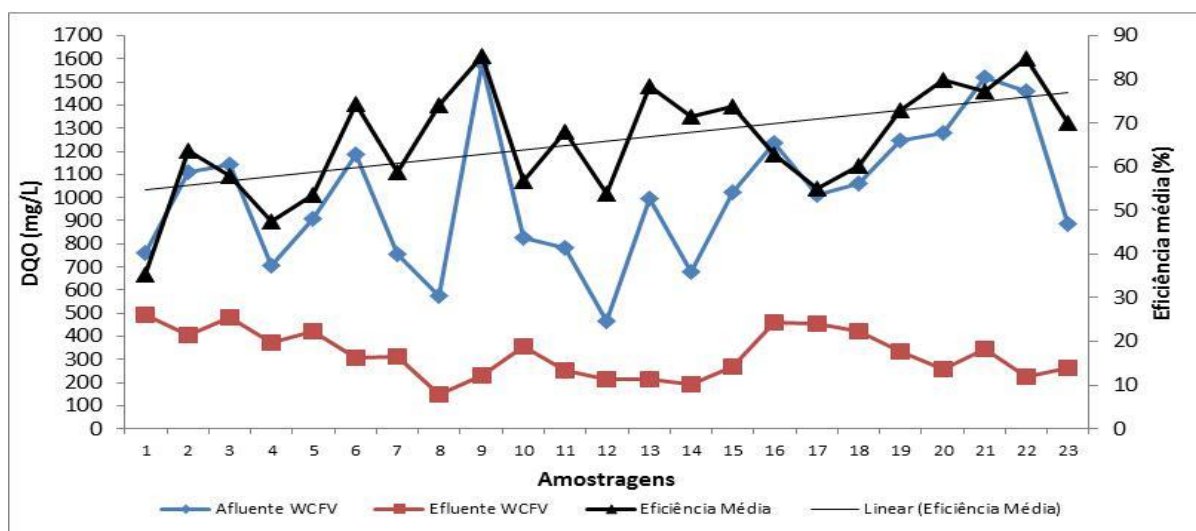


Figura 4 - Concentrações de DQO afluente e efluente do WCFV ao longo do período de estudo.

A carga média aplicada de SS foi de 80 g.m².semana, e obteve-se eficiência de remoção média de 68%. Sarmiento (2010) obteve uma eficiência de 82% em vários WCFV trabalhando com carga de 49 g SS/m².semana. Sun *et al.* (2005), observaram uma remoção de 57% trabalhando com um carregamento médio superior de 186,5 g SS/m².dia. Segundo Kadlec e Wallace (2009), as menores remoções observadas podem estar relacionadas com as maiores granulometrias do tipo de material filtrante empregado.

Foi possível verificar uma remoção média de nitrogênio amoniacal de 80%, sendo que essa remoção pode estar associada principalmente com a nitrificação (Figura 5). Como pode ser observado na tabela 1 ocorreu um consumo da alcalinidade nesse módulo, esse fato pode estar relacionado com a nitrificação pois segundo a USEPA, (1993) é necessário 7,14 mg/CaCO₃ por mg de nitrogênio amoniacal oxidado.

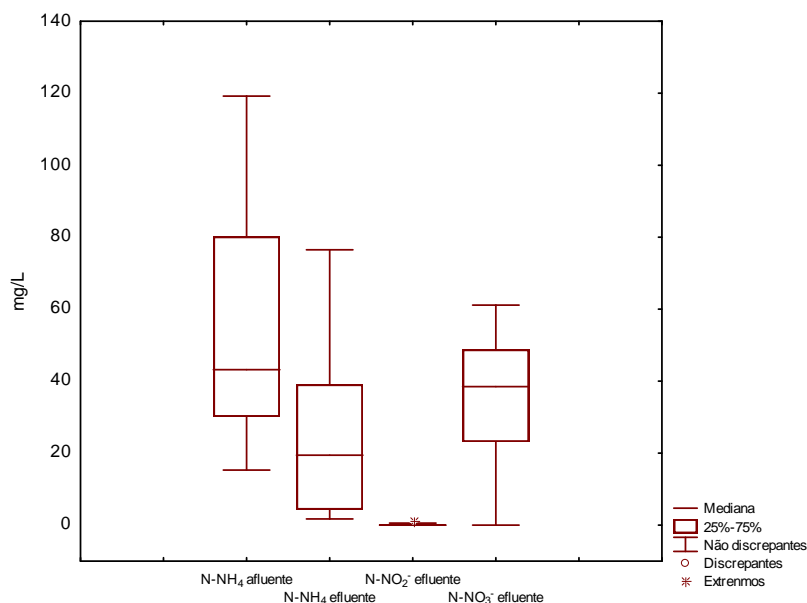


Figura 5 - Concentrações de nitrogênio amoniacal, do afluente e efluente do WCFV, e concentrações de nitrogênio nitrito e nitrogênio nitrato do efluente WCFV ao longo do período de estudo.

Um dos principais fatores que contribuiu para que a nitrificação ocorresse, além da boa adaptação da microbiota nitrificante, foi a efetiva transferência de oxigênio no maciço filtrante, devido a alimentação intermitente. Na tabela 2 pode-se verificar o saldo positivo de oxigênio (entrada de O₂ superior à demanda de O₂ para a matéria carbonácea e nitrogenada) realizado junto ao WCFV, conforme modelo proposto por Platzer (1999).

Tabela 2 - Balanço de oxigênio realizado junto ao WCFV proposto por Platzer (1999).

Módulo	Taxa Hidráulica (mm/pulso)	Carga de DQO (g/pulso)	Carga de NTK (g/pulso)	Demanda de O ₂ (g/pulso)	Entrada Convecção (g/pulso)	Entrada Difusão (g/pulso)	Balanço de O ₂ (g/pulso)
WCFV	26,2	378	26	288,98	112,50	321,80	145,32

Área superficial do filtro: 14,3 m²
Considerando 1 aplicação de 1 pulso (375 L)
Foi considerada uma remoção média de DQO de 68%

Na figura 6 apresenta-se o comportamento do P-PO₄³⁻ ao longo do período de estudo. A eficiência de remoção de P-PO₄³⁻ foi baixa desde o início do monitoramento. A remoção média de fósforo durante todo o período de estudo foi de 10%, aplicando-se uma carga média de 7,35 g/m².semana. Mazzola *et al.* (2005) também verificaram baixas remoções de P-PO₄³⁻ no WCFV, tendo uma remoção média de 11,4% em um leito utilizando brita como material filtrante. O mesmo foi relatado por Stefanakis e Tsihrintzis (2012), segundo os autores as baixas remoções de P-PO₄³⁻ nos WCFV estão relacionadas com as características hidráulicas do filtro, pois neste módulo o efluente é rapidamente drenado até a saída, tendo menos tempo para que ocorra a adsorção do P-PO₄³⁻ no material filtrante.

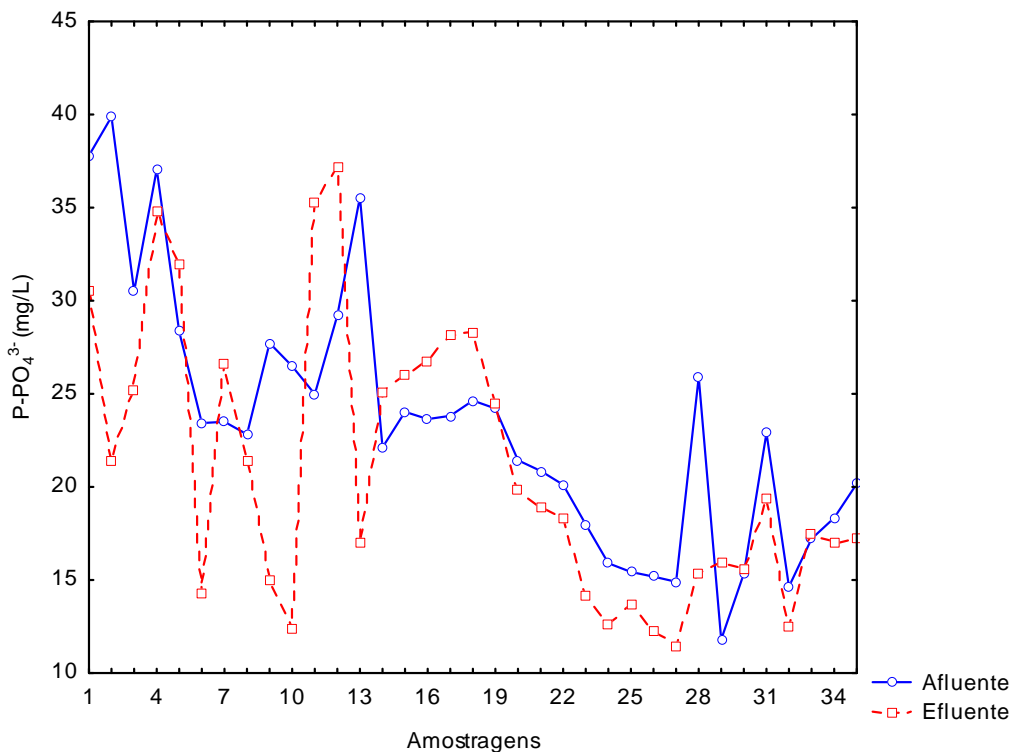


Figura 6- Concentrações afluente e efluente de $P-PO_4^{3-}$ ao longo do período de estudo.

Desenvolvimento das macrófitas

A altura média observada para as macrófitas após 100 dias da poda foi de 100 cm. Na figura 7 apresenta-se a altura média das macrófitas no decorrer do período avaliado.

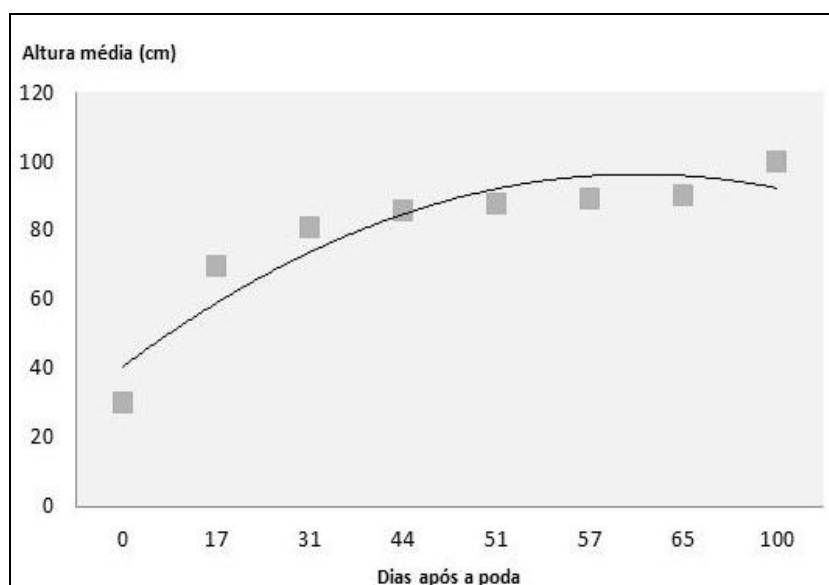


Figura 7- Altura média das macrófitas no WCFV.

Verificou-se que as maiores velocidades de crescimento se deram no início do ciclo de desenvolvimento das plantas, ocorrendo uma variação de 2,29 a 16,33 cm/semana (Figura 8). Ressalta-se que no WCFV as taxas de crescimento das macrófitas foram significativamente inferiores quando comparadas ao crescimento das macrófitas em seu habitat natural. Taiz e Zeiger (2009) afirmam que a área foliar diminuída é uma resposta



precoce ao déficit hídrico, os autores argumentam que o estresse hídrico limita não só o tamanho, mas também o número de folhas, pois ele diminui o número e a velocidade de crescimento dos ramos.

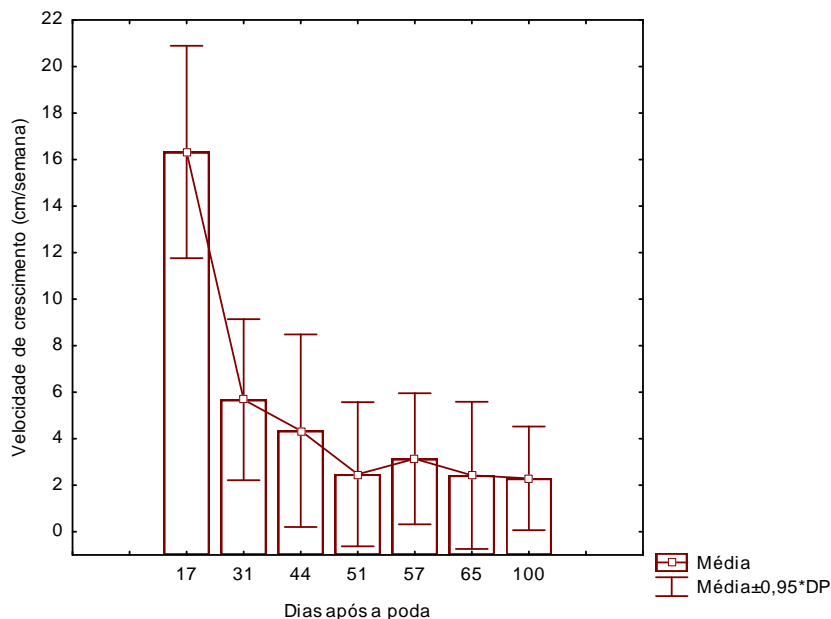


Figura 8- Velocidade de crescimento da macrófita *Typha domingensis* Pers. no WCFV.

Ocorreu grande dificuldade de adaptação das macrófitas nesse módulo, verificando a necessidade de realizar o replantio das mesmas. O primeiro replantio foi realizado 180 dias após o plantio das macrófitas no filtro, sendo adicionadas 15 novas mudas. Após essa etapa, notou-se que grande parte das plantas ainda não demonstrava um bom desenvolvimento, desta forma, após 90 dias do segundo replantio foram adicionadas mais 20 mudas no WCFV.

Apesar das duas tentativas realizadas, até o término do estudo as macrófitas não se desenvolveram satisfatoriamente. Esse fato pode estar associado com as características hidráulicas do filtro, o qual não permanecia saturado com efluente. O mesmo fato foi reportado por Kantawanichkul *et al.* (2009), os quais analisaram que a *Typha* demonstrou um comportamento de estresse, com baixo crescimento, apresentando folhas murchas. Os autores ainda relatam que esta macrófita é uma planta que exige uma demanda de água muito alta e contém uma capacidade limitada para fechar os estômatos. Na figura 9 apresenta-se o desenvolvimento das macrófitas durante o período de monitoramento do crescimento, ressalta-se que em outubro de 2012 foi realizado uma nova poda nas macrófitas.

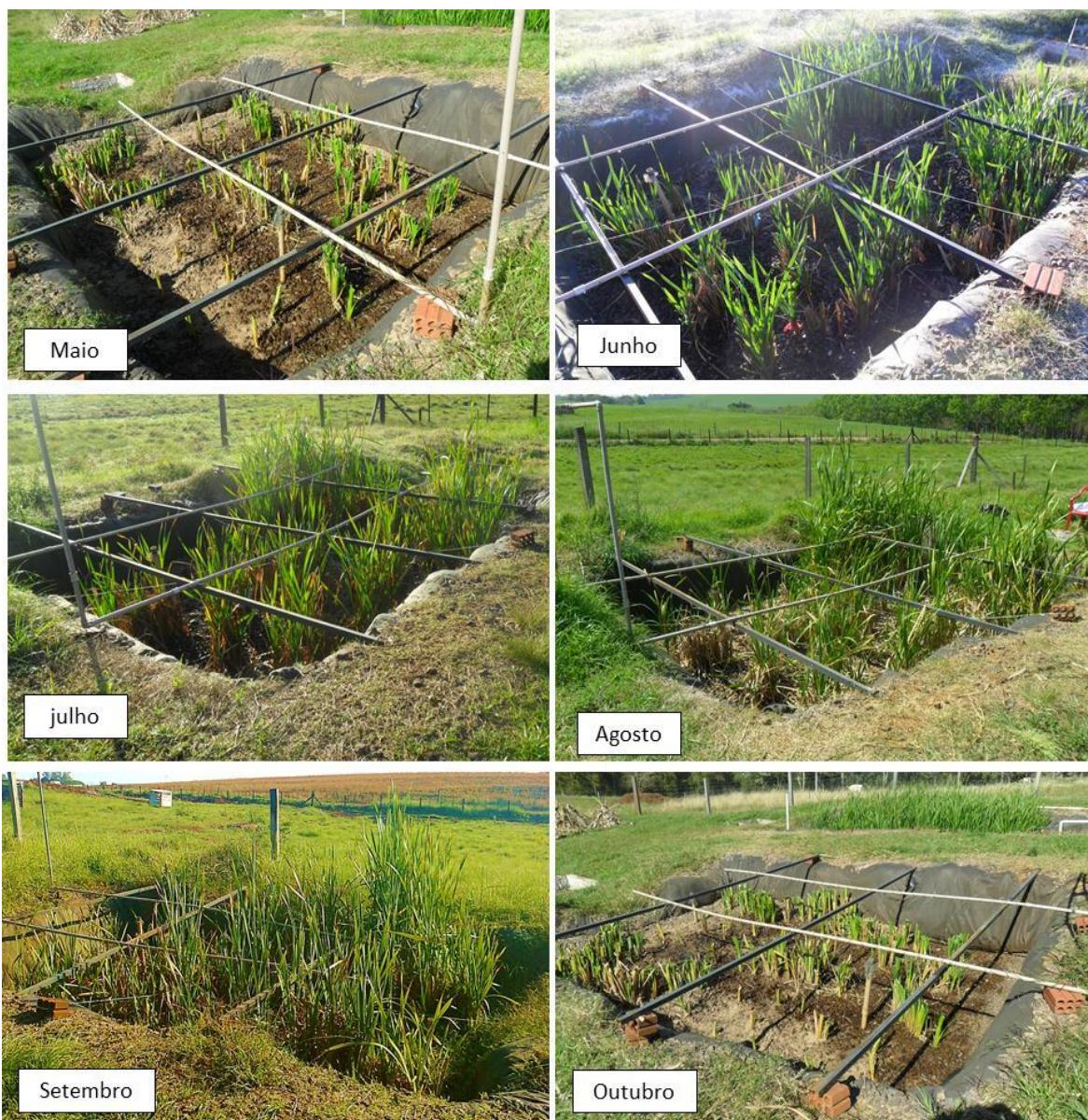


Figura 9 - Desenvolvimento mensal da macrófita *Typha domingensis* Pers. no WCFV, durante os meses de maio a outubro de 2012.

CONCLUSÕES

Com base no monitoramento físico-químico e biológico ao longo de um ano de monitoramento, o regime hidráulico aplicado e o desenvolvimento das macrófitas pode-se concluir que:

O WCFV removeu 70%, 52%, 70%, 81%, 16% das cargas aplicadas em termos de DQO, DBO, SS, N-NH₄ e P-PO₄³ respectivamente;

Observou-se 80% de remoção de nitrogênio amoniacal, sendo que 73% deu-se devido a nitrificação.

Não foram identificados problemas operacionais ao longo de período de estudo;

Não observou a liberação de odores desagradáveis;



A macrófita estudada apresentou dificuldades de adaptação no WCFV;

O WCFV apresentou potencialidade de agregação de valor com a utilização do efluente tratado, haja visto que este apresenta concentrações de nitrogênio e fósforo possíveis de serem aplicados na agricultura;

O WCFV demonstrou ser uma tecnologia viável para ser empregada no tratamento de efluentes oriundos das atividades de bovinocultura leiteira.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. HEALY, M. G.; RODGERS, M.; MULQUEEN, J. Treatment of dairy wastewater using constructed wetlands and intermittent sand filters. *Bioresource Technology*, v. 98, p.2268–2281, 2007.
2. KADLEC, R.H.; WALLACE, S.D. *Treatment wetlands*. Boca Raton: CRC, Press 2th ed, 2009, 1016p.
3. KANTAWANICHKUL, S.; KLADPRASERT, S.; BRIX, H. Treatment of high-strength wastewater in tropical vertical flow constructed wetlands planted with *Typha angustifolia* and *Cyperus involucratus*. *Ecological Engineering*, v. 35, p. 238-247, 2009.
4. MAZZOLA, M.; ROSTON, D. M.; VALENTIM, M. A. A. Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 9, n. 2, p. 276-283, 2005.
5. PLATZER, C. Design recommendation for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. *Water Science and Technology*, v. 40, n. 3, p. 257-263, 1999.
6. SARMENTO, A.P.; BORGES, A.C.; MATOS, A.T. Evaluation of vertical-flow constructed wetlands in swine wastewater treatment. In: *12th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control: Venice, Italy*. v.2, p.1494-1501, 2010.
7. SCHAAFSMA, J.A.; BALDWIN, A.H.; STREB, C.A. An evaluation of a constructed wetland to treat wastewater from a dairy farm in Maryland, USA. *Ecological Engineering*, v.14, p.199-206, 2000.
8. STEFANAKIS, I.A.; TSIHRINTZIS. Effects of loading, resting period, temperature, porous media, vegetation and aeration on performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands. *Chemical Engineering Journal*, vol. 181-182, p.416 a 430. 2012.
9. SUN, G.; ZHAO, Y.; ALLEN, S. Enhanced removal of organic matter and ammoniacal-nitrogen in a column experiment of tidal flow constructed wetland system. *Journal of Biotechnology*, 115, n.2, p.189-197. 2005.
10. TAIZ, L.; ZEIGER, E. *Fisiologia vegetal*. Porto Alegre, Artmed, 2009, 848p.
11. USEPA - U.S. Environmental Protection Agency. Nitrogen control manual.
12. EPA/625/R-93/010, Office of Water, US Environmental Protection Agency, Washington, DC. 1993, 311p.
13. WINTER, K. J.; GOETZ, D. The impact of sewage composition on the soil clogging phenomena of vertical flow constructed wetlands. *Water Science and Technology*, v. 48, n 5, p. 9-14. 2003.
14. ZOCCAL, R. Produção de leite, vacas ordenhadas e produtividade animal no Brasil 1980 – 2010. 2011. Embrapa Gado de Leite. Disponível em: <<http://www.cnpq.embrapa.br/nova/informacoes/estatisticas/producao/tabela0240.php>>.



**EFICIÊNCIA DO USO DE PLANTAS PARA TRATAMENTO DE ESGOTO
DOMÉSTICO NA ZONA RURAL DE MANAUS, RESERVA DE
DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL DO TUPÉ, AMAZONAS.**

Sarah Sampaio Py-Daniel⁽¹⁾

Graduanda em Ciências Biológicas com ênfase em biodiversidade e conservação na Universidade Federal do Amazonas. Bolsista de Iniciação Científica do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia na subárea de Clima e Ambiente e de Ecologia. 1

Érika Yuri Kawashima Utumi⁽²⁾

Mestre em Biologia de Água Doce e Pesca de Interiores pelo Instituto de Pesquisas da Amazônia. Graduada em Ciências Biológicas pela Universidade Federal do Amazonas. 2

Edinaldo Nelson dos Santos Silva⁽³⁾

Pesquisador Titular A III da Coordenação de Biodiversidade do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. Doutor em Ciências Biológicas com ênfase em Zoologia pela Universidade de São Paulo. Membro do comitê assessor da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas. Revisor de periódico da Acta Amazonica. Coordenador do Projeto Biotupé, grupo de pesquisas que atua na Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Tupé, no baixo rio Negro, Manaus. 3

Assad José Darwich⁽⁴⁾

Pesquisador Titular A III da Coordenação de Biodiversidade do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. Doutor em Biologia de Água Doce e Pesca Interior pelo Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. Pesquisador/Executor da Universidade Federal do Amazonas. Diretor Científico do Instituto Rio Negro. Revisor de periódico da Acta Amazonica e Revisor de periódico da Revista Brasileira de Zoologia. 4

Endereço⁽¹⁾: Av. André Araújo, 2936, Aleixo - Manaus - Amazonas - CEP: 69060-001 - Brasil - Tel: +55 (92) 91426494 - e-mail: sarahpydaniel@gmail.com

RESUMO

As comunidades rurais da Amazônia apresentam alto grau de isolamento, agravado no período de seca da região. Essas populações possuem baixa renda familiar não tem acesso ao fornecimento de água potável e energia elétrica, muito menos sistemas para coleta e tratamento de esgoto sanitário ou tratamento e disposição adequada dos seus resíduos sólidos (lixo). Devido à esta situação que atinge níveis inaceitáveis nas comunidades rurais da Amazônia, propõe-se adaptação da tecnologia alternativa de tratamento de esgoto sanitário para localidades do meio rural que é o sistema de Estações Tratamento de Efluentes por Zona de Raízes (ETEZR), que ocupa pequeno espaço, tem base em solos filtrantes e é uma tecnologia auto-sustentável, atendendo desde pequenas comunidades a escolas e residências unifamiliares. O sistema segue a lógica de biofiltro com associação de plantas com uma rede de aerênquimas muito bem desenvolvidas para poder tratar a demanda de esgoto das estações. Este estudo pretende avaliar a eficiência de uma estação de tratamento para efluentes domésticos por zonas de raízes implantada na Comunidade do Julião, zona rural do município de Manaus. Para isto foram coletadas amostras mensais dos efluentes à montante e à jusante da ETEZR, quantificando coliformes totais (CT), *Escherichia coli*, demanda química de oxigênio (DQO), e a turbidez. Foram implementadas duas estações, cada uma em sua respectiva residência. Para compor a zona de raízes foram selecionados “capim-santo” *Cymbopogon citratus* (DC) Stapf e o “patchouli” *Vetiveria zizanioides* (L.) Nash. As ETES atingiram valores altamente positivos quanto à eficiência na redução da turbidez (97,6%), e da *E. coli*. (99,7%). Por outro lado, ainda que o DQO tenha sido consideravelmente reduzido, seus valores após o tratamento ainda mantiveram-se pouco acima das legislações ambientais, enquanto que não houve qualquer eficiência na redução de coliformes totais. Desta forma, torna-se necessário um pós-tratamento. Mas este sistema pode ser uma boa alternativa de tratamento secundário de esgoto doméstico em comunidades rurais.

PALAVRAS-CHAVE: comunidades rurais, zona de raízes, saneamento básico, biofiltro, ETEZR.



INTRODUÇÃO

A qualidade e o acesso aos serviços de saneamento permite reduzir os gastos públicos com serviços de saúde. Estima-se que 90% do esgoto é lançado diretamente nos corpos d'água. Isto traz riscos para a saúde humana, e também às condições naturais do ambiente (IBGE, 2000). A fragilidade dos sistemas públicos de saneamento se estende a continentes como a América Latina, África e Ásia e é, em muitos casos, responsável pela alta prevalência de doenças de veiculação hídrica (DANIEL, 2001).

Esta situação juntamente com a condição de miséria, desnutrição, insalubridade doméstica e ambiental, propiciam a manutenção dos altos índices de mortalidade infantil, sendo o do Brasil um dos mais elevados do continente. O IBGE (2000) registrou um índice de 35,5 óbitos de menores de um ano por mil nascidos vivos. A principal causa desse elevado número são as doenças de veiculação hídrica como cólera, hepatite, esquistossomose, febre paratifóide, amebíase, ascaridíase, ancilostomíase, estrogiloidose, poliomielite e diarreias infecciosas (IMHOFF & IMHOFF, 2002; CESAN, 2005). As doenças de veiculação hídricas constituem 65% do total das internações hospitalares e são transmitidas por contato ou ingestão de água de má qualidade (ABES, 1993). Grande parte destas doenças poderiam ser evitadas apenas com adoção de práticas simples, baseadas no conhecimento já existente sobre toda a dinâmica de transmissão dessas doenças e formas de evitá-las ou tratá-las.

Apenas 64,6% da população brasileira é beneficiada com rede geral de esgoto sanitário; 26,9% adotam outras formas de disposição final (sumidouros ou fossas) e 8,5% não têm nenhum tipo de instalação (IBGE, 2004). Existência de rede coletora de esgoto não significa que esse esgoto será tratado. Atualmente, estima-se que apenas 10% do esgoto coletado passa por algum tipo de tratamento (IBGE, 2004). O restante é lançado diretamente nos corpos d'água. Isto traz riscos não apenas à saúde humana, mas também às condições naturais dos ambientes aquáticos.

Segundo o IBGE (2000) o Brasil possuía 50 milhões de domicílios, sendo que 47,2% desses não possuíam rede coletora de esgoto nem fossa séptica. Esta porcentagem equivale a aproximadamente 80 milhões de habitantes sem estes serviços. Esta situação se agrava ainda mais nas comunidades rurais e de baixa renda, situação comum na Amazônia.

As comunidades rurais da Amazônia apresentam uma população que vive em alto grau de isolamento, principalmente no período de nível baixo da água dos rios da região. Possuem baixa renda familiar, baixo nível de educação formal, problemas de desnutrição e, em geral, não tem acesso aos serviços públicos básicos de saúde, educação etc. Além disso, as condições de habitabilidade são precárias. Não tem acesso ao fornecimento de água potável e energia elétrica, não tem sistemas para coleta e tratamento de esgoto sanitário ou tratamento e disposição adequada dos seus resíduos sólidos (lixo). Nesse aspecto, nem mesmo as populações urbanas dispõem desse serviço.

É sabido que a qualidade e o acesso aos serviços de saneamento estão diretamente relacionados com a saúde pública, portanto, o investimento em saneamento tem um efeito direto na redução dos gastos públicos com serviços de saúde. De acordo com a FUNASA (1994), para cada real investido em saneamento economiza-se quatro reais em medicina curativa. Investimento em saneamento traz grandes benefícios ao Estado, dentre eles, a melhoria da saúde da população e a redução dos recursos aplicados no tratamento de doenças. Adicionalmente, há a diminuição dos custos no tratamento de água para abastecimento, pela diminuição dos contaminantes lançados nos corpos d'água.

A implantação de serviços de saneamento básico, devido sua grande importância, deve ser tratada como prioridade, sob todos os aspectos, na infra-estrutura pública para as comunidades. O bom funcionamento desses serviços proporciona uma existência com mais dignidade para os usuários, pois melhora as condições de higiene, segurança e conforto, levando a uma maior força produtiva em todos os níveis (FERNANDES, 1997).

Devido a situação socioeconômica brasileira, que atinge níveis inaceitáveis nas comunidades rurais da Amazônia, são imprescindíveis os investimentos no desenvolvimento de tecnologias alternativas, de baixo custo e eficientes para o tratamento das águas residuárias (SCHIRMER *et al.*, 2009). O tratamento de esgoto



utilizando zona de raízes está se revelando uma alternativa eficiente e de baixo custo, quando comparado aos sistemas convencionais. Segundo BRIX (1994), esses sistemas podem ser implantados no mesmo local onde o efluente é produzido, podem ser operados por mão-de-obra não especializada, possuem baixo custo energético e são menos suscetíveis às variações nas taxas de aplicação de esgoto.

De acordo com o CETEC (1985), uma solução apropriada para localidades do meio rural é o sistema de Tratamento de Esgoto Sanitário por Zona de Raízes. Este sistema tem base em solos filtrantes e é uma tecnologia auto-sustentável, pode ser utilizado de forma a atender pequenas comunidades, escolas e residências unifamiliares, ocupa pequeno espaço na área externa da residência, e ainda pode ser integrado de forma não agressiva ao ambiente. Outra vantagem desse sistema é que o tratamento do esgoto passa por duas etapas: o tratamento primário (fossa séptica) e o secundário (Estação de tratamento de esgoto do tipo zona de raízes - ETEZR), podendo o efluente resultante do tratamento apresentar significativa redução de matéria orgânica e sólidos sedimentáveis, evitando, assim, a contaminação do corpo d'água no qual o efluente será lançado (VAN KAICK, 2002).

Nas raízes de plantas que compõe a zona de raízes da ETE, fixam-se bactérias que recebem oxigênio e nitrogênio conduzidos pela planta por meio dos aerênquimas do caule até as raízes. Em troca, as bactérias decompõe a matéria orgânica, transformando-a em nutrientes que são repassados às plantas (VAN KAICK, 2002). Como as ETEZR sempre vão estar com o solo semi-inundado com a água do esgoto, faz-se necessário a utilização de plantas com uma rede de aerênquimas muito bem desenvolvidas para poder tratar a demanda de esgoto das estações (BAHLO & Wach, 1996). De acordo com esse autor dentre 150 espécies sugeridas as principais e mais usadas são: *Pragmites australis*; *Typha latifolia*; *Acorus calamus*; *Iris pseudacorus* e *Schoenoplectus lacustris*.

Neste contexto pretende-se avaliar a eficiência de estações de tratamento para efluentes domésticos implantadas em residências na Comunidade do Julião, RDS do Tupé, zona rural do município de Manaus, através da identificação das residências que reúnem condições adequadas para a implantação das Estações de Tratamento de Esgoto por Zona de Raízes (ETEZR); seleção das plantas a serem utilizadas na ETEZR; implantação das ETEZR; Realização de uma oficina sobre o funcionamento e importância das estações para as famílias envolvidas; Realização das amostragens mensais para análise dos efluentes; Realização oficinas de restituição das informações, para toda a comunidade, sobre o funcionamento, eficiência e importância das ETEZRs. Tendo como norteador o trabalho de SCHIRMER *et al.*, (2009).

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

As Estações de Tratamento de Esgoto por Zona de Raízes foram instaladas na Comunidade do Julião, localizada na Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Tupé (RDS Tupé). A RDS Tupé localiza-se na margem esquerda do baixo rio Negro, a oeste de Manaus com distancia de 25km em linha reta do centro da cidade, a uma altitude média 20m a.n.m.. (Figura 1).

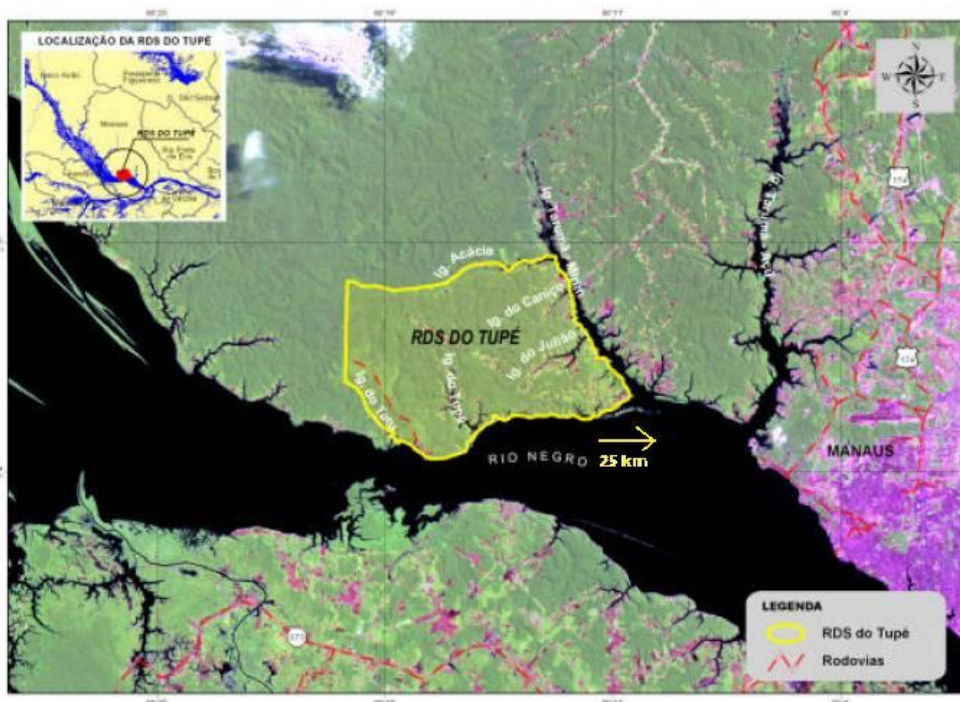


Figura 1. Localização da Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Tupé, baixo Rio Negro, AM. Adaptado de Rayol, 2007.

Sistema de esgotamento sanitário

A Estação de Tratamento de Efluentes por zona de raízes (ETEZR) foi implantada para atender as necessidades de duas residências localizadas na Comunidade do Julião, RDS do Tupé/Manaus, sendo fixadas logo abaixo da superfície do solo dentro de uma caixa circular de PVC de 1000 litros visando evitar a contaminação do solo, ou até mesmo do lençol freático e infiltrações indesejáveis no sistema. O sistema será composto por dois tratamentos dos efluentes, o primário realizado pela fossa séptica, e o secundário pela ETE por zona de raízes, interligados por canalizações que conduzirão o efluente.

O Efluente bruto é proveniente dos banheiros das residências e segue para o tratamento primário das fossas sépticas, as quais são compostas por 3 tambores de PVC de 200 litros conectados em série por canos de 100mm, visando a redução de sólidos e resíduos sedimentáveis (Figura 2). Ao sair do terceiro tambor há uma redução do cano para 25mm a fim de aumentar a pressão da entrada do efluente na ETEZR.



Figura 2. Fossa Séptica de tambores em série (Foto: Edinaldo Nelson dos Santos Silva).

A ETERZ segue a lógica do biofiltro, tendo um filtro auxiliar composto por plantas que constituem a zona de raízes sobre o filtro físico composto por uma camada de seixo que tem 50cm de espessura, logo abaixo uma outra camada de areia (granulometria de média para grossa) de 40 cm, seguida de nova camada seixo de 10cm (Figura 3). Nesta unidade o efluente líquido bruto é inicialmente lançado através de uma tubulação perfurada



que é instalada logo abaixo da zona de raízes. A área plantada é dimensionada de acordo com a vazão de esgoto (VAN KAICK, 2002). A última camada de seixo contém tubulações de coleta do efluente tratado conduzindo-o para fora da estação pela diferença de nível de 10 cm entre os canos de entrada e saída. De acordo com SIPINSKI & VAN KAICK (2000), pode ser adotado a área de 1 m² por cada habitante para o tratamento de esgoto a profundidade de 1 metro (AMBROS *et al.* 1998).

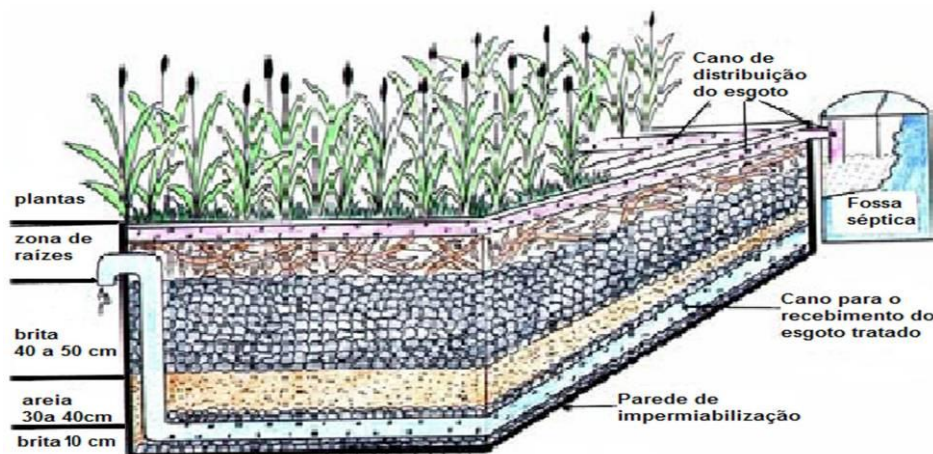


Figura 3. Esquema da Estação de Tratamento de Esgoto por Zona de Raízes. Adaptado de Van Kaick, 2002.

Para compor a zona de raízes serão utilizadas plantas que apresentem características similares àquelas já conhecidas e utilizadas em estações em outros locais do Brasil. Essas plantas foram escolhidas se apresentarem todas as características necessárias para o tratamento proposto.

Para avaliar a eficiência do sistema foram coletadas amostras mensais dos efluentes à montante e à jusante da ETEZR. Nesse material foram quantificados os coliformes totais (CT), as *Escherichia coli*, a demanda química de oxigênio (DQO), e a turbidez no Laboratório de Química da Água da Coordenação de Pesquisas em Biologia Aquática do INPA, seguindo a metodologia descrita por Standard Methods (APHA, 1998).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para selecionar as residências, usaram-se como critérios a presença de fossa séptica e vaso sanitário na residência. O primeiro critério devido o sistema necessitar do tratamento primário conforme exposto em tópicos anteriores, e o segundo devido a estação necessitar de fluxo de água corrente. Visto que nenhuma residência apresentava fossa séptica, optou-se por construir as fossas sépticas de baixo custo, construídas com tambores de PVC de 200 litros, que além de ser mais prático facilita seu transporte. Assim as residências selecionadas continham somente o vaso sanitário. Devido a necessidade de água para o sistema funcionar, em cada uma das residências foi instalado um sistema de coleta de água da chuva, para suprir esta necessidade.

Para selecionar as plantas a serem utilizadas na ETEZR, estabeleceu-se como critério a presença de um sistema radicular adequado (fasciculado) a este propósito (VAN KAICK, 2002) além de serem plantas que pudessem ser encontradas na Comunidade do Julião. Foram selecionadas as plantas, “capim-santo” *Cymbopogon citratus* (DC) Stapf e o “patchouli” *Vetiveria zizanioides* (L.) Nash. A primeira é uma erva perene, frondosa e robusta, que cresce formando touceiras de um pouco mais de 1m de altura, com rizomas curtos e com sistema radicular fasciculado. A segunda cresce formando touceiras de até 1,5m de altura, é de fácil adaptação a diferentes tipos de solo à variações extremas no ambiente (seca, geada, alagamento) e possui sistema radicular profundo e denso. Mesmo não sendo naturais da região, são abundantemente encontradas na Comunidade.

A implantação das ETEZR foi iniciada em dezembro/2010, sendo uma estação com “patchouli” *Vetiveria zizanioides* e outra com “capim-santo” *Cymbopogon citratus*. Foram feitas 4 incursões no período de maio/2011 e junho/2011.



A Demanda Química de Oxigênio (DQO) consegue contabilizar quase todas as ligações de elementos químicos ao carbono, sendo uma medida para degradações fáceis e para não degradáveis (VAN KAICK, 2002). Segundo Von Sperling (2005), o teste da DQO mede o consumo de oxigênio em função da oxidação química da matéria orgânica. Nesse caso, os resultados para a estação com “patchouli” variaram em média de 853,2 $\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ à montante, a 302,6 $\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ à jusante, o que representou uma remoção de 64,5% para o DQO. Na estação com “capim-santo” os teores variaram em média 728,1 $\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ a 300,935 $\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ à montante e à jusante respectivamente, com remoção de 58,7% da DQO (Tabela 1). Verifica-se que os sistemas estiveram relativamente pouco acima do estabelecido pela Resolução 001/07 da Secretaria Estadual de Meio Ambiente do Paraná (SEMA) para efluentes domésticos (limite de 225 $\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$). Para este parâmetro a Resolução 357/05 do CONAMA não estabelece limites para o lançamento de efluentes.

Tabela 1. Resultado das quantificações da Demanda Química de Oxigênio (DQO) das Estações de Tratamento de Efluentes por Zona de raízes com “patchouli” e com “capim-santo”, nos meses de abril (1), maio (2) e junho (3) de 2011.

AMOSTRAS	TIPO DA ESTAÇÃO DE ACORDO COM A PLANTA	DQO	DQO	Remoção
		montante	jusante	
		mg/l		%
1	patchouli	857,5	255,6	70,2
2	patchouli	809,0	349,5	56,8
3	patchouli	893,1	(*)	(*)
Média		853,1	302,6	64,5
1	capim-santo	(*)	(*)	(*)
2	capim-santo	744,2	388,3	47,8
3	capim-santo	711,9	213,6	70,0
Média		728,1	300,9	58,7
Média total		803,1	301,7	62,4

FONTE: o autor
(*) = não foi possível realizar a leitura desta coleta

A turbidez é causada pela presença de sólidos suspensos na água e é quantificada em unidades nefelométricas de turbidez (NTU). Nos resultados para a estação com “patchouli” a média da turbidez a montante foi de 322,3 NTU e a jusante, 14,6 NTU, com redução de 95,5%. Para a estação com “capim-santo” a montante, 502 NTU, e a jusante, 4,1 NTU, com redução de 99,2% (Tabela 2). Observa-se uma variação considerável entre o efluente bruto (antes da ETEZR) e o efluente tratado (após ETEZR), o que se deve, certamente na maioria, à ação do filtro físico de areia e seixo/brita e aos microrganismos do meio. Segundo Schirmer *et al.* (2009) essa capacidade de filtração esta relacionada à porosidade do meio o que nesse sistema é proporcionado principalmente pela presença de areia, quanto menor for essa porosidade maior será a retenção de sólidos e, conseqüentemente, menor a turbidez do efluente. Os resultados enquadram-se no limite máximo de 100 NTU estabelecido pela Resolução do CONAMA 357/05.



Tabela 2. Resultado das quantificações da Turbidez (Unidades Nefelométricas de Turbidez - NTU) das Estações de Tratamento de Efluentes por Zona de raízes com “patchouli” e com “capim-santo”, nos meses de abril (1), maio (2) e junho (3) de 2011.

AMOSTRAS	TIPO DA ESTAÇÃO DE ACORDO COM A PLANTA	TURBIDEZ	TURBIDEZ	Remoção
		montante	jusante	
		NTU		%
1	Patchouli	313	18,9	94,0
2	Patchouli	453	10,3	97,8
3	Patchouli	201	(*)	(*)
	Média	322,3	14,6	95,5
1	Capim-santo	(*)	(*)	(*)
2	Capim-santo	588	2,8	99,5
3	Capim-santo	416	5,4	98,7
	Média	502,0	4,1	99,2
	Média total	394,20	9,37	97,62366819

FONTE: o autor

(*) = não foi possível realizar a leitura desta coleta

Os resultados na redução dos coliformes totais (CT) não apresentaram qualquer eficiência, visto que não houve variação entre o efluente bruto e tratado. Em contraposição, os resultados de redução de *Escherichia coli* entre o efluente bruto e tratado foram consideráveis. Na estação com “patchouli” o número mais provável (MPN) de *E. coli* em 100 ml foi reduzido de 1011 MPN à montante para 7 MPN à jusante, o que é correspondente a 99,3% de eficiência. Para estação com “capim-santo” a eficiência correspondeu à 99,8%, uma vez que o número mais provável de *E. coli* foi reduzido de 1011 MPN à montante, para 2 MPN à jusante. Isto pode ser explicado pelo fato dos CT apresentarem uma interferência na eficiência causada pelas plantas da ETEs por zona de raízes por serem sistemas vivos com interação com o ambiente, e pelo próprio ambiente (VAN KAICK *et al.*, 2008). Além disso, de acordo com esses autores, a explicação é corroborada pela constatação de que as plantas já possuem bactérias mantendo constância nos coliformes totais. Porém estes ambientes são desfavoráveis a *E. coli* devido a competição e a presença do filtro de areia, o que resulta em uma constante redução na quantidade desses organismos à medida que o efluente passa no sistema (VAN KAICK *et al.*, 2008). De acordo com Bahlo e Ambros (1996; 1998; *apud* VAN KAICK, 2002) a redução de coliformes fecais (*E. coli*) nas ETEZR é considerada significativa quando possui variação entre 90 e 99%. Com base nisto os resultados são significativos.

Tabela 3. Resultado das quantificações de Coliformes Totais (CT) e *Escherichia coli* das Estações de Tratamento de Efluentes por Zona de raízes com “patchouli” e com “capim-santo”, nos meses de abril (1), maio (2) e junho (3) de 2011.

AMOSTRAS	TIPO DA ESTAÇÃO DE ACORDO COM A PLANTA	CT	CT	Remoção	<i>E.coli</i>	<i>E.coli</i>	Remoção
		montante	jusante	CT	montante	jusante	<i>E.coli</i>
		MPN		%	MPN		%
1	Patchouli	1011,2	1011,2	0	1011,2	13,2	98,7
2	Patchouli	1011,2	1011,2	0	1011,2	0,9	99,9
3	Patchouli	1011,2	(*)	(*)	1011,2	(*)	(*)
	Média	1011,2	1011,2	0	1011,2	7,05	99,3
1	Capim-santo	(*)	(*)	(*)	(*)	(*)	(*)
2	Capim-santo	1011,2	1011,2	0	1011,2	0,9	99,9
3	Capim-santo	1011,2	1011,2	0	1011,2	3	99,7
	Média	1011,2	1011,2	0	1011,20	1,95	99,8
	Média total	1011,2	1011,2	0	1011,20	3,23	99,7

FONTE: o autor

(*) = não foi possível realizar a leitura desta coleta



CONCLUSÃO

As Estações de Tratamento de Efluentes por Zona de Raízes foram identificadas como uma tecnologia apropriada com base nos processos de implantação, não necessitando de gastos com mão-de-obra qualificada, operação e manutenção, além de demandar de uma pequena área do terreno doméstico. As ETEs atingiram valores altamente positivos quanto à eficiência na redução da turbidez, do fósforo total e da *E. coli*. Por outro lado, ainda que o DQO tenha sido consideravelmente reduzido, seus valores após o tratamento ainda mantiveram-se pouco acima das legislações ambientais de acordo com trabalhos anteriores, enquanto que não houve qualquer eficiência na redução de coliformes totais. Desta forma, torna-se necessário um pós-tratamento podendo ser, para a redução dos coliformes totais, aplicação de cloro antes do lançamento do efluente no ambiente. E para a redução da DQO, a inserção de caixa de gordura no sistema antes da fossa séptica, visando retirar uma quantidade maior de matéria orgânica. Este sistema pode ser uma boa alternativa de tratamento secundário de esgoto doméstico, propondo uma melhoria na qualidade de vida para as comunidades rurais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária. ANAIS do XVII Congresso de Engenharia Sanitária. Natal, RN, 1993.
2. Ambros; Ehrhardt; Kerschbaumer. Pflanzen-kläranlagen selbst gebaut. Stuttgart: L. S. Verlag, 148pp., 1998.
3. APHA-AWWA-WPCF. Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington, D.C, USA: American Public Health Association, 1193pp., 1998.
4. BAHLO, K; WACH, G.. Naturnahe Abwasserreinigung. Freiburg: Ökobuch, 137pp., 1996.
5. BRIX, H. Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal processes, and treatment performance. In: Moshiri, G. A. (Ed.) Constructed wetlands for water quality improvement. Boca Raton: CRC Press, p. 9-23, 1994.
6. CESAN.. Fontes de Poluição, 2005. Disponível em: http://www.cesan.com.br/pesquisa_estudantil/tratamento_agua/fontes.php (acesso em 20/05/2007).
7. CETEC – Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais. Prática de Implantação de Disseminação de Tecnologias Apropriadas ao Meio Rural – Projeto Juramento. Belo Horizonte, Minas Gerais: 191pp., 1985.
8. DANIEL, L. A. Processos de Desinfecção e Desinfetantes Alternativos na Produção de Água Potável. São Carlos, São Paulo: Rima Editora, 149pp., 2001.
9. IBGE – FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Sinopse preliminar do censo demográfico 2000. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/ibge/estatistica/universo.php>. Acesso: 03 fev. 2002.
10. IBGE – FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Síntese de Indicadores Sociais 2004. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br>. Acesso: 18 abr. 2005.
11. FUNASA. Manual de Saneamento. Ministério da Saúde, Brasília, 255pp., 1994.
12. FERNANDES, C.. Esgotos Sanitários. João Pessoa: Editora da UFPB, 1997.
13. IMHOFF, K.R. & IMHOFF, K.R.. Manual de Tratamento de Águas Residuárias. São Paulo: Ed. Blücher, 2002.
14. RAYOL, K. C. de C.. Geoinformação como subsídio para o planejamento da RDS do Tupé. Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas, 2007.
15. SCHIRMER, W. N. et al.. Tratamento De Esgoto Por Zona De Raízes Em Comunidade Rural – Parte 2: avaliação. Curitiba: Rev. Acad., Ciênc. Agrár. Ambient 7: 165-173, 2009.
16. SIPINSKI, M. A.; VAN KAICK, T. S.. Estação de tratamento de esgoto (ETE) piloto na Reserva Morro da Mina/SPVS, Antonina Paraná. Curitiba: Cad. Litoral, 3: 64p., 2000.
17. TOMAZELA, A. B. G.. A Avaliação de sistemas de tratamento e reuso de esgoto sanitário para fins de irrigação. Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista – Faculdade de Ciências Agrômicas, Botucatu. 103 pp., 2006.
18. VAN KAICK, T. S.. Estação de Tratamento de esgoto por meio de zona de raízes: uma proposta de tecnologia apropriada para saneamento básico no litoral do Paraná. Dissertação de Mestrado, CEFET-PR, Curitiba. 116 pp., 2002.



1º SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE APLICAÇÃO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS

9 a 11
Maio 2013
Florianópolis – SC

19. VAN KAICK, T. S. et al.. Jardim Ecológico – Tratamento de Esgoto por Zona de Raízes: Análise e Comparação da Eficiência de uma Tecnologia de Sanemamento Apropriada e Sustentável. VI Semana de Estudos da Engenharia Ambiental, UNICENTRO, Campus Irati. 12 pp., 2008
20. VON SPERLING, M.. Princípios do tratamento biológico de águas residuais: introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Belo Horizonte: Ed. da UFMG, 3 ed., v. 1., 2005.





**APLICAÇÃO DE SISTEMAS DE WETLANDS CONTRUÍDOS OPERANDO
COMO UNIDADES DE POLIMENTO DE EFLUENTES DE REATORES UASB**

Luciano Matos Queiroz⁽¹⁾

Doutor em Engenharia Civil pela Escola Politécnica da USP (2009). Professor Adjunto II do Departamento de Engenharia Ambiental da Escola Politécnica da UFBA.

Lara Lessa Feijó⁽²⁾

Engenheira Civil pela Escola Politécnica da UFBA (2011). Aluna de Mestrado em Engenharia Civil da Escola Politécnica da USP.

Paula Góis de Lima⁽³⁾

Mestre em Engenharia Industrial pela Escola Politécnica da UFBA (2012). Aluna de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Industrial da Escola Politécnica da UFBA (2013)

Luciano de Souza Ferreira⁽⁴⁾

Engenheiro Sanitarista e Ambiental pela Escola Politécnica da UFBA (2009). Aluno do Mestrado em Meio Ambiente, Águas e Saneamento da Escola Politécnica da UFBA.

Tháís Andrade de Sampaio Lopes⁽⁴⁾

Licenciada em Ciências Biológicas pela UFBA (2011). Aluna do Mestrado em Meio Ambiente, Águas e Saneamento da Escola Politécnica da UFBA.

Endereço⁽¹⁾: Rua Aristides Novis, 02, Escola Politécnica da UFBA, 4º andar, Departamento de Engenharia Ambiental - Federação - Salvador - Bahia - CEP: 40210-630 - Brasil - Tel: +55 (71) 3283-9452 - Fax: +55 (71) 3283-9892 - e-mail: lmqueiroz@ufba.br

RESUMO

O presente trabalho objetivou a realização de uma análise crítica sobre a aplicação de *wetlands* construídos como unidades aplicadas ao polimento de efluentes de reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactors*). O estudo foi realizado a partir de informações e dados obtidos por meio de trabalhos técnicos e científicos publicados entre os anos de 2000 e 2009 que estudaram a capacidade de degradação da matéria orgânica e o grau de remoção de nutrientes em sistemas *wetlands* construídos exclusivamente para essa finalidade. Foi realizada uma análise estatística relacionando cada um dos parâmetros chaves adotados nos projetos dos sistemas (taxas de aplicação superficial, tipos de substrato e macrófitas) com a eficiência de remoção de poluentes. As técnicas utilizadas para verificação da correlação entre as variáveis estudadas foram: a estatística descritiva, inferência estatística, teste de hipótese e análise de regressão linear multivariada. Todos os dados foram tratados em nível de significância de 95%. Os resultados permitiram concluir que, de maneira geral, sistemas de *wetlands* construídos estudados apresentaram valores médios de eficiência de remoção de 78,3%, 54,4% e 66,9% para DQO, NTK e fósforo, respectivamente. O excelente desempenho da tecnologia para remoção de DQO ratificado pelo teste de hipótese. Os resultados mostram que o tipo de substrato utilizado (areia e brita) não é significativo para a obtenção de elevadas eficiências e remoção de poluentes nos sistemas, por outro lado, o tipo de macrófita utilizado mostrou-se relevante para a remoção de NTK e fósforo.

PALAVRAS-CHAVE: eficiência, efluentes de UASB, polimento, *wetlands* construídos

INTRODUÇÃO

A aplicação de sistemas anaeróbios para o tratamento de esgotos predominantemente domésticos, a exemplo do *Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor* – UASB – apresenta muitas vantagens: é um sistema compacto, não requer praticamente nenhum equipamento inserido no reator, possui custos operacionais e consumo energético reduzidos e baixa produção de lodo de excesso. Contudo, considerando a qualidade do efluente final e os restritivos padrões de lançamento de efluentes líquidos no ambiente preconizados pela legislação vigente, uma etapa de polimento do efluente é quase sempre necessária (JORDÃO et al., 2007). As principais metas dessa etapa de polimento ou pós-tratamento é o de completar a remoção de matéria orgânica, bem como a de proporcionar a remoção de constituintes poucos afetados pelo tratamento anaeróbio, como os macronutrientes e os organismos patogênicos (vírus, protozoários e helmintos).



Wetlands construídos são sistemas artificialmente projetados para utilizar plantas aquáticas (macrófitas) em substratos como areia, cascalhos ou outro material inerte, no qual ocorre a formação de biofilmes que agregam populações variadas de microrganismos, esses, por meio de processos biológicos, químicos e físicos tratam águas residuárias. Especificamente no Nordeste do Brasil, região onde a irradiação solar é constante durante quase todo o ano, o que favorece o processo fotossintético das macrófitas, a utilização de sistemas de *wetlands* construídos pode ser uma tecnologia viável (SOUSA et al., 2004).

A limitação na eficiência de remoção de material orgânico no tratamento anaeróbio é compensada pela alta eficiência alcançada pelos *wetlands* construídos, enquanto que os reatores anaeróbios apresentam vantagens quanto à diminuição dos requisitos de área, o que leva a conclusão que ambos os sistemas são complementares e altamente sustentáveis (KIVAISI, 2001).

Além desses fatores, estudos apontam que a colmatação do meio filtrante, que também serve de material suporte para as plantas, é uma das desvantagens operacionais mais importantes de *wetlands* construídos aplicados no tratamento de esgotos domésticos, podendo ocorrer no curto ou longo prazo, dependendo da concentração de sólidos em suspensão afluente. Assim, os sistemas precedidos com tratamento anaeróbio, sobretudo reatores UASB, proporcionam um alto índice de remoção de sólidos em suspensão totais, contribuindo para evitar ou reduzir problemas de colmatação, fato que reforça a sustentabilidade dessa configuração (VYMAZAL, 2005; CASELLES-OSÓRIO et al., 2007).

Portanto, a combinação de reatores UASB e *wetlands* construídos proporciona um fluxograma simplificado de tratamento e possibilitam uma redução significativa do consumo de energia e dos custos operacionais da estação. Essas características, aliadas a baixa produção de lodo e os baixos requisitos tecnológicos, tornam esses sistemas atrativos para o tratamento de esgotos domésticos em áreas urbanas e/ou rurais.

OBJETIVO

O presente trabalho propõe a avaliação das relações entre os principais aspectos de projeto e construção e as eficiências de remoção de DQO, NTK e fósforo solúvel de *wetlands* construídos aplicados como alternativa de polimento de efluentes de reatores UASB aplicando as técnicas de estatística descritiva, inferência estatística, teste de hipótese e análise de regressão linear multivariada aos dados disponíveis na literatura técnica e científica divulgados nos trabalhos publicados entre os anos de 2000 e 2009.

MATERIAL E MÉTODOS

Inicialmente, realizou-se uma criteriosa revisão da literatura para conhecer, estudar e comparar a eficiência de remoção de DQO, NTK e fósforo solúvel de sistemas de *wetlands* construídos operados à jusante de reatores UASB como forma de polimento dos efluentes desses reatores. A partir dessa revisão, levantou-se as principais condições de operação e os dados experimentais e descritos em artigos publicados entre os anos de 2000 e 2009 totalizando 28 (vinte e oito) sistemas diferentes concebidos e operados sob condições distintas que resultavam em uma grande variabilidade de resultados de eficiências de remoção dos parâmetros de interesse.

Baseado nas informações levantadas e características do afluente e efluente dos sistemas realizou-se uma análise estatística dos dados aplicando técnicas de estatística descritiva, inferência estatística em relação a eficiência média de remoção dos parâmetros DQO, NTK e fósforo solúvel, teste de hipóteses e por fim, uma análise de regressão linear multivariada objetivando estudar a relação entre a variável dependente (variável de saída) e as variáveis independentes. Os dados foram tratados ao nível de significância de 5%, utilizando o software Minitab 14®.

Os cálculos de estatística descritiva foram aplicados para organizar e resumir o tratamento de dados de forma que a relação entre as variáveis se tornasse mais visível e de fácil entendimento. Foi aplicada para avaliação das eficiências de remoção de nutrientes. Todos os valores de eficiências de remoção de nitrogênio total e fósforo solúvel expressos como porcentagem de remoção foram agregados e apresentados como valores médios, máximos e mínimos.



A inferência estatística, que tem como finalidade estabelecer afirmações sobre toda uma população a partir de dados de uma amostra, foi aplicada neste trabalho para a obtenção do intervalo de remoção média de DQO, NTK e fósforo solúvel utilizando a distribuição de *t-student* para intervalo de confiança de população com variância desconhecida. O teste de hipótese é um procedimento de decisão que possibilita validar ou não uma hipótese elaborada com base em informações contidas na amostra. No presente trabalho, esse teste englobou apenas a eficiência de remoção de matéria orgânica, considerando as seguintes hipóteses:

H_0 (hipótese nula): $\mu = 60\%$

H_a (hipótese alternativa): $\mu > 60\%$ (hipótese unilateral à direita)

Destaca-se que a variável (μ) representa o valor médio de eficiência de remoção de matéria orgânica em *wetlands* construídos à jusante dos reatores UASB. A técnica estatística que aplicada no teste de hipóteses foi a distribuição de *Student*, já mostrada.

A análise de regressão linear multivariada estuda o relacionamento entre uma variável dependente com variáveis independentes. Essa análise foi realizada a partir da obtenção de coeficientes de correlação múltiplo por meio do uso do programa Minitab 14®. O coeficiente de correlação múltiplo mede a “força” ou “grau” de relacionamento linear entre a variável dependente e um conjunto de variáveis independentes. Inicialmente, foi considerada como variável dependente a concentração de DQO efluente, obtendo-se uma equação, em função das variáveis independentes para previsão o valor da concentração de DQO no efluente dos sistemas. Na sequência, o mesmo procedimento foi realizado considerando como variável dependente a concentração de NTK efluente. Neste estudo foi considerado um nível de confiança de 95%.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Analisando criticamente os resultados dos vinte e oito artigos consultados, constata-se que os dados são oriundos de trabalhos em escala piloto revelando a lacuna de publicações e estudos sobre a aplicação de *wetlands* construídos como unidade de polimento de efluentes de reatores UASB em escala real. Registra-se a ausência de informações relevantes referentes a operação, custos de implantação e manutenção desses sistemas. Tendo em vista que essas informações são tão importantes quanto a capacidade de remoção de carga orgânica e nutrientes ao se avaliar a viabilidade de adoção de *wetlands* construídos como uma opção de tratamento terciário, elaborou-se o Quadro 1 foi elaborado com a finalidade de sistematizar alguns pontos que necessitam de abordagem específica nos estudos e trabalhos vindouros.

Quadro 1: Aspectos ausentes nos trabalhos publicados entre 2000 e 2009 sobre aplicação de *wetlands* construídos como unidades de polimento de efluentes de UASB.

Custos de implantação considerando sentido de fluxo de escoamento, tipo de substrato e tipo de macrófita utilizado.
Custos de operação considerando a necessidade de manejo das macrófitas, eventual substituição do substrato, produção de lodo e recirculação do efluente final.
Informações sobre o manejo das macrófitas (relação entre comprimento de caule e folhas com a disponibilidade de nutrientes no esgoto, tempo de poda, produção de resíduo e atração de insetos)
Padronização dos parâmetros de projeto e operação, sobretudo no que concerne à prevenção da colmatagem e fenômenos de curto-circuitos hidráulicos e sistemas de distribuição do afluente

A Tabela 1 mostra os resultados dos parâmetros: taxa de aplicação superficial, tipos de substrato e macrófitas e as eficiências de remoção de matéria orgânica e nutrientes em *wetlands* construídos aplicadas no pós-tratamento de efluentes de reatores UASB nos vinte e oito trabalhos consultados. Todos mostram a aplicação dos *wetlands* construídos como unidades de polimento de efluentes de reatores UASB que tratam esgotos predominantemente domésticos.

O valor máximo de eficiência de remoção de matéria orgânica medida como DQO em *wetlands* construídos operando como pós-tratamento de reatores UASB foi 87,7%, o mínimo foi 60,7% e o valor médio de remoção foi 78,3%. A partir desses valores, constata-se que, de acordo com os últimos trabalhos publicados, o sistema *wetland* construído pode apresentar remoções de cargas orgânicas bastante satisfatórias. Porém, foi feito um



teste de hipótese a fim de ratificar tal observação. A aplicação do teste de hipóteses para avaliação da eficiência de remoção média de matéria orgânica, na forma de DQO, em *wetlands* construídos demonstra uma capacidade de remoção maior que 60%. Esse resultado foi obtido considerando hipótese nula (H_0) igual a 60% e hipótese alternativa (H_a) maior que 60%. A estatística do teste por *t-student* ao nível significância de 5%, levou à rejeição de H_0 e aceitação de H_a , demonstrando consonância com os intervalos de eficiência média de DQO, obtidos anteriormente. Portanto, esses resultados demonstram que *wetlands* construídos são uma boa alternativa de pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios.

As eficiências de remoção de nitrogênio total apresentaram uma variação muito acentuada. O valor mínimo foi igual a 23,0% e máximo de 87,3%. Entretanto, considerando o valor médio igual a 54,4%, pode se concluir que, de maneira geral, o sistema é eficiente na remoção desse nutriente. Com relação ao parâmetro fósforo solúvel, a eficiência de remoção oscilou ainda mais, tendo seu máximo em 100% e o mínimo em 1,8%. A média de remoção foi 66,9%, o que demonstra uma remoção satisfatória.

Tabela 1: Parâmetros de projeto e operacionais e eficiências de remoção obtidas em sistemas em *wetlands* construídos.

	MACRÓFITA	SUBSTRATO	TAXA DE APLICAÇÃO SUPERFICIAL (cm ³ /cm ² .d)	REMOÇÃO DQO (%)	REMOÇÃO NTK (%)	REMOÇÃO FÓSFORO (%)
SISTEMA I	<i>Juncus sp.</i>	Areia grossa	4,50	80,9	59,1	88,7
SISTEMA II	<i>Juncus sp.</i>	Areia grossa	3,30	84,0	58,6	88,7
SISTEMA III	<i>Juncus sp.</i>	Areia grossa	2,30	83,7	76,0	100,0
SISTEMA IV	<i>Juncus sp.</i>	Areia grossa	4,50	79,0	64,9	78,5
SISTEMA V	<i>Juncus sp.</i>	Areia grossa	3,30	81,0	65,4	84,0
SISTEMA VI	<i>Juncus sp.</i>	Areia grossa	2,30	83,9	87,3	100,0
SISTEMA VII	<i>Juncus sp.</i>	Areia grossa	3,30	74,1	39,8	37,7
SISTEMA VIII	<i>Juncus sp.</i>	Areia grossa	3,30	80,7	66,8	81,0
SISTEMA IX	<i>Typha</i>	Brita	11,60	60,7	23,0	-
SISTEMA X	<i>Typha</i>	Areia	3,60	69,7	41,8	23,5
SISTEMA XI	<i>Typha</i>	Areia	3,60	78,0	27,3	38,2
SISTEMA XII	<i>Typha</i>	Areia	15,16	80,8	74,7	75,1
SISTEMA XIII	<i>Colocasia</i>	Areia	15,16	76,1	75,7	76,4
SISTEMA XIV	<i>Juncus sp.</i>	Areia grossa	3,30	79,3	50,0	86,4
SISTEMA XV	<i>Juncus sp.</i>	Areia grossa	3,30	72,0	48,1	1,8
SISTEMA XVI	<i>Juncus sp.</i>	Areia grossa	2,30	79,3	76,0	91,5
SISTEMA XVII	<i>Juncus sp.</i>	Areia grossa	2,30	74,3	65,4	18,5
SISTEMA XVIII	<i>Typha</i>	Areia	13,80	69,1	-	-
SISTEMA XIX	<i>Typha</i>	Brita 0 e 1	4,20	78,5	55,9	-
SISTEMA XX	<i>Brachiaria A.</i>	Brita 0 e 1	4,20	87,7	66,1	-
SISTEMA XXI	<i>Brachiaria A.</i>	Brita 0 e 1	6,90	72,3	23,7	-
SISTEMA XXII	<i>Typha</i>	Brita 0 e 1	6,90	83,1	35,6	-
SISTEMA XXIII	<i>Typha</i>	Brita 0 e 1	10,40	84,3	41,2	-
SISTEMA XXIV	<i>Brachiaria A.</i>	Brita 0 e 1	10,40	85,7	60,8	-
SISTEMA XXV	<i>Brachiaria A.</i>	Brita 0 e 1	17,10	80,0	41,2	-
SISTEMA XXVI	<i>Typha</i>	Brita 0 e 1	17,10	77,1	33,3	-
SISTEMA XXVII	<i>Typha</i>	Brita	6,30	78,6	54,9	-
SISTEMA XXVIII	<i>Brachiaria A.</i>	Brita	6,30	77,4	56,9	-

Com a finalidade de obter uma relação entre a eficiência do sistema e o tipo de substrato utilizado, foi elaborada a Tabela 2 que mostra a medida de posição e dispersão dando relevância ao tipo de substrato empregado: areia ou brita. Vale ressaltar que nos trabalhos consultados foram utilizada ou brita 0 ou brita 1.



Tabela 2: Resultados de remoção (%) de carga orgânica e nutrientes em sistemas de *wetlands* construídos em relação ao substrato utilizado

PARÂMETRO	SUBSTRATO	EFICIÊNCIA MÉDIA (%)	DESVIO PADRÃO (S)	VARIÂNCIA	COEFICIENTE DE VARIAÇÃO	MÍNIMO	MÁXIMO
DQO	Areia	77,8	4,8	23,2	6,2	69,1	84,0
	Brita	76,8	9,6	91,8	12,5	56,3	87,7
NTK	Areia	60,7	16,6	275,1	27,3	27,3	87,3
	Brita	43,3	15,2	231,6	35,2	23,0	66,1
P	Areia	65,9	32,5	1059,2	49,3	1,8	100

Como os resultados mostram uma variabilidade considerável dos valores obtidos para eficiência média de remoção dos poluentes, determinou-se o intervalo que conterá o valor verdadeiro do parâmetro desejado. O intervalo permite estimar a margem de erro do processo de estimativa do parâmetro. Ao nível de significância (α) igual a 0,05, em 95% dos possíveis dados, o verdadeiro valor da eficiência de remoção média de matéria orgânica medida como DQO constará no intervalo [75,3; 80,4%] para substrato areia e no intervalo [70,4; 83,2%] quando o substrato foi a brita. Para NTK, o valor verdadeiro pertence ao intervalo [51,5; 69,9%] para areia e [33,6; 52,9%] para a brita. Já o fósforo solúvel só foi avaliado quanto ao substrato areia, visto que nenhum dado foi encontrado nos sistemas que utilizaram a brita como substrato, obtendo intervalo [47,9; 84,0%].

Comparando-se os valores estimados de eficiência média de remoção de matéria orgânica, na forma de DQO, e nitrogênio (NTK), no que diz respeito ao tipo de substrato, pode-se constatar que eles são muito próximos. Portanto, é válido afirmar que o tipo de substrato não foi relevante na avaliação de remoção desses poluentes nos sistemas comparados.

A Tabela 3 mostra a medida de posição e dispersão dando relevância ao tipo de macrófita utilizada: *Juncus spp.*, *Brachiaria A.* e *Typha spp.* Vale ressaltar que nem todas as macrófitas mostradas na Tabela 1 foram comparadas, pois as outras espécies de plantas aquáticas não se encontravam em quantidades suficientes para a aplicação de estudo estatístico.

Tabela 3: Resultados da remoção (%) de carga orgânica e nutrientes em sistemas *wetland* construídos em relação ao tipo de macrófita aplicada.

PARÂMETRO	MACRÓFITA	EFICIÊNCIA MÉDIA (%)	DESVIO PADRÃO (S)	VARIÂNCIA	COEFICIENTE DE VARIAÇÃO	MÍNIMO	MÁXIMO
DQO	<i>Brachiaria A.</i>	80,6	6,2	37,0	7,7	72,3	87,7
	<i>Juncus spp.</i>	79,2	4,2	17,3	5,2	72,0	84,0
	<i>Typha spp.</i>	76,0	7,3	53,5	9,6	60,7	84,3
NTK	<i>Brachiaria A.</i>	49,7	17,2	297,5	34,7	23,7	66,1
	<i>Juncus spp.</i>	62,8	13,8	190,8	22,0	39,8	87,3
P	<i>Typha spp.</i>	43,1	16,3	264,5	37,7	23,0	74,7
	<i>Juncus spp.</i>	70,5	34,4	1183,6	48,8	1,8	100
	<i>Typha spp.</i>	15,2	8,8	697,1	173,6	0	75,1

Considerando nível de significância (α) igual a 0,05, em 95% dos dados, o verdadeiro valor da eficiência de remoção média de DQO constará no intervalo [76,3;82,2%] para a macrófita *Juncus spp.*; entre [70,5;81,5%] quando for *Typha spp.* e para *Brachiaria A.* no intervalo [72,0;89,3%]. As eficiências de remoção de NTK estarão compreendidas entre [53,0;72,5%] para *Juncus spp.*; [29,8;56,3%] para a *Typha spp.* e [25,8;73,7%]



para *Brachiaria A.* As remoções de fósforo solúvel encontram-se entre [46,3;94,7%] para *Juncus spp.* e [-6,3;36,7%] para *Typha spp.*

Vale ressaltar que só houve três trabalhos que reportam a aplicação da macrófita *Brachiaria A.*, fato reduz a validade estatística dos dados expostos na Tabela 3 para essa planta. Porém, julgou-se pertinente a inclusão desses resultados pelo fato de se tratar de uma gramínea, o que, no contexto de aplicação de sistemas de *wetlands* construídos em áreas rurais, se torna algo muito interessante tendo em vista que a *Brachiaria A.* pode ser utilizada como alimento para rebanhos.

CONCLUSÕES

Os resultados obtidos no presente trabalho permitem concluir que:

- São necessários mais estudos que avaliem a aplicação de *wetlands* construídos como unidades de polimento de efluentes de reatores UASB em escala real. Reportando aspectos como: custos de construção e operação, manejo de macrófitas e produção de lodo.
- *Wetlands* construídos implantados como pós-tratamento de reatores UASB apresentam valores médios de eficiências de remoção de 78,3% para matéria orgânica quantificada como DQO; 54,5% para NTK e 66,9% para fósforo solúvel. Vale ressaltar que esses valores foram obtidos a partir do estudo do conjunto de amostras como um todo, sem considerar a influência do tipo de macrófita ou do tipo de substrato. A capacidade de remoção de DQO acima de 60% foi ratificada pelo teste de hipótese.
- A avaliação da influência do tipo de substrato adotado indicou que esse parâmetro não é relevante para a garantia de eficiência dos sistemas.
- A avaliação da influência do tipo de macrófita adotada mostrou que, em relação à carga orgânica, o tipo de planta adotada não é relevante para a obtenção de uma boa eficiência do sistema. Porém, em relação aos nutrientes, foi verificada relativa relevância, mas não se pôde concluir que essa diferença de eficiência foi causada pelos fatores avaliados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. CASELLES-OSORIO, A.; GARCIA, J. Effect of physico-chemical pretreatment on the removal efficiency of horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Environmental Pollution*, v. 146, p. 55–63, 2007.
2. JORDÃO, E. P.; VOLSCHAN JÚNIOR, I.; ALEM SOBRINHO, P. Secondary WWTP Preceded By UASB Reactors – An Excellent Brazilian Experience. *Water Practice and Technology*, v. 4, n. 1, p. 1 – 8, 2007.
3. KIVAIISI, A. K. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecological Engineering*, v. 16, p. 545–560, 2001.
4. SOUSA, J.T. et al. Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 9, n. 4, p. 285-290, 2004.
5. VYMAZAL, J. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, v. 25, p. 478–490, 2005.



**AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS PARA
TRATAMENTO DESCENTRALIZADO DE ESGOTOS: ESTUDO DE CASO DA
ETE VOG VILLE**

Luciano Matos Queiroz⁽¹⁾

Doutor em Engenharia Civil pela Escola Politécnica da USP (2009). Professor Adjunto II do Departamento de Engenharia Ambiental da Escola Politécnica da UFBA.

Luciano de Souza Ferreira⁽²⁾

Engenheiro Sanitarista e Ambiental pela Escola Politécnica da UFBA (2009). Aluno do Mestrado em Meio Ambiente, Águas e Saneamento da Escola Politécnica da UFBA.

Thaís Andrade de Sampaio Lopes⁽³⁾

Licenciada em Ciências Biológicas pela UFBA (2011). Aluna do Mestrado em Meio Ambiente, Águas e Saneamento da Escola Politécnica da UFBA.

Samanta Ribeiro Oliveira⁽⁴⁾

Engenheira Sanitarista e Ambiental pela Escola Politécnica da UFBA (2013)

Virgílio Bandeira Chagas Neto⁽⁵⁾

Mestre em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Campina Grande (1994). Professor Assistente do Departamento de Engenharia Ambiental da Escola Politécnica da UFBA.

Endereço⁽¹⁾: Rua Aristides Novis, 02, Escola Politécnica da UFBA, 4º andar, Departamento de Engenharia Ambiental - Federação - Salvador - Bahia - CEP: 40210-630 - Brasil - Tel: +55 (71) 3283-9452 - Fax: +55 (71) 3283-9892 - e-mail: lmqueiroz@ufba.br

RESUMO

O presente trabalho investiga e discute a aplicabilidade dos sistemas de *wetlands* construídos como alternativa para o tratamento descentralizado de esgotos domésticos. Foi realizado um estudo de caso, na ETE Vog Ville, localizada no Município de Lauro de Freitas – Bahia a partir de uma série histórica de dados obtidos entre os anos de 2009 e 2011. Os valores médios das eficiências de remoção do sistema ficaram próximas de 93% para DBO; 88% para DQO; 94% para sólidos em suspensão e 97% para sólidos sedimentáveis. Os resultados obtidos para DBO e sólidos sedimentáveis atendem aos padrões preconizados pela Resolução 430/11 do CONAMA. Embora o sistema se mostre aplicável, foram verificados a necessidade de atendimento de alguns aspectos operacionais que demandam cuidados frequentes, a exemplo de manejo de macrófitas, retirada de vegetação indesejada e colmatção do leito filtrante.

PALAVRAS-CHAVE: Desempenho, efluentes de UASB, *wetlands* construídos

INTRODUÇÃO

A aplicação de sistemas anaeróbios para o tratamento de esgotos predominantemente domésticos, a exemplo do *Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor* – UASB – apresenta muitas vantagens: é um sistema compacto, não requer praticamente nenhum equipamento inserido no reator, possui custos operacionais e consumo energético reduzidos e baixa produção de lodo de excesso (JORDÃO et al., 2007). Apesar de alcançar boas eficiências de remoção de matéria orgânica, a utilização isolada do reator UASB não permite a produção de efluente final em conformidade com os padrões preconizados na legislação ambiental brasileira (Resolução 430/2011 do CONAMA). Para que se obedeça a esses limites, o reator UASB precisa ser combinado com alguma tecnologia de tratamento do efluente do seu processo anaeróbio, afim de completar de maneira satisfatória o processo de tratamento removendo principalmente a matéria orgânica residual, os macronutrientes e os organismos patogênicos.

Wetlands construídos são sistemas artificialmente projetados para utilizar plantas aquáticas (macrófitas) em substratos como areia, cascalhos ou outro material inerte, no qual ocorre a formação de biofilmes que agregam populações variadas de microrganismos, esses, por meio de processos biológicos, químicos e físicos tratam



águas residuárias. Especificamente no Nordeste do Brasil, região onde a irradiação solar é constante durante quase todo o ano, o que favorece o processo fotossintético das macrófitas, a utilização de sistemas de *wetlands* construídos pode ser uma tecnologia viável (SOUSA et al., 2004).

A limitação na eficiência de remoção de material orgânico no tratamento anaeróbio é compensada pela alta eficiência alcançada pelos *wetlands* construídos, enquanto que os reatores anaeróbios apresentam vantagens quanto à diminuição dos requisitos de área, o que leva a conclusão que ambos os sistemas são complementares e altamente sustentáveis (KIVAISI, 2001).

Além desses fatores, estudos apontam que a colmatação do meio filtrante, que também serve de material suporte para as plantas, é uma das desvantagens operacionais mais importantes de *wetlands* construídos aplicados no tratamento de esgotos domésticos, podendo ocorrer no curto ou longo prazo, dependendo da concentração de sólidos em suspensão afluente. Assim, os sistemas precedidos com tratamento anaeróbio, sobretudo reatores UASB, proporcionam um alto índice de remoção de sólidos em suspensão totais, contribuindo para evitar ou reduzir problemas de colmatação, fato que reforça a sustentabilidade dessa configuração (VYMAZAL, 2005; CASELLES-OSÓRIO et al., 2007). As experiências realizadas por pesquisadores, visando o tratamento de esgotos por meio da associação do reator UASB com *wetlands* construídos são relativamente recentes, quando comparado com outros sistemas de tratamento de efluentes. A grande maioria dos trabalhos foram conduzidos entre os anos de 2000 e 2010 (SOUSA et al., 2000; KASEVA, 2004; MBULIGWE, 2004; CALIJURI et al., 2009; RUÍZ et al., 2010).

Portanto, a combinação de reatores UASB e *wetlands* construídos proporciona um fluxograma simplificado de tratamento e possibilitam uma redução significativa do consumo de energia e dos custos operacionais da estação. Essas características, aliadas a baixa produção de lodo e os baixos requisitos tecnológicos, tornam esses sistemas atrativos para o tratamento de esgotos domésticos em áreas urbanas e/ou rurais.

OBJETIVO

O presente trabalho buscou avaliar o desempenho de *wetlands* construídos implantados como unidades de tratamento de efluente de reator UASB em um sistema descentralizado de tratamento de esgotos, bem como, discutir os desafios à implantação e as principais limitações operacionais dessa configuração tecnológica.

MATERIAL E MÉTODOS

A Estação de Tratamento de Esgoto Vog Ville é constituída por um reator UASB seguido de quatro unidades de *wetlands* construídos, de fluxo horizontal e utilizando britas como meio de suporte, e um tanque de contato de cloro para a desinfecção do efluente final. A ETE Vog Ville atende ao Condomínio Vog Ville Jockey Club, e está localizada no município de Lauro de Freitas, Bahia, e é operada pela Empresa Baiana de Águas e Saneamento – EMBASA. A estação recebe o esgoto sanitário correspondente a uma população de 1.000 usuários, incluindo habitantes e funcionários do condomínio. A montante do sistema, o esgoto recebe tratamento preliminar para remoção de sólidos grosseiros e de areia antes do seu bombeamento para a ETE.

As quatro *wetlands* apresentam dimensões totais de 7,0 m de largura por 18,0 m de comprimento, recebendo de forma contínua uma vazão média de 1,8 m³/h do efluente de um único reator UASB. Cada unidade é constituída pelas seguintes partes: zona de entrada, zona de desenvolvimento de macrófitas, zona de saída e caixas de coleta do efluente. A zona de desenvolvimento de macrófitas é preenchida com brita com granulometria de 9,5 a 19 mm (brita #1) e possui dimensões de 7,0 m de largura por 14,0 m de comprimento, com uma profundidade igual a 0,8 m. As zonas de entrada e saída foram preenchidas com brita com granulometria de 3,8 a 7,6 cm (brita #4). Dessas quatro unidades de *wetlands* que compõem a ETE Vog Ville, duas utilizam como espécie de macrófitas a *Typha* sp. (Taboa), e as outras duas, *Cyperus alternifolius* (Sombrinha-chinesa), ambas com fluxo do tipo horizontal e subsuperficial. **A Erro! Fonte de referência não encontrada.** mostra as principais características físicas e operacionais das unidades de *wetlands* construídos da ETE Vog Ville.



Tabela 1: Características das unidades componentes da ETE Vog Ville.

Parâmetro	Unidade	UASB	<i>wetlands</i> construídos
Vazão Média	$m^3 \cdot h^{-1}$	7,3	1,8
Vazão Máxima Diária	$m^3 \cdot h^{-1}$	8,6	2,2
Comprimento	m	3,8	18,0
Largura	m	3,8	7,0
Profundidade	m	5,1	0,95
Altura do Leito	m	-	0,8
Área Superficial	m^2	14,4	126,0
Volume Total	m^3	73,6	100,8
Tempo de Detenção Hidráulica	h	8,5	46,7
Taxa de Aplicação Hidráulica	$m^3 \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$	0,6	0,02
Pontos de Alimentação (Nº de entradas)	und.	8	2

A Figura 1 apresenta um desenho esquemático das principais unidades que compõem o sistema de tratamento da ETE Vog Ville.

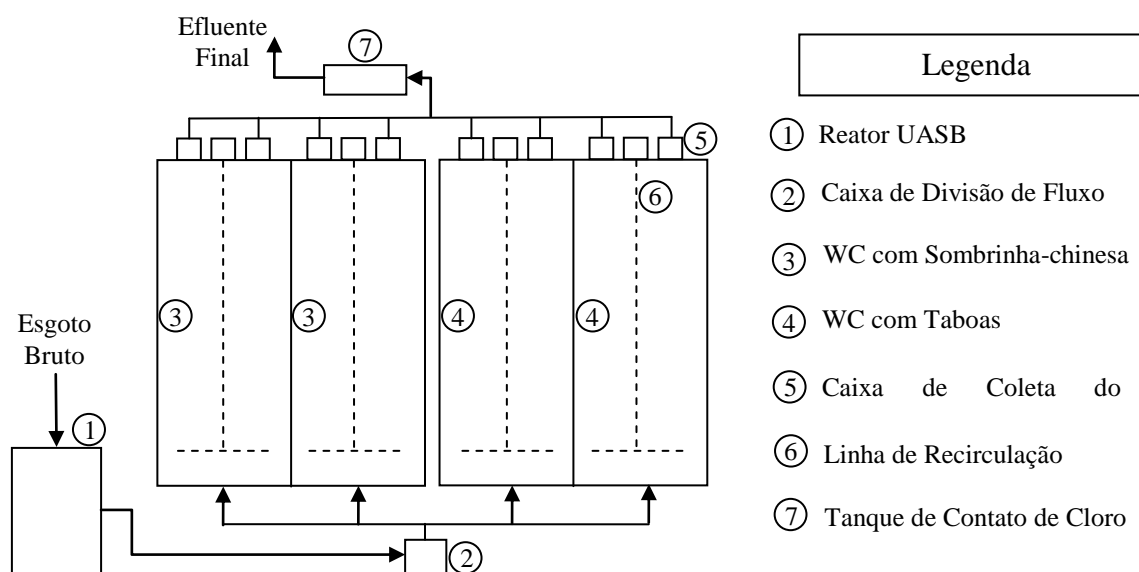


Figura 15 - Desenho esquemático das unidades da ETE Vog Ville.

A série histórica de dois anos de dados de caracterização e monitoramento do afluente e efluente da ETE Vog Ville foram fornecidos pela EMBASA e sistematizados e tratados por meio de métodos de estatística básica, quais sejam: obtenção de média; mediana; desvio padrão e coeficiente de variância. Os parâmetros físico-químicos e biológicos de interesse foram DQO, $DBO_{5,20^{\circ}C}$, sólidos em suspensão, sólidos sedimentáveis, coliformes termotolerantes e pH.

Além da avaliação de desempenho da ETE Vog Ville, foi elaborado um questionário estruturado e aplicado durante entrevistas com profissionais que trabalham ou trabalharam diretamente com sistemas compostos por reator UASB seguido de *wetlands* construídos. As respostas obtidas constituíram importante matéria prima para a compreensão e discussão dos aspectos operacionais e de gerenciamento desses sistemas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A aplicação das técnicas de análise estatística básica aos dados obtidos, tanto para o afluente da ETE Vog Ville, quanto para o seu efluente, estão apresentados na Tabela 2.



Tabela 2: Resultados do tratamento estatístico dos dados de monitoramento da ETE Vog Ville.

	Parâmetro	n	Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão	Coefficiente de Variação
Afluente	DBO _{5,20°C} (mg O ₂ /L)	16	96,4	321,5	476,0	91,4	28%
	DQO (mg O ₂ /L)	32	247,0	767,8	1760,0	261,3	34%
	Sól. em Susp. (mg/L)	32	14,0	278,0	1420,0	240,3	86%
	Sól. Sedim. (mL/L)	32	0,1	5,5	22,0	5,5	99%
Efluente	DBO _{5,20°C} (mg O ₂ /L)	16	2,5	21,4	40,9	10,6	50%
	DQO (mg O ₂ /L)	32	6,0	95,5	546,0	102,1	107%
	Sól. em Susp. (mg/L)	32	3,0	18,0	88,0	16,7	93%
	Sól. Sedim. (mL/L)	32	0,10	0,15	1,00	0,17	114%

A partir dos resultados mostrados na Tabela 2 constata-se que alguns parâmetros apresentaram variações significativas. Apesar de existir a possibilidade de falha analítica, também, é possível que esse comportamento seja decorrente de algum eventual problema operacional. Como o objetivo é, além de analisar qualitativamente os dados de forma geral, verificar o atendimento do parâmetro à legislação ambiental vigente, não foi descartada nenhuma informação.

A Resolução 430/11 do CONAMA determina as concentrações máximas para lançamento de efluentes dos parâmetros DBO (120 mg O₂/L ou 60% de remoção) e de materiais sedimentáveis (1 mL/L). Para os parâmetros DQO e sólidos em suspensão não há um padrão de lançamento determinado nessa legislação. A partir da análise da série histórica de dados fornecida pela EMBASA contata-se que a remoção de DBO pelo sistema composto pelo reator UASB e as *wetlands* construídos se mostra satisfatória no que tange a legislação vigente. O valor máximo da DBO do efluente final não se apresentou acima do padrão de lançamento preconizado na legislação ambiental vigente em nenhum dos dias que compõem a série histórica. Os valores de sólidos sedimentáveis foram confrontados com o padrão de lançamento de materiais sedimentáveis presente na legislação ambiental vigente. Ainda que a correspondência não seja exata, a concentração de sólidos sedimentáveis não ultrapassou o limite máximo estabelecido pela Resolução 430/2011.

Com relação à DQO, o sistema apresentou eficiências de remoção entre 86 e 96%. Para os sólidos em suspensão, o sistema comportou-se de maneira análoga a DQO, mantendo sua eficiência entre 88 e 95% na maioria dos dias em que foi realizada a análise do parâmetro. Essa avaliação sugere que o desempenho da configuração UASB seguido de *wetlands* construído, no que concerne à remoção de DBO, sólidos sedimentáveis, DQO e dos sólidos em suspensão, pode ser considerado satisfatório para as condições de operação da ETE Vog Ville.

A aplicação do questionário e condução de entrevistas possibilitou a obtenção de uma série de informações de cunho prático sobre a operação, manutenção e aplicabilidade de *wetlands* construídos como unidade de polimento de efluente de reator UASB.

O profissional A, responsável por uma função de direção na Embasa há mais de quinze anos, afirmou que *wetlands* construídos aplicados são capazes de produzir um efluente que atenda aos padrões preconizados pela legislação ambiental vigente apenas durante alguns anos de operação. Com o passar do tempo, a qualidade do efluente passa a ser prejudicada principalmente pelos eventos de colmatação e “cimentação” do leito filtrante. Segundo o profissional, esses eventos são acelerados pela dificuldade de retirar as impurezas satisfatoriamente do leito filtrante e resulta na necessidade de substituição do leito.

O profissional B, responsável pela gerência operacional de doze ETE que atendem a condomínios, afirmou que os *wetlands* construídos quando aplicados para o tratamento de efluente do reator UASB possuem como maior vantagem o aspecto bastante clarificado do efluente final produzido. Esse mesmo entrevistado confirma que a principal limitação seria o problema de colmatação no meio filtrante. Quando esse fenômeno ocorre, muitas vezes é necessário realizar o esvaziamento completo do leito do *wetland*. No caso da cidade do Salvador e região metropolitana, o esvaziamento do leito gera um problema secundário, que é a disposição final do



material constituinte do meio suporte, uma vez que o aterro sanitário da região não aceita o resíduo e a lavagem desse material para reuso é de difícil operacionalização. Com relação aos custos de operação e manutenção, ainda segundo o profissional B, esses são mais baixos quando comparados com sistemas de aeração forçada. No entanto, quando comparados com a lagoa de polimento, os custos de *wetlands* construídos são mais elevados devido à necessidade de manter um operador diariamente na ETE, principalmente em função da realização do manejo das macrófitas e da remoção de vegetação indesejada, além da realização da retirada do lodo com maior frequência.

Para o profissional C, operador da ETE Vog Ville, os cuidados para que sejam garantidas as condições adequadas de funcionamento de *wetlands* são constantes e cotidianos. A retirada de vegetação indesejada que se desenvolve nos leitos é feita em média três vezes por semana, devido à dispersão e irregularidade do crescimento desse tipo de vegetação. Com relação ao manejo das macrófitas, esse entrevistado comentou que a espécie da macrófita *Typha* sp. (Taboa) possui um crescimento mais rápido que a da outra espécie vegetada, *Cyperus alternifolius* (Sombinha-chinesa), e por isso, a demanda pela poda e produção de biomassa (resíduo do processo) é mais intensa. Caso a poda não seja realizada com a frequência adequada, o vento pode derrubar as plantas, “quebrando-as”, e conseqüentemente, após se depositarem no leito, podem vir a devolver os nutrientes que a macrófita já havia absorvido e gerando matéria orgânica que, certamente, contaminará o efluente. O operador relatou ainda que na ETE VogVille não é observada a atração de insetos ou outros animais, e nem odores constantes. Segundo o mesmo, o problema de odores ocorre apenas no compartimento de saída do efluente tratado pela *wetland* por conta da formação de um biofilme, caso não seja realizada uma limpeza periódica. O operador afirmou nunca ter ocorrido nenhum evento de extravasamento na ETE VogVille. Segundo relato do entrevistado, sob precipitação intensa, o fluxo passa a escoar também na superfície do leito filtrante, e não mais apenas subsuperficialmente, conforme o projeto das unidades existentes e finalizou destacando que a regularidade do funcionamento da ETE é dependente do cumprimento rigoroso da rotina operacional e de manutenção.

CONCLUSÕES

Os resultados obtidos no presente trabalho permitem concluir que:

- Sistemas compostos por reator UASB seguido de *wetlands* construídos são adequados para o tratamento descentralizado de esgotos no que concerne à remoção de matéria orgânica, sólidos sedimentáveis e sólidos em suspensão.
- Mesmo quando aplicados ao tratamento descentralizado de esgotos sanitários, a rotina operacional e de manutenção de sistemas de *wetland* construído não é tão simples devido, principalmente, a necessidade do manejo frequente das macrófitas, retirada de vegetação indesejada e problemas de colmatação do meio suporte.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 16 mai. 2011, p. 89.
2. CALIJURI, M. L.; BASTOS, R. K. X.; MAGALHÃES, T. B.; CAPELETE, B.C.; DIAS, E. H. O. Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/*wetlands* construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 14, n. 3, p. 421-430, 2009.
3. CASELLES-OSORIO, A.; GARCIA, J. Effect of physico-chemical pretreatment on the removal efficiency of horizontal subsurface-flow constructed wetlands. Environmental Pollution, v. 146, p. 55–63, 2007.
4. JORDÃO, E. P.; VOLSCHAN JÚNIOR, I.; ALEM SOBRINHO, P. Secondary WWTP Preceded By UASB Reactors – An Excellent Brazilian Experience. Water Practice and Technology, v. 4, n. 1, p. 1 – 8, 2007.



5. KASEVA, M. E. Performance of a sub-surface flow constructed wetland in polishing pre-treated wastewater: a tropical case study. *Water Research*, v. 38, p. 681-687, 2004.
6. KIVAISI, A. K. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecological Engineering*, v. 16, p. 545–560, 2001.
7. MBULIGWE, S. E. Comparative effectiveness of engineered wetland systems in the treatment of anaerobically pre-treated domestic wastewater. *Ecological Engineering*, v. 23, p. 269-284, 2004.
8. RUIZ, I. et al. Solids hydrolysis and accumulation in a hybrid anaerobic digester-constructed wetlands system. *Ecological Engineering*, v. 36, p. 1007-1016, 2010.
9. SOUSA, J.T. Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas wetlands construídos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 4, n. 1, p. 87-91, 2000.
10. SOUSA, J.T. Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 9, n. 4, p. 285-290, 2004.
11. VYMAZAL, J. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, v. 25, p. 478–490, 2005.



**APLICAÇÃO DE FLUIDODINÂMICA COMPUTACIONAL NA MODELAGEM DE
UM WETLAND CONSTRUÍDO DE FLUXO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL
PARA TRATAMENTO E REUSO DE ÁGUAS CINZA**

Emily Elizabeth Rengers⁽¹⁾

Engenheira Civil. Mestranda em Recursos Hídricos (UFMS).

Johannes Gérson Janzen⁽²⁾

Engenheiro Civil (UFMS). Mestre e Doutor em Hidráulica e Saneamento (USP).

Paula Loureiro Paulo⁽³⁾

Engenheira Química pela Universidade Estadual de Maringá. Doutora em Ciências Ambientais pela Wageningen University and Research Centrum. Pós-Doutora em Tecnologias Ambientais pela Wageningen University and Research Centrum. Professora Adjunta II da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.

Endereço⁽¹⁾: Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Centro de Ciências Exatas e Tecnologia (CCET). Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais (PGTA). Campus Universitário. 79070-900 - Campo Grande, MS – Brasil. e-mail: emilyrengers1@gmail.com

RESUMO

Este estudo explorou o uso de dinâmica dos fluidos computacional (CFD), como uma abordagem de modelagem, para simular um teste de traçador conduzido em numa escala de bancada simplificada de um *wetland* construído de fluxo horizontal subsuperficial (CW-FHS). As configurações hidrodinâmicas de um CW-FHS são importantes para uma operação precisa e manutenção reduzida. A simulação foi realizada utilizando as condições permanente e transiente dentro de um regime laminar. O ensaio de traçador foi executado pela adição de material da solução do traçador como uma fração em massa para o HSSF-CW. Uma curva de resposta da concentração em massa do traçador foi analisada e comparada com os resultados dos dados experimentais do sistema original para estimar a precisão do modelo simulado. A comparação entre os perfis de concentração do traçador experimentais e modelados mostra que o uso de CFD para modelar um CW-FHS é uma ferramenta útil e deve ser mais profundamente analisada.

PALAVRAS-CHAVE: *wetland* construído, tempo de residência médio, fluidodinâmica, modelagem computacional, traçador.

INTRODUÇÃO

O descarte inconveniente do esgoto no meio ambiente pode gerar diversos problemas ecológicos e de saúde (Gross et al., 2008). Por esses motivos, é fundamental o destino adequado do esgoto. Para um destino adequado do esgoto, usualmente são utilizados os sistemas de esgoto centralizados. Entretanto, eles frequentemente não são acessíveis em países em desenvolvimento, zonas pouco povoadas e regiões rurais. Nestes casos, são indicadas soluções individuais.

Wetlands construídos vêm como uma alternativa de esgoto descentralizado. Essas zonas húmidas removem os poluentes pela interação entre água, substrato, plantas e microrganismos, através de processos físicos, químicos e biológicos. Além de depender da vegetação, carga orgânica e de suas dimensões, o desempenho dos *wetlands* é influenciado significativamente pelo Tempo de Residência Hidráulico (TRH) e pelos padrões de fluxo de água (Chang et al, 2012).

O desempenho hidráulico de *wetlands* construídos ou de lagoas é considerado um dos fatores mais importantes para o seu bom funcionamento e para a redução de sua manutenção (Persson, 2000). De fato, a maioria dos problemas gerenciais de *wetlands* pode ser atribuída a más características hidráulicas dentro do sistema (Persson, 1999).



As condições hidráulicas dentro de um *wetland* controlam o nível da água e seus fluxos internos. Essas características influenciam os nutrientes do solo e são a base para o crescimento de espécies de plantas. A quantidade de tempo que a água gasta dentro de um *wetland* é fundamental para o seu tratamento, fornecendo uma oportunidade para interação entre as substâncias de origem hídrica e do ecossistema do *wetland* (Kadlec e Wallace, 2009).

Sistemas com alta eficiência hidráulica são configurações cujo tempo da detenção do armazenamento disponível e as condições de fluxo otimizado estão próximas ao fluxo do tipo pistão (Persson, 1999). Dessa forma, a consideração da hidrodinâmica na elaboração de um sistema é um requisito indispensável à sustentabilidade do projeto.

Em geral, as simulações de sistemas modulados adotam um fluxo uniforme (por exemplo, fluxo pistão) que não expõe uma limitação no contato de água com os organismos responsáveis pelo tratamento (Reed, Crites & Middlebrooks, 1995, apud Persson, 2000). Como um fluxo uniforme é estritamente teórico e aparece somente em condições ideais, os perfis de velocidade locais ou vetores de velocidade não são suficientes para avaliar o desempenho hidráulico (Persson 2000). Assim, o método traçador de pulso é frequentemente utilizado analisando os caminhos preferenciais de fluxo com o tempo de residência hidráulica (TRH), obtidos observando-se o afluente e o efluente do sistema (Chazarenc et al., 2003).

Além disso, quando apenas as entradas e saídas de pontos são usadas, há potencialmente zonas mortas ou áreas de recirculação que correm nos cantos dos *wetlands* (Kadlec e Wallace, 2009). Preocupados com a necessidade de uma visão mais aprofundada destes sistemas, Persson et al. (1999), Jenkins e Greenway (2005), Kjellin et al. (2006) e Lightbody et al. (2009) fizeram uso de modelos de fluxo bidimensionais e de modelos matemático conceituais. Recentemente a fluidodinâmica computacional (computational fluid dynamics, CFD) também tem sido aplicada para analisar os fluxos de fluidos dentro de *wetlands* subsuperficiais (Fan et al., 2008, 2010).

Na presente proposta, será avaliado o desempenho hidráulico, utilizando-se a técnica de CFD para um *wetland* construído de fluxo horizontal subsuperficial (CW-FHS) desenvolvido para tratamento e reuso domiciliar de água cinza.

MATERIAIS E MÉTODOS

Descrição do sistema

A modelagem é baseada em um (CW-FHS) (Figura 1) realizado por Magalhães (2012). A CW-FHS é composta por pedrisco com diâmetro médio das partículas (d) de 4,8 mm. A porosidade do pedrisco (ϵ), definida como o volume dos espaços vazios dividido pelo volume da região de leito compactado é 0,44. As dimensões do CW-FHS são 1 m de comprimento x 0,3 m de largura x 0,65 m de altura e tem uma inclinação de 1,5 graus. Um tubo, localizado horizontalmente com furos aleatórios com um diâmetro de 32 mm, é utilizado para a entrada e saída, posicionado na parte superior central e na parte inferior central, respectivamente.

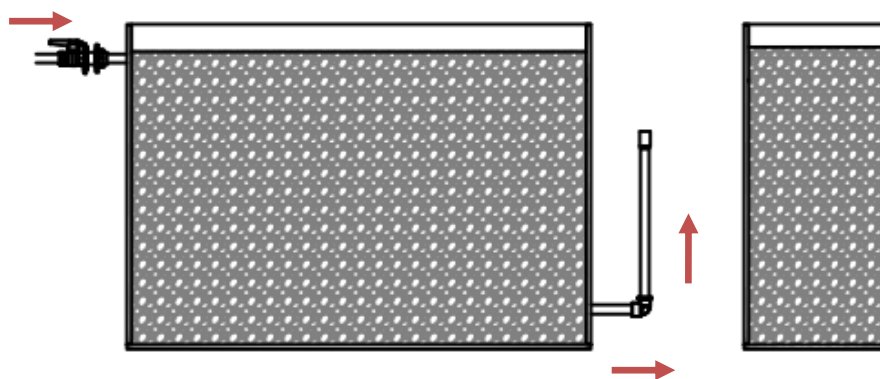


Figura 1: CW-FHS transversal (a) e CW-FHS lateral (b)



Um teste de traçador de pulso foi realizado no sistema experimental utilizando o cloreto de sódio (NaCl). A solução de traçador teve uma taxa de fluxo de 0,70 L.min⁻¹ e foi injetada durante 15 minutos, em seguida adicionou-se água com uma vazão constante de 1,23 L.min⁻¹ durante 350 minutos. A curva de traçador dos dados experimentais será utilizada na análise dos resultados da simulação de CFD.

Aplicação de CFD

Como foi mencionado anteriormente, uma compreensão mais abrangente do comportamento no interior de um *wetland* pode ser alcançada por meio de uma simulação da sua fluidodinâmica. Nesse caso o sistema foi simulado utilizando CFD. Esse método consiste em uma técnica numérica de modelagem que utiliza equações de conservação de momento, energia e massa (Navier-Stokes equations), podendo avaliar não apenas os dados de entrada e saída, mas também analisar o processo dentro do sistema. A ferramenta facilita ainda a avaliação de diversas variáveis, restrições e escalas do sistema, economizando tempo e custos experimentais. CFD foi originalmente aplicada em engenharia mecânica e aeronáutica e só nos últimos anos foi aplicada na indústria de água (Van der Walt, 2000).

Para atingir os objetivos da CFD, o pacote comercial multi-propósito ANSYS CFX desenvolvido pela ANSYS Inc. (empresa de software mais reconhecida na América do Sul no que diz respeito a CFD) foi utilizado.

Geometria

Uma versão simplificada da CW-FHS foi simulada neste estudo, substituindo os tubos de entrada e saída por um orifício com um diâmetro de 32 mm (Figura 2). A altura do centro dos orifícios de entrada e saída é 0,58 m e 0,03 m, respectivamente, a partir do fundo da CW-FHS.

O *DesignModeler* foi usado para desenvolver a configuração de geometria do CW-FHS (Figura 2). Este modelador utiliza ferramentas e controles para carregar e editar os modelos existentes de CAD, desenhar esboços 2D e modelar peças 3D. Ao usar esses recursos disponíveis os modelos são mais realistas e os resultados mais ricos.

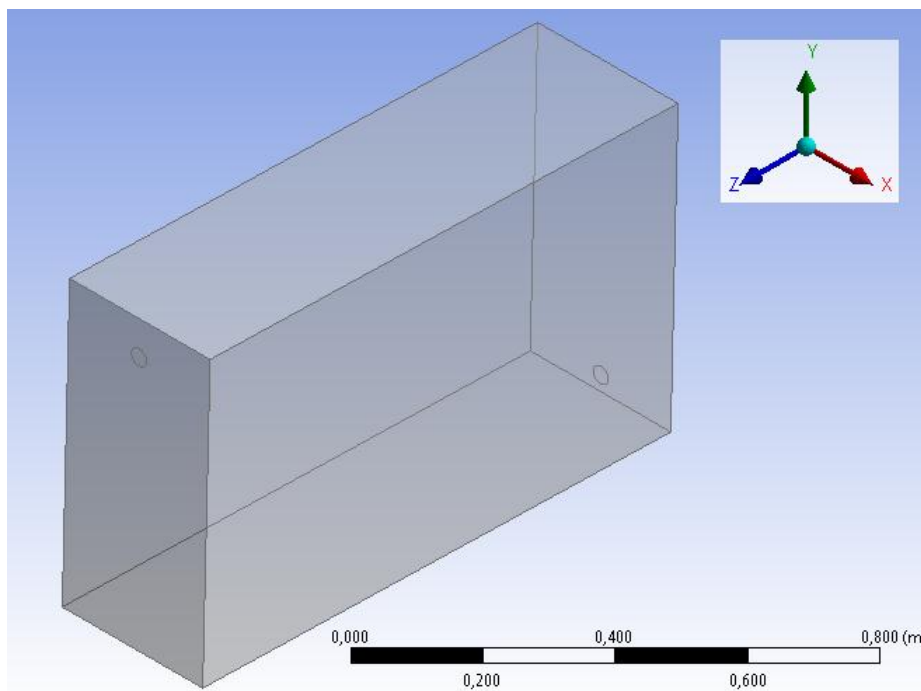


Figura 2: Geometria CW-FHS



Malha

Existem vários métodos para a resolução de equações de conservação incluindo volumes finitos, elementos finitos e diferenças finitas. Para este estudo, porém, o método utilizado foi o de volumes finitos. Este método divide o domínio em volumes de controle, usualmente referidos como células ou elementos. As equações foram computacionalmente resolvidas em cada célula para dar uma representação completa do fluxo de fluidos em todo o domínio. Para a obtenção de uma malha apropriada, foi utilizado o *Meshing* (um aplicativo do software especializado já anteriormente citado) (Figura 3).

A malha que foi feita pode ser classificada como desestruturada pela sua conectividade e tipos de elementos presentes. O CW-FHS é composto por 801.586 elementos de volume e 159.111 pontos de nós com o tamanho mínimo da malha sendo 5 mm e o tamanho máximo 12 mm. Foi atribuído um refinamento nas áreas de interesse (orifícios de entrada e saída e paredes laterais da entrada e saída), o que contribui com a resolução da camada limite. Refinar a malha perto dos contornos da parede permite que a malha capture de forma adequada as regiões em que o fluxo sofrerá mudanças rápidas em variáveis importantes, tais como a pressão, a velocidade ou a temperatura.

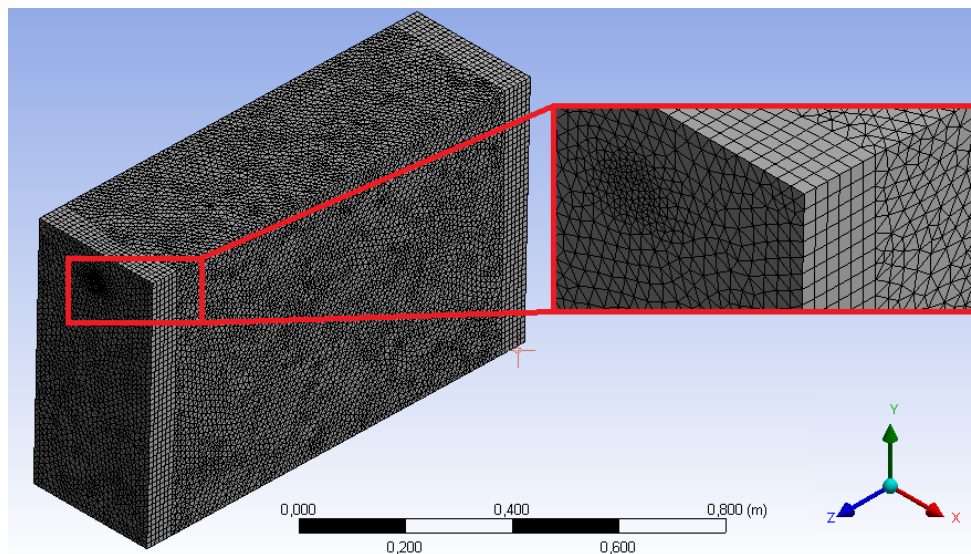


Figura 3: Malha CW-FHS

Condições de contorno

Para resolver as equações de conservação e para definir o fluxo da simulação um conjunto de propriedades, chamado condições de contorno, é colocado sobre a superfície de cada domínio. As condições de contorno para este projeto incluem uma entrada, aberturas, paredes e uma saída. Propriedades da Tabela 1 foram usadas durante a configuração das condições de contorno.

Tabela 1: Condições de contorno do sistema para simulação

CONDIÇÕES OPERACIONAIS	VALOR
Fluído temperatura (K)	293,15
Vazão traçador (L.min ⁻¹)	0,70
Vazão água (L.min ⁻¹)	1,23
Fração de vazão (ϵ , %)	44
Diâmetro médio (d, mm)	4,80
Coefficiente de resistência viscosa ($1/\alpha$, m ⁻²)	$2,4 \times 10^7$
Coefficiente de resistência inercial (C_2 , m ⁻¹)	$4,79 \times 10^3$



Fluxo dos Fluidos

O fluxo através do meio poroso foi modelado pela adição de um termo de impulso (S_i) às equações de Navier-Stokes convencionais para modelar as perdas isotrópicas. O termo S_i foi executado como uma força por unidade de volume do fluido que atua sobre o este e pode ser expresso por um termo de perda de viscosidade e um termo de perda de inércia (CFX, 2011):

$$S_i = -\left(\frac{\mu}{\alpha} v_i + C_2 \frac{1}{2} \rho |v| v_i\right) \quad \text{equação (1)}$$

para $i = x, y, z$, onde v_i e $|v|$ são o componente e a magnitude i da velocidade do fluido por meio poroso, respectivamente ($m.s^{-1}$); α é a permeabilidade (m^2) e C_2 é o coeficiente de resistência inercial (m^{-1}). A permeabilidade e o coeficiente de resistência inercial podem ser definidos como o seguinte:

$$\alpha = \frac{d^2}{150} \frac{\epsilon^3}{(1-\epsilon)^2} \quad \text{equação (2)}$$

$$C_2 = \frac{3.5}{d} \frac{(1-\epsilon)}{\epsilon^3} \quad \text{equação (3)}$$

onde d é o diâmetro médio das partículas e ϵ é a fração de vazio.

O número de Reynolds (Re) para os meios porosos (Macdonald et al., 1979, apud Arbat, 2011) foi calculado e verificou-se ser inferior ao valor crítico. Portanto, como se espera de um meio poroso, um regime laminar foi adotado para a área do pedrisco.

$$Re = \frac{\alpha C_2 \rho v_i}{\mu} \quad \text{equação (4)}$$

A simulação do fluido pode ser caracterizada como um regime permanente ou transiente. Dentro de um sistema permanente as características de fluxo não se alteram com o tempo e, em última análise, são assumidas como constantes. Uma simulação permanente não exige informação a tempo real para obter a solução. Já uma simulação transiente tem condições de contorno variáveis e o seu comportamento é investigado como uma função do tempo, pois informação a tempo real é necessária. Os resultados de uma simulação permanente foram usados como os valores iniciais para a simulação transiente. O solver de CFD utilizado foi controlado interativamente e as informações da solução foram vistas durante a simulação (Figura 4). A escala de tempo físico de 210 minutos e 6343 iterações com um erro médio quadrático (RMS) de 10^{-5} foi utilizada nas simulações.

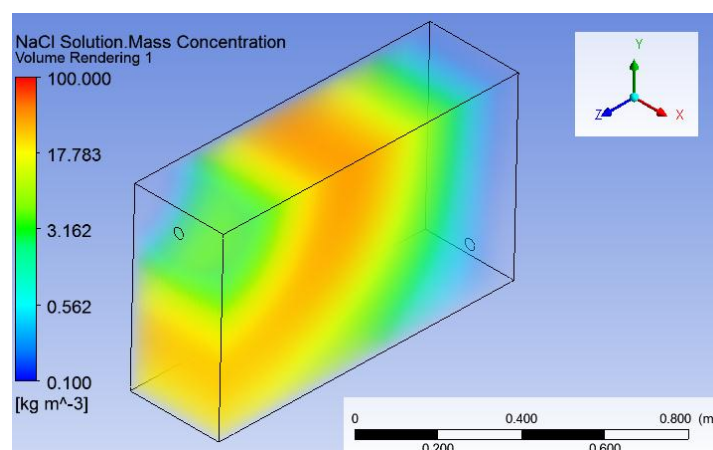


Figura 4: Traçador dentro do CW-FHS após 33 minutos



Traçador

Para investigar as características de escoamento do CW-FHS com o traçador, tanto a água que entra no CW-FHS quanto a solução do traçador (NaCl e água) foram modeladas. Este método utilizou a fração em massa dos fluidos que entram no CW-FHS, a fração em massa que sai do CW-FHS e a pressão na saída. Primeiro, o traçador foi simulado tendo uma fração em massa inicial de “zero” para a solução do traçador e uma fração em massa inicial de “um” para a água que entra no CW-FHS. Simultaneamente, a fração em massa na entrada foi fixada em “um” para a solução do traçador e “zero” para a água dentro do CW-FHS. A fração em massa na saída foi formulada por uma expressão (equação 5) e a pressão estática foi de “zero” no caso presente.

$$\frac{\text{A concentração de massa do Solução de NaCl}}{\text{(Concentração de Massa do Solução de NaCl + Concentração da Massa de Água)}} \quad \text{equação (5)}$$

Um ponto de monitoramento foi aplicado para capturar a solução do traçador de concentração de massa na saída. Estes pontos de dados formaram uma curva de resposta do traçador em relação ao tempo que foi à curva de resposta do traçador experimental na secção seguinte. O tempo de residência média (τ_m) (equação 6), o tempo médio que o traçador gasta no CW-FHS também foi utilizado para comparação.

$$\tau_m = \frac{\sum t_i * C_i * \Delta t_i}{\sum C_i * \Delta t_i} \quad \text{equação (4)}$$

onde τ_m é o tempo de residência médio (min), C_i é a concentração de saída do traçador no tempo i (mg.L^{-1}), t_i é o tempo decorrido até a coleta da amostra na saída do reator (min) e Δt_i é o intervalo de tempo entre a coleta i e a coleta $i - 1$ (min).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Essa seção apresenta os resultados obtidos com o modelo de CFD, simulando o CW-FHS simplificado realizado por Magalhães (2012). Os resultados são apresentados em termos da variação da concentração de massa de NaCl em relação ao o tempo na saída do CW-FHS.

A concentração de massa (C_i) de NaCl na saída do modelo CW-FHS foi obtida através de um ponto de monitoramento e, em seguida, colocada em uma curva de resposta do traçador para ser comparada com os resultados experimentais de Magalhães (2012). As curvas de resposta dos traçadores obtidas a partir do modelo de CFD e da concentração experimental de Magalhães (2012) são apresentadas na Figura 5.

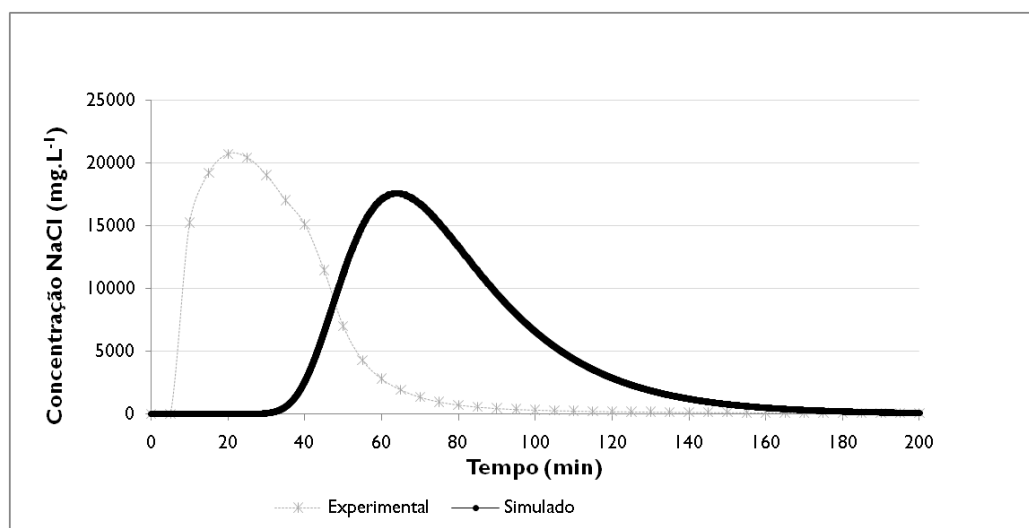


Figura 5: Curva de concentração NaCl (mg.L-1)



Pode ser observado que a concentração de NaCl tem um atraso na saída em comparação aos dados experimentais. O τ_m adquirido a partir do modelo CW-FHS simulado foi de 78,32 minutos (mais do que duas vezes o tempo do resultado experimental de 33,05 minutos). Uma das razões óbvias para esta discrepância é devido à simplificação feita no modelo simulado de CW-FHS; ou seja, o uso de um orifício em vez de um tubo de entrada e saída. Esta conclusão difere de Shilton (1996) onde o estudo de um traçador dentro de um CW-FHS realizado com um orifício exibiu um τ_m mais curto e quando executado com um tubo de entrada e saída teve um τ_m maior.

Outros fatores que podem ter contribuído para as diferenças entre os resultados de modelagem CFD e as observações experimentais podem ser: o regime turbulento definido, o regime de fluxo transiente que poderia ser testado no lugar de um regime laminar; o tipo de malha (uma malha estruturada e mais refinada pode ser capaz de resolver as equações de conservação de forma mais precisa).

São necessários estudos de traçadores simulados futuros deste CW-FHS com os tubos de entrada e saída, bem como uma malha estruturada para desenvolver um modelo numérico mais preciso do CW-FHS.

CONCLUSÕES

O uso de CFD na simulação de *wetlands* construídos mostrou-se uma ferramenta possível no que diz respeito a análise de seu desempenho hidráulico. Embora a curva de concentração da simulação e do experimento real não tenham sido iguais, percebe-se, mesmo com uma simulação simplificada, um padrão aproximado.

Se o CW-FHS for simulado com maior complexidade; ou seja, utilizando-se tubos de entrada e saída, em vez da simplificação dos orifícios e uma malha mais sofisticada, os resultados tendem a aproximar-se mais com os do experimento real. Ao se conseguir chegar a uma configuração em que a simulação é capaz de modelar um sistema real com uma precisão plausível, torna-se possível testar mudanças no sistema sem a necessidade de construção de novos modelos reais reduzindo, assim, o tempo e custo de sua execução. A aplicação de CFD, portanto, permite que um *wetland* construído seja projetado de forma mais eficiente e apresente um desempenho hidráulico otimizado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ARBAT, G., PUJOL, T., PUIG-BARGUÉS, J., DURAN-ROS, M., BARRAGÁN, J., MONTORO, L., RAMÍREZ DE CARTAGENA, F. Using computational fluid dynamics to predict head losses in the auxiliary elements of a microirrigation sand filter. *American society of agricultural and biological engineers*, v.54, n.4, p.1367-1376. 2011.
2. CFX. Solver Modeling Guide. Canonsburgh, PA.: ANSYS, Inc., ver.14.0. 2011.
3. CHANG, N., XUAN, Z., WANIEKISTA, M. A tracer study for assessing the interactions between hydraulic retention time and transport processes in a wetland system for nutrient removal. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, v.35, p.399–406. 2012.
4. CHAZARENCO, F., MERLIN, G., GONTHIER, Y. Hydrodynamics of horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v.21, p.165–173. 2003.
5. FAN, L., HAI, R., LU, Z. CFD study on hydraulic performance of subsurface flow constructed wetland: Effect of distribution and catchment area. *Korean Journal of Chemical Engineering*, v.26, p.1272–1278. 2010.
6. FAN, L., HAI, R., WANG, W., LU, Z., YANG, Z. Application of computational fluid dynamic to model the hydraulic performance of subsurface flow wetlands. *Journal of Environmental Sciences*, v.20, p.1415–1422. 2008.
7. GROSS, A., SKLARZ, M.Y., YAKIREVICH, A., SOARES, M.I.M. Small scale recirculating vertical flow constructed wetland (RVFCW) for the treatment and reuse of wastewater. *Water Science and Technology*, v.58, n.2, p.487–94. 2008.
8. JENKINS, G. A., GREENWAY, M. The hydraulic efficiency of fringing versus banded vegetation in constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v.25, n.1, p.61–72. 2005.
9. KADLEC, R.H., WALLACE, S.D. *Treatment Wetlands*, second ed. New York, New York. 2009.



10. KJELLIN, J., WÖRMAN, A., JOHANSSON, H., & LINDAHL, A. Controlling factors for water residence time and flow patterns in Ekeby treatment wetland, Sweden. *Advances in Water Resources*, v.30, n.4, p.838-850. 2007.
11. LIGHTBODY, A.F., NEPF, H. M., & BAYS, J. S. Modeling the hydraulic effect of transverse deep zones on the performance of short-circuiting constructed treatment wetlands. *Ecological Engineering*, v.35, n.5, p.754-768. 2009.
12. MAGALHÃES, F. J., MENEZES, C. S., LIMA, F. E., SILVA, J. B., PAULO, P. L. Avaliação hidrodinâmica do sistema EvapAC em escala de bancada. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, 2012.
13. PERSSON, J. The hydraulic performance of ponds of various layouts. *Urban Water*, v.2, p.243–250. 2000.
14. PERSSON, J., SOMES, N., WONG, T. Hydraulics efficiency of constructed wetlands and ponds. *Water Science and Technology*, v.40, n.3, p.291–300. 1999.
15. SHILTON, A. N., PRASAD, J. N. Tracer studies of a gravel bed wetland. *Water Science and Technology*, v.34, n.3-4, p.421-425. 1996.



**AValiação e APERFEIÇOAMENTO DE UM SISTEMA COMPACTO E
DESCENTRALIZADO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS**

Raul Gonçalves Severo

Engenheiro Civil-Sanitária, Mestre em Engenharia Química PPEQ/UERJ, FIOCRUZ

Greyce Elen de Sales Santos

Graduanda em Engenharia Civil-Sanitária, Faculdade de Engenharia-FEN/UERJ

Alexandre Silveira Amaro da Silva

Engenheiro Ambiental, Mestrando em Engenharia Ambiental PEAMB-DESMA/UERJ

André Luís de Sá Salomão

Doutorando em Meio Ambiente, PPGMA-UERJ/Sanduiche Linnaeus University-LNU, Suécia

Marcia Marques Gomes⁽¹⁾

Ph.D. em Eng. Química, Prof. Assoc. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental FEN/UERJ.

Endereço⁽¹⁾: Rua São Francisco Xavier, 524, Pavilhão João Lyra Filho, 5º andar, Bloco E Sala 5024 – Maracanã, Rio de Janeiro, RJ, CEP: 20550-013 - Brasil - Tel: +55 (21)23340959-e-mail: marciam@uerj.br

RESUMO

Os esgotos coletados e tratados no Brasil correspondem a apenas 28,5% do total gerado. Faz-se necessário o desenvolvimento de sistemas de tratamento descentralizado de baixo custo de implantação e operação, eficaz na remoção da carga orgânica, nutrientes e agentes patogênicos que atendam a demanda por tratamento de esgotos em comunidades não conectadas a redes coletoras. O objetivo deste estudo foi avaliar o desempenho de um sistema descentralizado e compacto de tratamento de esgoto doméstico, baseado no conceito *ecossistema engenheirado* instalado no Centro de Estudos Ambientais e Desenvolvimento Sustentável - CEADS/UERJ, na Ilha Grande-RJ, após modificações feitas no projeto original. As alterações realizadas no sistema de tratamento foram: melhoria do sistema de aeração no biofiltro aerado submerso, transformação do decantador para um biofiltro misto (aeróbio/anóxico) e colocação de um filtro de areia lento na etapa terciária do tratamento. O sistema de tratamento resultante das modificações ficou constituído de tanque séptico, biofiltro aerado submerso, biofiltro misto (aeróbio/anóxico) submerso, sistema de tanques vegetados (*wetlands* construídos) intercalados por um tanque de microalgas e um filtro de areia lento. O monitoramento do sistema foi realizado através de coletas periódicas (intervalos de 15 a 30 dias) e análises dos seguintes parâmetros: pH, temperatura, oxigênio dissolvido, demanda química de oxigênio, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, fósforo total, turbidez, sólidos totais e voláteis, coliformes totais e termotolerantes. Os principais resultados em 18 meses de monitoramento após as modificações, em termos de eficiência de remoção, foram: $95 \pm 10\%$ (DQO), $79 \pm 12\%$ (nitrogênio amoniacal), $53 \pm 15\%$ (fósforo total), $97 \pm 3\%$ (turbidez) e 99,99% (coliformes termotolerantes). De acordo com a legislação federal, o sistema apresentou resultados abaixo dos limites máximos de descarte estabelecidos para os parâmetros analisados.

PALAVRAS-CHAVE:

Tratamento de esgoto, Remoção de nutrientes, Biofiltro aerado submerso, *Wetland* construído

INTRODUÇÃO

Baixa densidade populacional, topografia e recursos limitados, entre outros, são fatores que individual ou conjuntamente podem em determinadas comunidades comprometer a viabilidade de implantação do serviço de coleta e tratamento de esgotos. Até 2007, apenas 1013 dos 5564 municípios brasileiros (ou seja, 18%) possuíam rede de coleta associada a tratamento de esgotos, valor muito aquém do esperado para regiões de clima tropical, onde o tratamento por processos biológicos é facilitado. Este cenário gera uma demanda por sistemas descentralizados de tratamento de esgotos, sendo o baixo custo e a facilidade na manutenção fatores que tornam alguns destes sistemas bastante atraentes.



Na composição de sistemas não convencionais e de baixo custo tem sido adotado o uso de reatores anaeróbios (tanque séptico), seguido por unidades complementares, tais como: filtro anaeróbio, biofiltro aerado submerso, aplicação ao solo ou *wetlands* construídos (CHERNICHARO, 1997).

Um sistema inspirado no conceito do *Engineered Ecosystem* (KAVANAGH & KELLER, 2007) foi construído em 2008 (SALOMÃO et al, 2012) no campus avançado da Universidade do Estado do Rio de Janeiro denominado Centro de Estudos Ambientais e Desenvolvimento Sustentável-CEADS, que propõe a combinação de tecnologias convencionais, como tanques sépticos e biofiltros aerados submersos contendo meio suporte, com *wetlands* construídos a fim de conceber processos que naturalmente ocorrem em alagados naturais, como a nitrificação e desnitrificação, oxidação de matéria orgânica, remoção de patógenos, retirada de fósforo e metais pesados, resultantes da interação mútua entre plantas, animais e outros organismos do ecossistema (NCR, 2004).

O presente trabalho teve por objetivo principal avaliar o desempenho do sistema de tratamento (SALOMÃO, 2009) após modificações no projeto original (SEVERO, 2012), de forma a possibilitar a comparação e discussão dos resultados das diferentes configurações, tendo como objetivo a otimização de processos e consequentemente o avanço tecnológico na área de tratamento descentralizado de efluentes domésticos.

MATERIAIS E MÉTODOS

O sistema de tratamento está em funcionamento no CEADS, campus avançado da UERJ localizado na Vila Dois Rios, lugarejo pertencente à Ilha Grande no município de Angra dos Reis, litoral sul do estado do Rio de Janeiro.

O clima na região é quente e úmido, com temperaturas médias anuais por volta dos 24°C, com temperaturas superiores aos 30°C no verão e inferiores aos 20°C no inverno, e precipitação total anual superando 2000mm, sendo os meses de verão os mais chuvosos(CEADS, 2012).

Por ser um campus avançado voltado para pesquisa, ou seja, local onde as atividades executadas são de caráter temporário (disciplinas e projetos), a população geradora de esgoto é bastante variável e apresenta grande flutuação sazonal. O efluente tem origem de banheiros, cozinha, lavanderia e laboratórios do CEADS.

A vazão média final do sistema original era de 1.248 L d⁻¹, equivalente a 14,3 hab d⁻¹ e consumo médio de 87 L hab⁻¹ d⁻¹. Este valor médio foi obtido após caracterização de diferentes grupos de frequentadores do CEADS e de suas respectivas práticas geradoras de esgotos, que inclui pesquisadores, alunos e funcionários. O valor médio de geração de esgotos de cada grupo foi calculado com base na NBR 13969 (1997) (SALOMÃO, 2009). A média de ocupação da edificação no período monitorado (de 09/07/2010 a 9/12/2011) foi de 20,3 hab d⁻¹, sendo a presença de alunos e professores predominante aos fins de semana (sexta, sábado e domingo), assim como as coletas de esgoto que se realizaram quase todas aos sábados pela manhã.

A coleta das amostras foi feita sempre na parte da manhã, na entrada do sistema e na saída de cada unidade, totalizando 9 (nove) pontos de coleta, e as análises, eram imediatamente realizadas na Unidade de Qualidade de Água/Esgoto no CEADS, que integra o Laboratório de Biorremediação e Fitotecnologias (LABIFI), com exceção das análises de coliformes, que foram executadas na sede do LABIFI, no campus Maracanã da UERJ. A Figura 1 e a Tabela 1 mostram, respectivamente, a configuração e as dimensões do *Ecossistema Engenheirado* original (EE1).

As macrófitas utilizadas foram todas coletadas na região da Ilha Grande, exceto o aguapé (*Eichornia crassipes*), que foi introduzida por moradores e donos de pousadas da Vila de Abraão, e acabou se disseminando pela Ilha por falta de devido controle (SALOMÃO, 2009). O cuidado na operação do *EE* incluiu além da remoção periódica de biomassa produzida, o controle e prevenção da produção de larvas de mosquitos nos tanques vegetados e de algas através da construção de um telado.

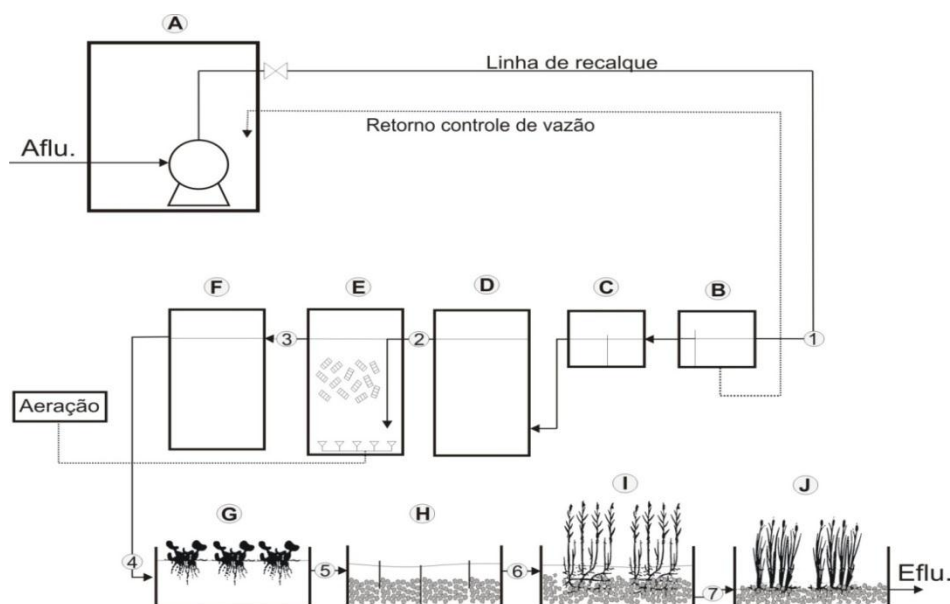


Figura 1: Diagrama esquemático do *Ecosistema Engenheirado* (EE1) para tratamento de esgoto do CEADS. Legenda: A – Tanque de equalização; B – Caixa controladora de vazão; C – Caixa de gordura; D – Fossa séptica; E – Filtro aerado; F – Decantador; G – Tanque vegetado com aguapé; H – Tanque de alga; I – Tanque vegetado com *Cyperaceae*; J – Tanque vegetado com *Poaceae*. Fonte: Salomão (2009).

Tabela 1 – Dimensões dos tanques componentes do EE1.

Tanques	Altura (m)	Altura Líquido (m)	Largura (m)	Comprim (m)	Diâmetro (m)	Volume (L)	Volume útil (L)
Cx. de gordura	0,4	0,23	0,40	0,26	-	64	23,92
Fossa séptica	1,48	1,27	-	-	1,15	1591,2	1319
Filtro aerado	1,45	1,25	-	-	1,17	1559	1344
Decantador	1,30	1,15	-	-	1,15	1250	961
Aguapé	0,45	0,33	-	-	1,62	927,5	680
Algas	0,45	0,27	-	-	1,62	927,5	556,5
<i>Cyperaceae</i>	0,45	0,25	-	-	1,62	927,5	515
<i>Poaceae</i>	0,45	0,10	-	-	1,62	927,5	206

Fonte: Salomão (2011).

Abaixo, estão descritas as alterações realizadas no EE1:

Sistema de aeração do biofiltro aerado (item E, Figura 1): Foi adicionado em julho de 2010, no interior do tubo de entrada do afluente no tanque, um difusor em espiral com intuito de auxiliar os difusores de fundo já existentes no processo de oxigenação do líquido.

Substituição do decantador por biofiltro misto (item F, Figura 1): Salomão (2011) apontou a necessidade de se redimensionar o decantador, já que em consequência do elevado tempo de detenção hidráulica (TDH=18,5h), estava ocorrendo digestão anaeróbia e suspensão do lodo, com a geração de gases, prejudicando o desempenho dos tanques subsequentes com macrófitas e algas. Entretanto, optou-se por transformar esta unidade em biofiltro misto (aeróbio/anóxico), onde além de ocorrer retenção de lodo, ocorre também redução de nitrato por desnitrificação. Este biofiltro considerado misto por possuir uma zona aeróbia, formada pelo efluente oriundo do tanque anterior, e uma zona supostamente anóxica, na camada mais interna



da biomassa aderida ao meio suporte (HAGEDOM-OLSEN, 1994). Para esta adaptação, o fluxo foi alterado para ascendente e foi adicionado argila expandida como meio de suporte para aderência de organismos acidogênicos, geradores de ácidos orgânicos que podem ser utilizados como fonte carbono e energia por organismos desnitrificantes (ORTEGA *et. al.*, 2001), além das características de baixo custo, leveza e porosidade. A quantidade de argila adicionada ao tanque foi calculada de modo a acatar a recomendação da NBR 13969 (1997), que para a promoção dos processos de nitrificação e desnitrificação recomenda a utilização da proporção 3:1 entre os volumes do compartimento aerado (biofiltro aerado submerso) e não aerado (decantador + argila).

Instalação de um filtro de areia (item L, Figura 1): Na saída do efluente do sistema em julho de 2011, com o objetivo de remoção adicional de microrganismos patogênicos.

A Figura 2 apresenta a configuração atual do Ecossistema Engenheirado modificado (EE2).

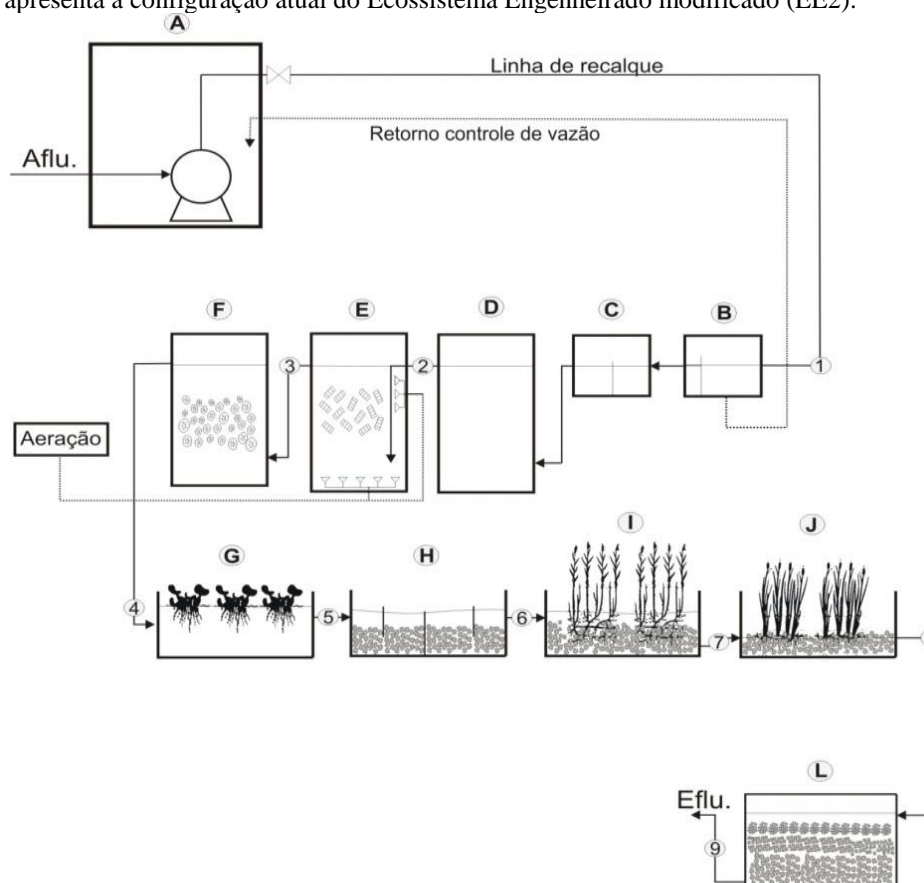


Figura 2: Diagrama do Ecossistema Engenheirado modificado (EE2). Legenda: A – tanque de equalização; B – controle de vazão (vertedor Thompson); C – caixa de gordura; D – tanque séptico de fluxo ascendente; E - biofiltro aerado submerso; F – biofiltro misto de fluxo ascendente (aeróbio/anóxico); G – *wetland* de fluxo superficial com macrófitas flutuantes (*aguapé*); H – tanque de algas; I – *tanque* de fluxo vertical com macrófitas emergentes (*Cyperaceae*); J – *tanque* com fluxo subsuperficial com macrófitas emergentes (*Poaceae*) e; L - filtro de areia lento. Pontos de coleta: 1 – esgoto bruto; 2 – efluente fossa séptica; 3 – efluente biofiltro aerado; 4 – efluente biofiltro misto; 5 – efluente *wetland* superficial; 6 – efluente tanque de algas; 7 – efluente *wetland* vertical; 8 – efluente *wetlands* subsuperficial; 9 - efluente filtro de areia.

Os parâmetros monitorados e respectivos métodos analíticos estão descritos na Tabela 2.



Tabela 2 – Parâmetros monitorados e métodos analíticos.

Parâmetro de análise	Metodologia
pH	Método: potenciométrico – 4500 H+B. Equipamento: multiparâmetros5Star. Fabricante: Orion.
DQO	Método: refluxo fechado colorimétrico 5220 – COD D. Equipamento: espectrofotômetro Mod. DR2800, com bloco digestor DBR200). Fabricante: Hach.
Condutividade Elétrica	Método: método 2510 B. Equipamento: multiparâmetro5Star Orion. Fabricante: Orion.
Nitrito	Método: colorimétrico 4500 - NO ₂ – D. Equipamento: espectrofotômetro DR2800. Fabricante: Hach.
Nitrato	Método: eletrodo de íon seletivo 4500-NO ₃ . Equipamento: multiparâmetro5Star. Fabricante: Orion.
Nitrogênio amoniacal	Método: eletrodo de íon seletivo 4500–NH ₃ D. Equipamento: multiparâmetro5Star. Fabricante: Orion.
Fósforo total	Método: kit de análise Phosphorus TNT 843. Equipamento: espectrofotômetro DR2800 Dr. Lange. Fabricante: Hach.
Série de sólidos (Sólidos Suspensos Totais-SST, Sólidos Suspensos Voláteis-SSV, Sólidos Suspensos Fixos-SSF, Sólidos Totais-ST, Sólidos Totais Dissolvidos-STD)	Método: 2540 Solids. Equipamento: membrana filtrante para sólidos, aparato de filtração (bomba a vácuo, kitassato, copo de filtração e garra). Fabricante: Millipore e Sartorius.
Coliformes totais e termotolerantes	Método: membrana filtrante Endo NPS Tipo 14053; 14003. Equipamento: membrana filtrante para teste de coliformes totais e termotolerantes, aparato de filtração (bomba a vácuo, kitassato, copo de filtração e garra). Fabricante: Sartorius
Turbidez	Método: turbidimetria Equipamento: Turbidímetro 2100q Fabricante: Hach

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O efluente gerado no CEADS tem características de esgoto doméstico, com a carga sendo produzida por uma população que habita o centro de pesquisa em regime similar ao de alojamento. A Figura 3 revela a flutuação da população geradora deste esgoto, ao longo do período de monitoramento.

Além da variação quantitativa, alguns fatores podem causar variação qualitativa na geração deste efluente, sendo eles: as frequentes quedas de energia, que ocasionam acúmulo no tanque de equalização onde estão localizadas as bombas de recalque; eventuais descarte inadequado dos reagentes químicos utilizados nos laboratórios do CEADS; produtos de limpeza utilizados em quantidades excessivas e irregulares (devido à logística, tais produtos são trazidos do continente de forma concentrada o que requer diluição); baixa vazão e proximidade entre o EE e a fonte geradora, o que pode resultar em variações qualitativas bruscas.

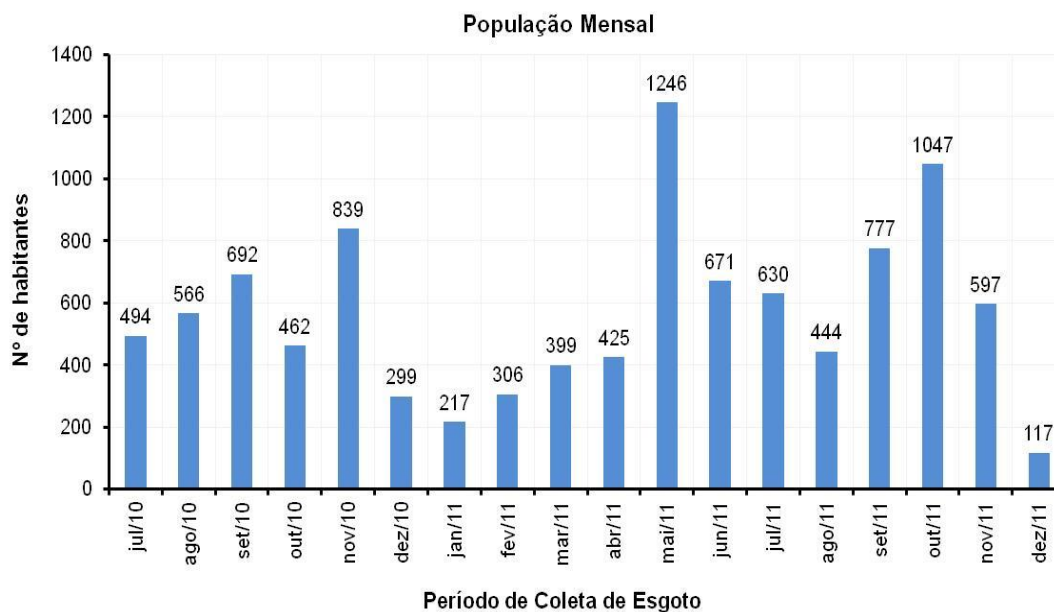


Figura 3: Número mensal de usuários do CEADS durante o período de monitoramento apresentado (Julho de 2010 a Dezembro de 2011).

Os valores dos parâmetros físicos, químicos e biológicos de caracterização do esgoto bruto gerado no CEADS estão apresentados na Tabela 3, bem como a faixa de concentração e os valores típicos encontrados na literatura.

Observa-se que os valores de nitrogênio amoniacal e fósforo total estão fora dos padrões encontrados na literatura. É provável que a elevada concentração do nitrogênio amoniacal esteja relacionada ao alto TDH observado no tanque de equalização, que pode ter favorecido o processo de hidrólise das proteínas (meio anaeróbio). Com relação ao alto valor de fósforo total, este pode estar relacionado ao excesso de detergente (CETESB, 2009). A Tabela 4 apresenta os valores de OD, pH e médias das eficiências de remoção de DQO, nitrogênio amoniacal e fósforo total medidos em cada etapa de EE1 e EE2.

Observou-se, após esta modificação, um aumento na remoção de DQO nesta unidade (de 23% em EE1 para 50% em EE2). Este fato pode ser relacionado ao aumento da disponibilidade de oxigênio dissolvido promovido pela modificação no BAS, associado à retenção de biomassa resultante da inserção de meio suporte.

Com esta adaptação, atingiu-se a eficiência de 70% na remoção de sólidos suspensos em relação ao efluente do biofiltro aerado. É possível que esta remoção, que não ocorria na versão anterior EE1, tenha refletido positivamente na oxigenação do tanque de algas ao facilitar a penetração da radiação solar e consequentemente a fotossíntese, o que permitiu o aumento da biomassa neste tanque e a melhoria na eficiência de remoção de DQO e nitrogênio amoniacal em relação a EE1 (Tabela 3). Por outro lado, o aumento da biomassa de algas pode ter causado a queda da eficiência de remoção de DQO pelo *taque* de fluxo vertical (*Cyperaceae*), cujos valores médios de entrada foram 54mg L^{-1} em EE1 e 93mg L^{-1} em EE2.

Adaptação Decantador-Biofiltro Misto

Quanto ao nitrogênio amoniacal, foi registrado um aumento da concentração no efluente desta unidade em comparação ao EE1, que pode ser explicado pela maior degradação dos compostos orgânicos em função da retenção da biomassa. No entanto, a elevação da concentração de nitrogênio amoniacal nesta unidade em EE2 foi compensada pela remoção deste parâmetro promovida nas etapas de *tanques* subsequentes, que em EE2 foram superiores a EE1 (Tabela 3).



Tabela 3 – Concentração do esgoto bruto obtido na literatura e do afluente do EE.

Parâmetros	Unidade	Concentrações				
		Faixa	Típico	Efluente CEADS		
				Mínimo	Máximo	Mediana
Temperatura	°C	20-25	23	20,3	29,7	23,2
OD	mg L ⁻¹	≈ 0	≈ 0	0,12	2,46	0,41
Condutividade	μS cm ⁻¹	-	-	418	1808	822
pH	-	6,7-7,5	7,0	6,1	7,7	6,9
DQO	mg L ⁻¹	400-800	700	470	1004	755
N _{Amoniacal}	mg NH ₄ L ⁻¹	20-40	30	8	152	71
Nitrito	mg NO ₂ N L ⁻¹	≈ 0	≈ 0	0,2	1,6	0,6
Nitrato	mg NO ₃ N L ⁻¹	≈ 0-2	≈ 0		*	
Fósforo Tot.	mg P L ⁻¹	5-25	14	14	112	36
ST	mg L ⁻¹	700-1350	1100	310	1283	646
SST	mg L ⁻¹	200-450	400	212	720	309
SSF	mg L ⁻¹	40-100	80	23	210	81
SSV	mg L ⁻¹	165-350	320	12	535	260
SDT	mg L ⁻¹	500-900	700	205	1012	403
Turbidez	uT	-	-	149	455	318
Colif. Tot.	UFC 100 ml ⁻¹	10 ⁶ -10 ⁹	-	4 x 10 ⁸	2 x 10 ⁸	2 x 10 ⁸
Colif. Term.	UFC 100 ml ⁻¹	10 ⁵ -10 ⁸	-	1,2 x 10 ⁹	4 x 10 ⁸	5 x 10 ⁸

Fonte: Arceivala (1981), Pessoa & Jordão (1982), Metcalf & Eddy (1991). *A obtenção dos valores de Nitrato através do método de Eletrodo Seletivo foi impossibilitada devido à grande quantidade de cloreto no efluente. Valores em *Itálico e negrito* estão acima dos típicos esperados para esse esgoto. Legenda: OD: Oxigênio Dissolvido; ST: sólidos totais; SST: sólidos suspensos totais; SSF: sólidos suspensos fixos; SSV: sólidos suspensos voláteis; SDT: sólidos dissolvidos totais.

Os aumentos da concentração de fósforo total no efluente do biofiltro misto podem estar relacionados à baixa frequência de remoção do lodo nos reatores aerado e misto, que atualmente é realizada uma vez ao ano. Segundo (MACHNICKA *et al.*, 2008), esta retirada periódica pode promover maiores remoções de fósforo. Implementação do Filtro de Areia Lento.

O filtro de areia lento foi colocado em operação no dia 23 de julho de 2011 no EE2 visando principalmente reduzir a presença de coliformes totais e termotolerantes. Na Tabela 5 estão apresentados os valores médios dos parâmetros operacionais (temperatura, pH e oxigênio dissolvido) e de qualidade (turbidez, DQO, nitrogênio amoniacal, fósforo total e coliformes totais e termotolerantes) do efluente do filtro.



Tabela 5 – Parâmetros operacionais e de qualidade do filtro de areia.

Parâmetro	Afluente	Efluente	Remoção (%)
Temperatura (°C)	22,1 ± 3,2	19,8 ± 1,30	-
pH	7,0 ± 0,3	7,0 ± 0,1	-
OD (mg L ⁻¹)	2,4 ± 1,3	1,64 ± 0,50	-
Turbidez (uT)	15 ± 13	10,1 ± 2,60	33
DQO (mg L ⁻¹)	79 ± 62	86 ± 21,4	- 8
N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	23,6 ± 19	15,2 ± 2,38	35
P-PO ₄ ³⁻ (mg L ⁻¹)	30,2 ± 28	23,1 ± 7,98	23
Coliformes Tot.(UFC 100 ml ⁻¹)	1,2 x 10 ⁴	7,3x10 ³ ± 5,96x10 ²	39
Coliformes Term. (UFC 100 ml ⁻¹)	6,0 x 10 ³	630 ± 26	89

Após a implementação do filtro de areia lento observaram-se reduções da turbidez (30%) e do nitrogênio amoniacal (11%) no efluente final do *EE2*. Sendo que a redução da turbidez ainda pode melhorar, pois a eficiência deste reator tende a aumentar com o tempo de operação (DI BERNARDO, 1993).

Balanco de Massa: O consumo de oxigênio no *EE2* no tanque de aguapé (de 1,28 mg O₂L⁻¹ pra 0,98 mg O₂L⁻¹) pode ser efeito do processo de nitrificação, pois foi observado a redução do nitrogênio amoniacal e aumento da concentração de nitrito. Neste caso se tem a hipótese que nitrogênio contribui para o crescimento da biomassa do aguapé, pois na etapa *EE1* se tinha uma menor quantidade de nitrogênio (nitrito e nitrogênio amoniacal) nesta etapa do processo.

A produção de biomassa das macrófitas no *EE* antes e após as modificações de projeto encontra-se na Tabela 6. As médias e os respectivos desvios-padrão foram calculados a partir dos resultados obtidos em 8 amostragens de cada tanque vegetado.

Tabela 6 - Produção de biomassa seca (g d⁻¹) antes (*EE1*) e após (*EE2*) as modificações no ecossistema Engenheirado.

Produção de Biomassa	<i>EE1</i> Massa seca (g d ⁻¹)	<i>EE2</i> Massa seca (g d ⁻¹)
Aguapé	22,2 ± 6,4	41,8 ± 10,4
<i>Cyperaceae</i>	8,2 ± 2,4	7,5 ± 2,1
<i>Poaceae</i>	9,3 ± 3,5	4,17 ± 1,1

No tanque de aguapé podemos observar que houve consumo de oxigênio de 1,28 mg O₂ L⁻¹ (Tabela 4) diferentemente da etapa inicial (*EE1*) onde se teve o aumento da quantidade de oxigênio de 0,98 mg O₂ L⁻¹ (Tabela 4). Tal consumo pode ser efeito do processo de nitrificação, pois foi observado a redução do nitrogênio amoniacal e aumento da concentração de nitrito. Neste caso, formula-se a hipótese de que o nitrogênio contribuiu para o crescimento da biomassa do aguapé, pois na etapa *EE1* havia menor quantidade de nitrogênio (nitrito e nitrogênio amoniacal) nesta etapa do processo.

CONCLUSÕES

Ao avaliar o sistema de tratamento por etapas, observa-se a eficácia na redução de todos os parâmetros de qualidade analisados. Os parâmetros que apresentaram melhores percentuais de redução foram: turbidez (95%), a DQO (89%), sólidos suspensos totais (94%) e os coliformes totais e termotolerantes (99,9% em ambos). Nos parâmetros para controle do tratamento do sistema, a temperatura média (24°C) da região se destaca por beneficiar o tratamento por processos biológicos. Na produção de biomassa pelas macrófitas, o nitrogênio contribuiu durante o presente período de monitoramento, para quase o dobro de crescimento da biomassa do aguapé, pois na etapa *EE1* anterior às mudanças, obteve-se uma quantidade inferior de nitrogênio (nitrito e nitrogênio amoniacal) do que nesta etapa do processo.



Após a modificação do sistema de tratamento a *wetland* de fluxo vertical apresentou maior remoção de nitrogênio (nitrito e nitrogênio amoniacal) na fase polimento. Porém, a produção de biomassa no *EE2* não teve diferença considerável em relação à etapa inicial do sistema de tratamento (*EE1*).

O balanço de massas com base na carga de poluentes total aplicada ao sistema, e na que foi removida pelas diferentes etapas de tratamento permite concluir que cada etapa realiza satisfatoriamente o tratamento para o qual foi originalmente destinada.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABNT-Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR13969 – Tanques sépticos: *Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos: Projeto, construção e operação*. 60p. 1997.
2. ABNT-Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR12209 – *Elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgoto sanitário*.
3. CEADS-Centro de Estudos Ambientais e Desenvolvimento Sustentável. Disponível em: <<http://www.sr2.uerj.br/ilhagrande/>>. Acesso em 09 de maio de 2012.
4. CETESB. *Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo - Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem*. Série Relatórios, Apêndice A – 43p. 2009.
5. CHERNICHARO, C. A. L. *Reatores Anaeróbios. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Volume 5: Reatores Anaeróbios*. 2ª ed. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. Belo Horizonte, 380p. 1997.
6. CHERNICHARO, C. A. L. Pós-tratamento de reatores anaeróbios - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico, PROSAB Edital 2 - Belo Horizonte, 541p. 2001.
7. HAGEDORN-OLSEN, C. Oxygen reduces denitrification in biofilm reactors. *Water Science and Technology*, v. 29, n. 10-11, p. 83-91, 1994.
8. IBGE, 2008. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico*. IBGE, Ministério das Cidades, 2008.
9. JORDÃO, EDUARDO PACHECO; PESSOA, CONSTANTINO ARRUDA. *Tratamento de esgotos domésticos – 5ª edição – Rio de Janeiro, 940p. 2009*.
10. KADLEC, R.H, KNIGHT, R. L. *Treatment wetlands*. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 893p. 1996.
11. KAVANAGH, L. J., KELLER J. *Engineered ecosystem for sustainable on-site wastewater treatment*. *Water Research*, v. 1, p.823-831. 2007.
12. MACHNICKA, A., GRÜBEL, K., SUSCHKA, J. Enhanced biological phosphorus removal and recovery. *Water Environment Research*, v. 80, n. 7, p.617-623, 2008.
13. METCALF & EDDY. *Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse*. 2º ed. New Delhi, Tata McGrall-Hill, 920p. 1981.
14. NRC-NATIONAL RESEARCH COUNCIL. *Committee on assessing and valuing the services of aquatic and related terrestrial ecosystems. Valuing ecosystem services: toward better environmental decision-making*. Washington: National Academy Press, 313p. 2004.
15. ORTEGA S. F., ROCHA K. M., ZAIAT M., PANDOLFELLI V. C. Aplicação de espumas cerâmicas via “Gelcasting” em biorreator para tratamento de águas residuárias. *Cerâmica* n. 47 (204),199-203p. 2001.
16. PHILIPPI, L.S; SEZERINO, P. Aplicação de sistemas tipo *wetlands* no tratamento de águas residuárias: Utilização de filtros plantados com macrófitas. Ed. do autor,144p. 2004.
17. PROSAB 2. Francisco Suetônio Bastos Mota e Marcos Von Sperling (coord). *Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção*. Rio de Janeiro: ABES, 428p. 2009.
18. SALOMÃO, A. L. S. *Ecossistema engenheirado no tratamento descentralizado de águas residuárias de pequenos geradores: a engenharia ecológica na Ilha Grande, RJ*. Dissertação de Mestrado. Centro de Tecnologia e Ciências, Faculdade de Engenharia. Rio de Janeiro, RJ. 145p, 2009.
19. SALOMÃO, A.L.S., MARQUES, M., SEVERO, R.G., ROQUE, O.C.C. Engineered ecosystem for on-site wastewater treatment in tropical areas. *Water Science and Technology* 66(10): 2131-2137. 2012.
20. SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. *Diagnóstico dos serviços de Água e Esgotos: Parte2 – Tabelas de Informações e Indicadores*. Ministério das Cidades.



1º SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE APLICAÇÃO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS

9 a 11
Maio 2013
Florianópolis – SC

21. UNEP - UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. *Integrated Watershed Management – Ecohydrology Phytotechnology Manual*. Disponível em: http://www.unep.or.jp/ietc/publications/freshwater/watershed_manual. Acesso realizado em 01/11/2011.





**DESEMPENHO DE UM SISTEMA FOSSA BIODIGESTORA / ALAGADO
CONSTRUÍDO NO TRATAMENTO DE ESGOTOS DE RESIDÊNCIA RURAL**

Edson Faria da Silva⁽¹⁾

Engenheiro Agrícola e Ambiental pela Universidade Federal de Viçosa, atualmente é doutorando em Recursos Hídricos e Ambientais do Departamento de Engenharia Agrícola - UFV, membro do Grupo de Pesquisa em Qualidade Ambiental (GPQA), desenvolvendo pesquisas na área de tratamento e aproveitamento de águas residuárias agroindustriais.

Alisson Carraro Borges⁽²⁾

Professor do Departamento de Engenharia Agrícola-UFV.

Filipy Henrique Bonfim Andrade⁽³⁾

Engenheiro Ambiental pela UFV.

Antonio Teixeira de Matos⁽⁴⁾

Professor do Departamento de Engenharia Agrícola-UFV.

Mateus Pimentel de Matos⁽⁵⁾

Engenheiro Agrícola e Ambiental-UFV.

Endereço⁽¹⁾: Departamento de Engenharia Agrícola, Campus da UFV, s/n - Viçosa - MG - CEP: 36570-000 - Brasil - Tel: +55 (31) 8515-0919 - e-mail: edsfaria@yahoo.com.br

RESUMO

A fossa séptica é uma unidade de sedimentação e digestão anaeróbia de escoamento contínuo. Contudo, em princípio, tal sistema não apresenta grande eficiência na correção das características indesejáveis dos esgotos como a presença de nutrientes. No presente trabalho avaliou-se em longo prazo (24 meses), a eficiência de um sistema constituído de uma modificação na fossa séptica biodigestora proposta pela EMBRAPA, inserindo-se no último estágio um sistema alagado construído (SAC) cultivado com *Chrysopogon zizanioides* (capim vetiver). Essa modificação mostrou-se importante no ganho de remoção de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, além da remoção de 1 unidade log de *Escherichia coli*. Em média, o sistema apresentou eficiências que atenderam os principais padrões de lançamento preconizados na legislação.

PALAVRAS-CHAVE: Fossa séptica modificada, Esgoto doméstico, Alagado construído, Wetland.

INTRODUÇÃO

A técnica mais comum em áreas rurais desprovidas de sistemas de esgotamento sanitário é a chamada fossa rudimentar, constituída por fosso, fossa “negra”, entre outros, cujo uso corresponde a 48% da população rural do Brasil. A ausência de tratamento corresponde a 19% desta população, segundo o IBGE (2011).

A fossa séptica biodigestora desenvolvida pela EMBRAPA, exclusivamente para o tratamento de águas negras, tem como objetivos substituir o esgoto a céu aberto e as fossas sépticas rurais convencionais, a um custo menor para o produtor rural. Além disso, vislumbra-se o uso do efluente como adubo orgânico, minimizando gastos com adubação química. Dessa maneira, prevê-se uma melhora nos índices de saneamento rural e um incentivo para o desenvolvimento da agricultura dita orgânica (EMBRAPA, 2000).

A configuração inicialmente proposta para a fossa séptica biodigestora constitui-se de três reservatórios sequenciais. No primeiro, há o recebimento e fermentação prévia das águas negras, além de uma adição periódica de inóculo (estrupe bovino). Uma tubulação para escape de gases da digestão anaeróbia também é necessário nesse estágio. O segundo reservatório recebe o efluente parcialmente tratado do primeiro e continua o processo de biodigestão. O terceiro reservatório recebe o efluente já pronto para o uso agrícola na forma de biofertilizante, ou caso não o utilize, deve-se fazer um filtro, que permitirá a saída de água sem excesso de matéria orgânica dissolvida (NOVAES et al., 2002). Embora difundidas em certo grau, a fossa biodigestora e



as outras várias alternativas, muitas vezes são implantadas sem monitoramento sistemático e pouco se sabe sobre a eficiência dos sistemas.

Diante do exposto, objetivou-se com esse estudo, avaliar em longo prazo (dois anos), a eficiência de um sistema que consistiu de uma modificação na fossa séptica biodigestora proposta pela EMBRAPA, inserindo-se no último estágio um sistema alagado construído (SAC) cultivado com *Chrysopogon zizanioides* (capim vetiver).

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido na comunidade rural de Macena, município de Viçosa, Minas Gerais, localizada as margens da rodovia BR 120 entre os municípios de Viçosa e Teixeira (latitude 42° 51' 56" S, longitude 20° 41' 39" W). A comunidade tem uma extensão de 4,5 km de estradas, com casas bem distanciadas umas das outras, característica comum em áreas rurais.

No estudo, houve a segregação das águas residuárias geradas. O afluente a ser tratado no sistema em estudo era proveniente apenas do vaso sanitário (águas negras), produzidas por uma família de 4 pessoas.

Como exposto anteriormente, o sistema constituiu-se de 3 reservatórios fabricados em fibra de vidro (capacidade de 500 L cada) interligados por tubos de PVC com diâmetro nominal (DN) de 100 mm, conforme apresentado na Figura 1.

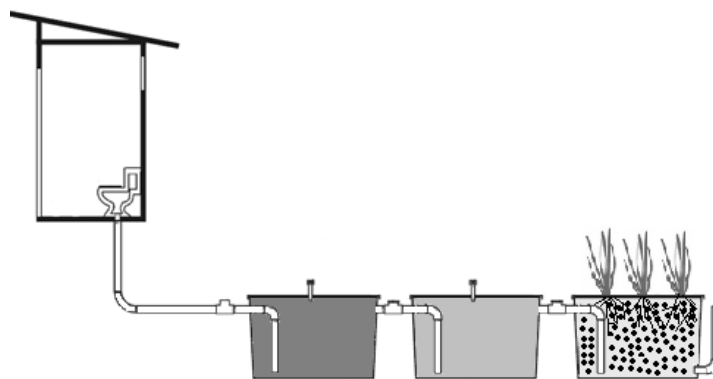


Figura 1: Desenho esquemático do sistema implantado na comunidade da Macena (Adaptado de Novaes et al., 2002).

Foram monitorados mensalmente, durante um período total de 2 anos, 4 pontos: uma caixa de inspeção situada na saída do banheiro (EB); um ponto de coleta instalado na saída do primeiro reservatório (R1); um ponto de coleta inserido a saída do segundo reservatório (R2) e um ponto de coleta inserido na saída do alagado construído (efluente final) (ET).

As variáveis caracterizadas foram: DBO, sólidos sedimentáveis, fósforo total, nitrogênio total, turbidez e *Escherichia coli*. As análises foram realizadas de acordo com o preconizado em *Standard Methods for Examination Water and Wastewater* (APHA/AWWA/WEF, 1998).

A verificação da normalidade e homogeneidade das variâncias foi realizada com o uso do teste de Shapiro-Wilk (com $\alpha = 0,05$). A posterior análise de variâncias foi feita com o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis.

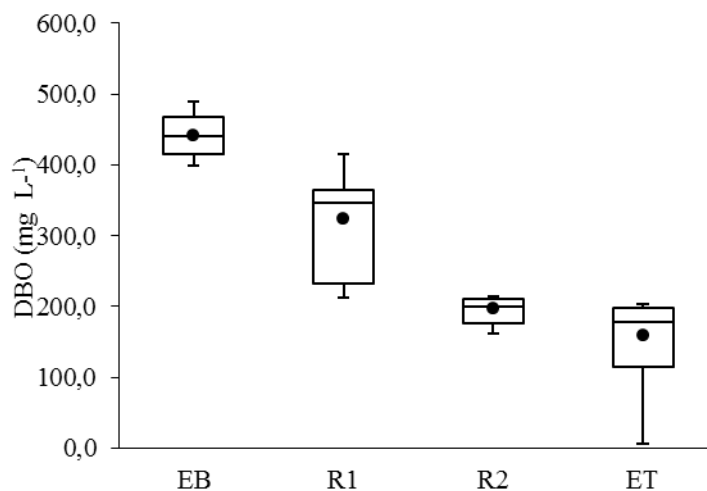
RESULTADOS E DISCUSSÃO

Após a aplicação do teste de Shapiro-Wilk, verificou-se que as variáveis não apresentam normalidade, sendo utilizado, portanto, o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis. Oliveira e von Sperling (2007) estudaram 166 estações de tratamento de esgotos em operação no Brasil e concluíram que a distribuição lognormal pode ser

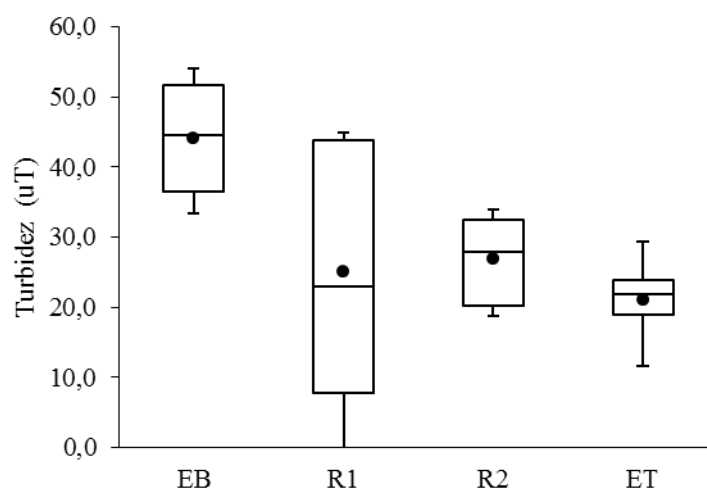


adotada como representante do comportamento de todos os constituintes efluentes, corroborando com os resultados encontrados nesse trabalho.

Na Figura 2 visualiza-se o gráfico box-plot referente às variáveis DBO e turbidez.



(a)



(b)

Figura 2: Gráficos box plot para a variação nas variáveis (a) DBO e (b) Turbidez

Pela aplicação do teste de Kruskal-Wallis, observou-se diferença significativa na DBO (Figura 2a) entre os reservatórios EB, R1 e R2 ($p < 0,01$). O mesmo não ocorreu entre os reservatórios R2 e ET ($p > 0,05$), indicando que o vetiver não atuou significativamente na remoção dessa variável. Pode-se associar esse resultado ao fato de não ter sido computadas as perdas de água por evapotranspiração, ocorrida no sistema cultivado. Ressalta-se que, conforme citado por Matos et al. (2010), a maior perda de água por evapotranspiração no sistema alagado construído cultivado causa concentração de solutos, podendo subestimar a maior eficiência do sistema. De fato, o modelo proposto obteve uma eficiência de 60,96% na remoção de DBO, estando dentro dos padrões estabelecidos na legislação em vigor do Conama, Resolução do n° 430/2011, que estabelece uma eficiência de remoção mínima de 60% para efluentes de tratamento de esgoto sanitário (BRASIL, 2011). Essa eficiência também atende a Deliberação Normativa n°1/2008 do Copam, que estabelece eficiência mínima de 60% para sistemas de tratamento de esgotos domésticos e de percolado de aterros sanitários municipais (MINAS



GERAIS, 2008). Quanto às demais variáveis, a legislação do Conama e a Deliberação do Copam não definem eficiência de remoção.

Quanto a turbidez (Figura 2b), o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis indica que houve diferenças significativas entre os reservatórios EB e R1 ($p < 0,0001$), EB e R2 ($p < 0,0001$), EB e ET ($p < 0,0001$) e também entre R2 e ET ($p < 0,05$), indicando que os reservatórios funcionaram como decantadores para sedimentação dos sólidos em suspensão, como detritos orgânicos e inorgânicos, algas e bactérias, os quais podem interferir na qualidade da água para reuso. Assim, a modificação no terceiro reservatório, através da inserção da brita, influenciou na remoção dos sólidos em suspensão que podem ter ficado retidos entre os espaços porosos.

A fossa biodigestora modificada promoveu uma remoção de turbidez com eficiência de 50,52%. A Resolução do Conama nº 357/2005 estabelece um valor inferior a 100 uT para as classes 2 e 3 (BRASIL, 2005). Como foi encontrado no ET um valor de 22 uT, não haveria problemas de lançamento desse efluente, quanto a turbidez, desde que não se altere a classe de enquadramento do curso d'água receptor.

Avaliou-se também, na saída do reservatório ET, os sólidos sedimentáveis, cujo valor mediano encontrado esteve sempre abaixo de 1 mL L^{-1} preconizado pela Deliberação Normativa nº 1 de 2008 do Copam (MINAS GERAIS, 2008), observando bom rendimento do sistema na remoção dessas partículas sedimentáveis contidas no esgoto doméstico.

Na Figura 3 visualiza-se o gráfico box-plot referente às variáveis nitrogênio total e fósforo total.

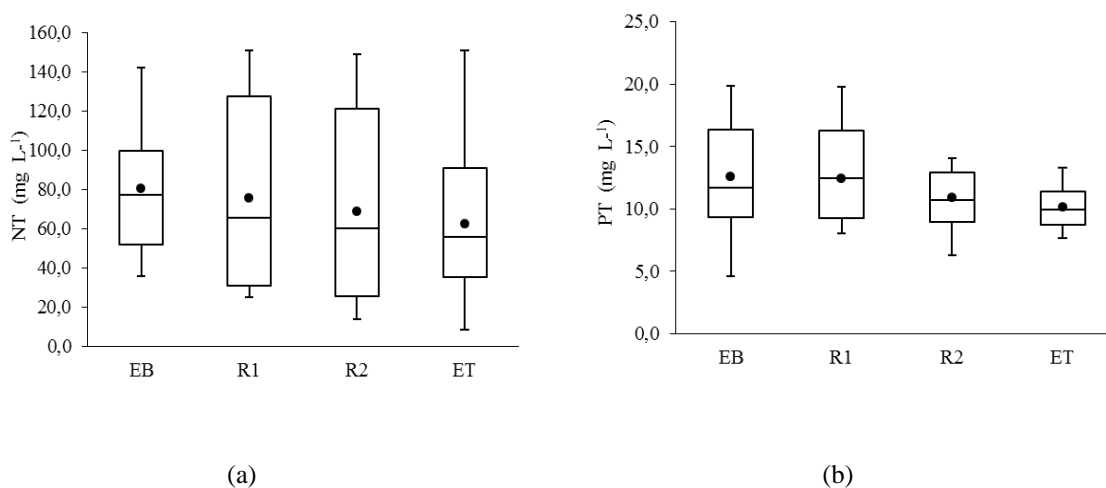


Figura 3: Gráficos Box plot para a variação nas variáveis (a) nitrogênio total e (b) fósforo total.

Pela aplicação do teste de Kruskal-Wallis, para o nitrogênio e o fósforo, constatou-se não haver diferenças significativas entre os reservatórios, principalmente entre R2 e ET ($p > 0,05$), sugerindo que a presença do capim vetiver não contribuiu significativamente para a remoção desses nutrientes. Analisando a eficiência na remoção de nitrogênio do sistema de 29%, e de fósforo de 21%, foi possível constatar que, embora seja pequena, ela existe. Este resultado difere dos resultados encontrados por Cull et al. (2000), citado por Ucker et al. (2012), onde os autores mostraram que o capim vetiver tem uma rápida, constante e alta capacidade na remoção de nutrientes como nitrogênio e fósforo, além de grandes quantidades de agroquímicos e metais pesados. Ucker et al. (2012), avaliando a remoção de nitrogênio e fósforo do esgoto sanitário em um sistema de alagados construídos utilizando o capim vetiver, encontraram valores de remoção de 90,5% de fósforo total e 93,9% de nitrogênio amoniacal. Embora esses valores diferem daqueles encontrados nesse trabalho, esses resultados corroboram com o objetivo dessa pesquisa na modificação do sistema Fossa-Embrapa, principalmente no que se refere ao cultivo dessa espécie.



O esgoto doméstico apresentou concentração mediana de fósforo de $10,23 \text{ mg L}^{-1}$ no efluente do sistema. Segundo von Sperling (1996), os limites típicos variam entre 5 e 25 mg L^{-1} . A baixa concentração de fósforo pode ser explicada pela baixa concentração de matéria orgânica no efluente.

Segundo Van de Moortel et al. (2009), citado por Ucker et al. (2012), o aumento na eficiência de remoção de fósforo pela capacidade de adsorção por meio de substratos, pode ser atribuído a capacidade de liberação de oxigênio pelas raízes das plantas pode aumentar a capacidade de adsorção do fósforo por meio dos substratos.

De acordo com Metcalf & Eddy (1991), os microrganismos que atuam no tratamento necessitam de macronutrientes para o seu metabolismo, normalmente mensurados através da relação entre $\text{DBO:N}_T:\text{P}_T$, recomenda-se 100:5:1. Essa relação é comumente encontrada em esgotos domésticos. Ao comparar a relação entre $\text{DBO:N}_T:\text{P}_T$ que entra no sistema, observa-se a relação 34:7:1, ou seja, a quantidade de nitrogênio e fósforo são suficientes ou até excedem a necessidade de macronutrientes para o metabolismo dos microrganismos.

Na Figura 4 visualiza-se o gráfico box-plot referente à variável *Escherichia coli*.

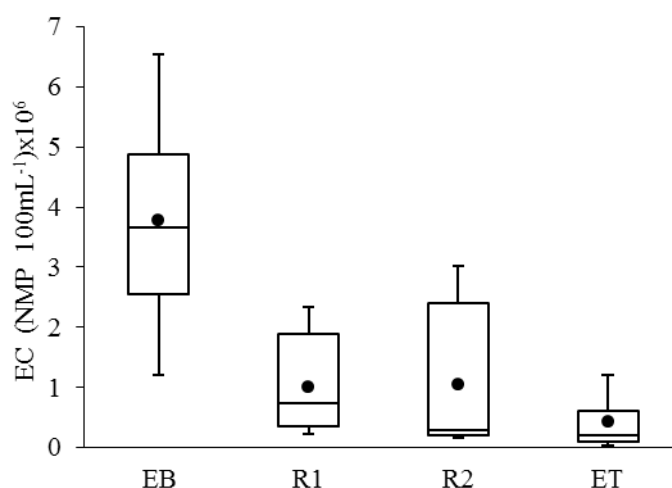


Figura 4. Gráficos Box plot para a variação na variável *Escherichia coli*.

Aplicando o teste de Kruskal-Wallis, constatou-se que houve diferenças significativas entre os reservatórios EB e ET ($p < 0,01$), mas não houve entre os demais reservatórios ($p > 0,05$), sugerindo não haver influência do capim vetiver na remoção de patógenos. O sistema foi avaliado também quanto à remoção de *Escherichia coli*, obtendo eficiência de remoção de 1 unidade log. Este resultado não difere muito daquele obtido por Vacca et al. (2005), citado por Ramos et al. (2011), para tratamento de esgoto sanitário em alagados construídos cultivados com a espécie *Phragmites australis* na Alemanha obtendo remoção de coliformes de 2 unidades log. Conforme salienta von Sperling (1996), essas bactérias não são perigosas, mas sua presença aventa a possibilidade da presença de micro-organismos patogênicos, uma vez que os coliformes apresentam resistência aproximadamente similar à maioria das bactérias patogênicas intestinais. Brix (1993) e Tchobanoglous (1991), citados por Almeida et al. (2005), enfatizam que a vegetação desempenha um papel fundamental no tratamento de esgotos em função da transferência de oxigênio através das raízes, ao fundo das bacias de tratamento, tornando o ambiente propício ao desenvolvimento de micro-organismos que atuam no tratamento biológico.

É importante ressaltar a necessidade de se fazer o acompanhamento do processo, pois, entre outros danos, a ausência de tratamento adequado favorece a emissão de gases com grande potencial de intensificação do efeito estufa, como o metano, além do potencial risco de contaminação de águas superficiais e subterrâneas.



CONCLUSÕES

De acordo com os dados obtidos conclui-se que:

- A Fossa-Embrapa Modificada se mostrou eficiente na remoção de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, devido à inserção do alagado construído cultivado com vetiver;
- Houve remoção de 1 unidade log na remoção de *Escherichia coli*;
- Houve uma eficiência na remoção de DBO superior a 60%, atendendo aos padrões de lançamento pela legislação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALMEIDA, R. de A.; ALMEIDA, N. A. M. **Remoção de coliformes do esgoto por meio de espécies vegetais**. Revista Eletrônica de Enfermagem, v. 07, n. 03, p. 308 - 318, 2005. Disponível em <http://www.revistas.ufg.br/index.php/fen>. Acesso em: 15/03/2013.
2. APHA et al., Standard methods for the examination of water and wastewater. 18th ed. New York, Public Health Association. 1998.
3. BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA/MMA. Resolução CONAMA nº 357/2005, de 17 de março de 2005. DOU 18/03/2005.
4. BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA/MMA. Resolução CONAMA nº 430/2011, de 13 de maio de 2011. DOU 16/05/2011.
5. EMBRAPA, Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento. NOVAES, A. P. de. Utilização de uma fossa séptica biodigestora para melhoria do Saneamento Rural e desenvolvimento da Agricultura Orgânica. Fossa Séptica Biodigestora, 2000.
6. IBGE. Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios. Banco de Dados Agregados. (2011). Disponível em: <http://www.sidra.ibge.gov.br/pnad/pnadpb.asp?o=3&i=P>. Acesso em: 23/12/2012.
7. METCALF, L.; EDDY, H. P. Tratamiento y depuración de las aguas residuales. Barcelona: Labor, 1981.
8. MINAS GERAIS. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG N.º 1, de 05 de Maio de 2008. Diário do executivo de Minas Gerais, 13/05/2008.
9. NOVAES, A. P.; SIMÕES, M. L.; NETO, L. M.; CRUVINEL, P. E.; SANTANA, A.; NOVOTNY, E. H.; SANTIAGO, G.; NOGUEIRA, A. R. A. Utilização de uma fossa biodigestora para melhoria do saneamento rural e desenvolvimento da agricultura orgânica. EMBRAPA, 2002. 14p.
10. OLIVEIRA, S. C.; VON SPERLING, M. Análise da confiabilidade de estações de tratamento de esgotos. Engenharia Sanitária e Ambiental. Vol.12 - Nº 4 - out/dez 2007, p. 389-398.
11. RAMOS, N. F. S. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em sistemas alagados construídos: Desempenho e modelagem hidráulica- cinética. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Viçosa. UFV. 2011.
12. UCKER, F. E.; ALMEIDA, R. A.; KEMERICH, P. D. C. Remoção de nitrogênio e fósforo do esgoto sanitário em um sistema de alagados construídos utilizando o capim vetiver. Ambi-Agua, Taubaté, v. 7, n. 3, p. 87-98, 2012.
13. VON SPERLING, M. Princípios básicos do tratamento de esgotos. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (UFMG), 1996.



**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA NO TRATAMENTO DE EFLUENTE DE
BOVINOCULTURA DE LEITE EM REATOR ANAERÓBIO
COMPARTIMENTADO SEGUIDO DE WETLAND CONSTRUÍDO.**

SILVA, E. M.⁽¹⁾

Professor do IFSULDEMINAS - Campus Inconfidentes, Doutorando em Engenharia Agrícola pela Faculdade de Engenharia Agrícola da UNICAMP. .

BROTA, G. A.

Tecnólogo em Saneamento Ambiental, Técnico do laboratório de saneamento da Faculdade de Engenharia Agrícola da Universidade Estadual de Campinas.

MORETTI, E. R.

Tecnóloga em Saneamento Ambiental Doutoranda na Faculdade de Engenharia Agrícola da UNICAMP.

CASTANHO, T.

Tecnóloga em Saneamento Ambiental pela Universidade Estadual de Campinas (2012).

ROSTON, D. M.

Professor da Faculdade de Engenharia Agrícola - UNICAMP.

Endereço⁽¹⁾: Av. Candido Rondon, 501 – Bairro Cidade Universitária - Campinas - SP - CEP: 13083-875 - Brasil - Tel: +55 (19) 3521-1121 - Fax: +55 (19) 3521-1005 - e-mail: edumaxdasilva@gmail.com

RESUMO

O efluente de bovinocultura de leite lançado nos cursos d'água provoca graves danos ambientais devido à sua alta carga orgânica. Portanto devem ser tratados visando a redução dos impactos ambientais provocados por este tipo de atividade. Este trabalho avaliou o desempenho de um sistema de tratamento composto por caixas de sedimentação, desarenador, tanque de equalização, caixa de gordura, pré-filtro, reator anaeróbio compartimentado e wetland construído no tratamento de efluente de bovinocultura de leite. O *wetland construído* foi vegetado com Biri-biri (*Canna generalis*) e Mini papiros (*Cyperus alternifolius*) e utilizou-se como meio suporte brita nº 2, sob tempo de detenção hidráulica de 3,6 dias. A eficiência do sistema proposto foi avaliada quanto à remoção da carga orgânica carbonácea, fósforo, nitrogênio e sólidos totais. Verificou-se que foi possível remover, em média, 98,58% e 96,78% de DBO e DQO, respectivamente. A redução de nitrogênio foi representativa com média de 97,48% de redução de N-NTK. A redução média de fósforo pelo sistema foi de 93,36%. As concentrações de sólidos foram reduzidas em valores médios de 96,27%. Os resultados indicam que o sistema foi eficiente no tratamento de efluente de bovinocultura de ordenha.

PALAVRAS-CHAVE: *Wetland* construído, Efluente de bovinocultura de leite, sistema de tratamento natural

INTRODUÇÃO

Para atender a demanda da crescente população humana por alimentos, o confinamento de animais é uma opção para aumentar a produção e a produtividade agropecuária. Entretanto, os sistemas de criação em confinamento podem aumentar a quantidade de dejetos e os impactos ambientais causados por seu despejo sem tratamento em corpos aquáticos (OLIVEIRA, 1993). Como exemplo, temos a produção de leite.

O destino dos resíduos líquidos das instalações da bovinocultura de leite, ou de ordenha, no Brasil vem sendo os cursos d'água, utilizando a diluição como forma de eliminar os efluentes gerados nas instalações. Os prejuízos ambientais podem se agravar quando esses resíduos, que possuem altas cargas orgânicas carbonáceas e de nutrientes como nitrogênio e fósforo, são arrastados para os cursos d'água, reduzindo os teores de oxigênio, o que pode provocar a eutrofização de rios, riachos, lagoas e lagoas.

Assim, o lançamento dos efluentes de vacas leiteiras confinadas trata-se de uma preocupação que vem ganhando interesse em diversas partes do mundo, pois uma das maiores dificuldades no gerenciamento dos confinamentos é o volume de dejetos produzidos diariamente numa área reduzida. Quando os efluentes são



lançados indiscriminadamente na natureza, tem-se além de impactos ambientais, perdas econômicas devido ao seu valor nutricional. Esta perda pode ser evitada através do manejo dos dejetos de forma que permita a ciclagem dos nutrientes na produção de alimentos para os próprios animais. (TAMMINGA, 2003)

O tratamento de efluentes oriundos da criação de animais confinados, como forma de adequá-los à qualidade desejada ou ao padrão de qualidade vigente, está associado aos conceitos do nível e da eficiência do tratamento.

Os processos de tratamento de águas residuárias baseados em sistemas naturais, que voltaram à tona nos Estados Unidos com o advento de CLEAN WATER ACT de 1972, possuem vantagens em relação aos sistemas convencionais. Destaca-se: baixo custo de implantação, operação pouco mecanizada, baixa manutenção e de fácil operação. O Brasil é um dos países que oferecem excelentes condições climáticas e ambientais para a implantação desse tipo de sistema onde se incluem os reatores anaeróbios, lagoas de estabilização e os leitos cultivados ou *wetlands* construídos (do inglês *constructed wetlands*).

Os *wetlands* construídos são baseados nos alagados naturais, como pântanos e brejos, onde vegetam espécies de plantas aquáticas ou macrófitas (PATERNIANI & ROSTON, 2003). Estes sistemas construídos agem como filtros biológicos, onde o tratamento de efluentes ocorre por mecanismos físico-químicos, reações de degradação biológica aeróbia e anaeróbia (WOOD, 1995). Os *wetlands* construídos com fluxo subsuperficial são, essencialmente, filtros horizontais lentos, nos quais se utiliza um meio suporte – brita, solo, palha de arroz, vermiculita dentre outros – no qual as raízes das plantas se desenvolvem. (ROSTON, 1994; SOUZA & BERNARDES, 1996). As águas residuárias escoam horizontalmente através do meio suporte, entrando em contato com os micro-organismos que vivem associados ao meio suporte e às raízes das macrófitas (COOPER, 1983). Este sistema mostra-se eficiente no polimento de águas residuárias previamente tratadas, elimina odores, não oferece condições para o desenvolvimento e proliferação de mosquitos e impossibilita o contato de pessoas e animais com a lâmina de água, pois essa se encontra a alguns centímetros abaixo da superfície do meio suporte, além de ter um aspecto paisagístico importante (ROSTON, 1994; SOUZA & BERNARDES, 1996).

OBJETIVO

Avaliar a capacidade do sistema de tratamento de bovinocultura leiteira manejados em regime de confinamento, em remover poluentes dos efluentes gerados na Unidade Educativa de Produção (UEP) de Bovinocultura de Leite do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais (IFSULDEMINAS) – Campus Inconfidentes.

MATERIAL E MÉTODOS

Local do Experimento

A Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) das instalações do rebanho leiteiro do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais (IFSULDEMINAS) – Campus Inconfidentes está construída na Unidade Educativa de Produção (UEP) de bovinocultura leite, conforme (Figura-1) localizada na rodovia MG 290, km 46, município de Inconfidentes/MG,



Figura-1: Localização do Experimento da Unidade Educativa de Produção (UEP) de bovinocultura leite - Inconfidentes - MG

Composição e manejo do rebanho leiteiro

O rebanho bovino da UEP de bovinocultura leite do IFSULDEMINAS – Campus Inconfidentes conta em média com cem animais. O rebanho leiteiro do Campus Inconfidentes é composto pela raça holandesa, variedade preta e branca, registrados na Associação dos Criadores de Gado Holandês de Minas Gerais (ACGHMG), manejados no regime de confinamento. As vacas lactantes são ordenhadas duas vezes por dia, de manhã (7:00 h) e a tarde (18:00 h). O intervalo da primeira para a segunda ordenha é de onze horas e da segunda para a primeira ordenha do dia seguinte, de treze horas.

Sala de Ordenha

A sala de ordenha está equipada com ordenhadeira mecânica, tipo espinha de peixe, com circuito fechado (o leite ordenhado segue diretamente para o resfriador), com capacidade para ordenhar oito vacas simultaneamente (2X4X8). Logo após a ordenha, a sala é lavada com água pressurizada.

Sala de Leite

A sala de leite é utilizada para armazenar e resfriar o leite ordenhado. Está equipada com dois tanques de expansão (usados no resfriamento e na homogeneização do leite) com capacidade total para 2.500 l/dia de leite.

Free Stall

Sistema *Free-stall* surgiu nos Estados Unidos na década de 50 e rapidamente difundiu-se pelos demais países produtores de leite dadas as vantagens tanto sobre a estabulação convencional, quanto sobre o confinamento em estábulos com área de repouso coletivo, no que concerne à permanência de animais mais limpos e ao menor requerimento de material de cama, (Figura-2). No sistema “*free-stall*” os animais permanecem lado a lado, em baias individuais que devem ser bem dimensionadas, com largura suficiente para o conforto do animal, sem, entretanto, permitir que o mesmo se vire. O comprimento das baias deve ser o suficiente para o animal deitar-se, permanecer com o úbere e as pernas alojadas internamente, enquanto as dejeções devem ser lançadas no corredor de limpeza ou serviço (CAMPOS, *et al.* 2006). As vacas ficam soltas em um galpão independente, coberto, com piso de concreto rústico com 2% de declividade em direção a canaletas centrais, utilizadas na captação de dejetos e restos de água dos bebedouros. Pela manhã e tarde, o interior das canaletas do *free-stall* é lavado para a retirada do excesso de dejetos acumulados. Os animais têm liberdade para entrar e sair das baias individuais de descanso (com cama de areia), comer em qualquer local do cocho e beber água nos bebedouros disponíveis. É uma instalação para alimentação e descanso das vacas leiteiras nos intervalos entre as ordenhas com capacidade para trinta e oito vacas em lactação.



Figura-2: Free Stall – Área de área de repouso coletivo dos animais

Rede de coleta e distribuição de efluentes líquidos de bovinocultura confinada de leite

Os efluentes líquidos são compostos por material oriundo da excreção das vacas leiteiras, restos de bebedouros, lavagem das canaletas do *free-stall*, lavagem pressurizada do piso da sala de ordenha, lavagem automática da ordenhadeira mecânica, lavagem e higienização das salas de ordenha e de leite, lavagem e higienização dos equipamentos da sala de ordenha e sala de leite. Estes efluentes são canalizados para as caixas de retenção por uma rede de encanamentos e caixas de distribuição específicos.

Sistemas naturais para tratamento de resíduos líquidos de bovinocultura de leite

A Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) trata o efluente de bovinocultura de leite em sete etapas, representadas no fluxograma da Figura-3.

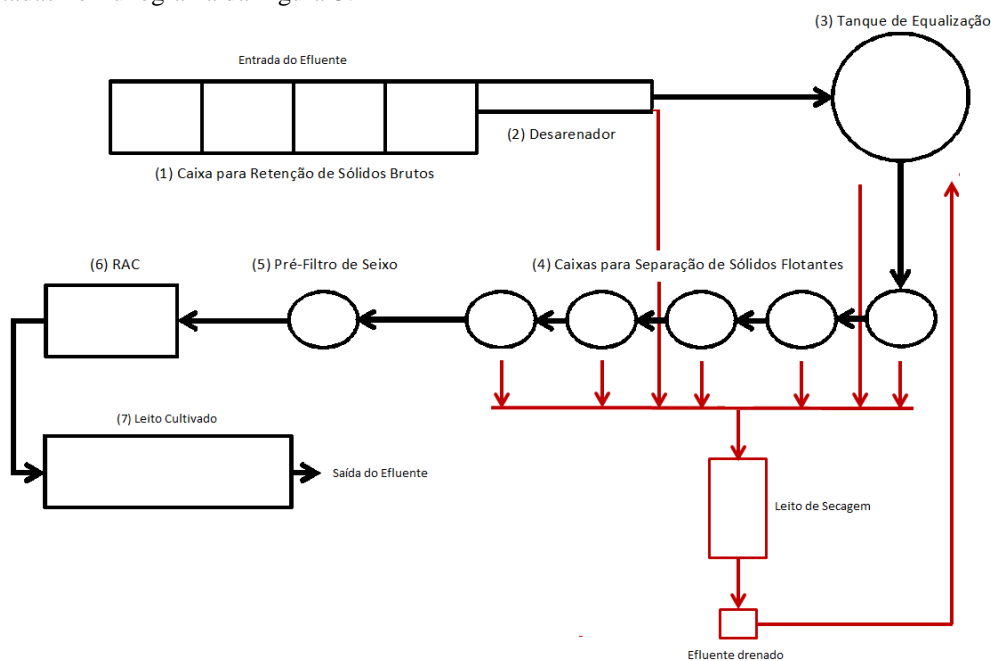


Figura-3: Fluxograma do sistema de tratamento de efluente de bovinocultura de leite.



O tratamento do efluente de bovinocultura confinada de leite na ETE, inicia-se nas caixas de retenção. Estão instaladas quatro caixas de retenção de alvenaria que recebem os resíduos líquidos resultantes do processo de criação e ordenha dos animais. Nessas quatro caixas, que operam em rodízio até enchimento com sólidos, foram instaladas grelhas de concreto vazadas para retenção da fração sólida e drenagem da porção líquida do efluente bruto.

Um desarenador está instalado em seguida às caixas de retenção, para reter areia e materiais grosseiros, como pedriscos, silte, escórias, cascalhos etc. O efluente do desarenador é encaminhado para um tanque de equalização. Em seguida, o efluente passa pela caixa de gordura para retenção da fração de gordura proveniente dos resíduos de leite e segue para um pré-filtro de seixo rolado de rio, responsável pela retenção de parte considerável de sólidos.

A próxima unidade é o RAC (Reator Anaeróbico Compartimentado) Figura-4A e 4B, contendo três câmaras em série, onde se inicia o tratamento biológico. O RAC é alimentado por uma bomba helicoidal com controle de frequência. Sua construção é em alvenaria com volume total de 500 litros, sendo a primeira câmara com capacidade de 250 litros e as outras duas câmaras com capacidade de 125 litros cada. O RAC, responsável pelo tratamento secundário do sistema, possui tempo de detenção hidráulica (TDH) de 3,6 dias em fluxo contínuo.



Figuras- 4A e 4B: Vista interna e externa do Reator Anaeróbico Compartimentado do sistema de tratamento de efluente de bovinocultura de leite.

Na sequência do RAC, o efluente é direcionado para uma *Wetland construído* de fluxo subsuperficial cultivada com macrófitas aquáticas, Figura-5.



Figura:5: Vista da *Wetland construída* do sistema de tratamento de efluente de bovinocultura de leite.



O afluente a *Wetland construído* é oriundo da terceira câmara do reator anaeróbio compartimentado. A *wetland* foi construída em alvenaria com dimensões de 10,50 m de comprimento, 3,50 m de largura e 1,20 m de altura total. A altura da brita, utilizada como leito, atinge 1,00 m e o efluente atinge altura de 0,80 m. O volume efetivo total de efluente no leito cultivado é de 14,7 m³. O tempo de detenção hidráulica (TDH) previsto para este o leito cultivado é de 3,6 dias. O meio suporte utilizado é brita nº 2, com um índice de vazios de 50%. As plantas utilizadas foram o Biri-biri em 50% do tanque e o Mini-papiro nos outros 50% do tanque, Figuras- 6A e 6B.



5A



5B

Figuras- 6A e 6B: Espécies de Biri-biri e Mini papiro respectivamente, plantadas no wetland construído do sistema de tratamento de efluente de bovinocultura de leite.

Os parâmetros selecionados para avaliar a eficiência do sistema foram DBO₅, DQO, nitrogênio, fósforo e sólidos totais. Parâmetros estes que abrangem quase que a totalidade dos compostos presentes em um efluente de bovinocultura de leite apresentando significativas concentrações.

As análises laboratoriais foram realizadas no laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia Agrícola da Unicamp, em Campinas/SP. As variáveis avaliadas e os métodos utilizados nas análises laboratoriais estão descritos, a seguir, na Tabela-1.

Tabela 1: Parâmetros e Técnicas Analíticas Utilizadas.

PARÂMETROS	TÉCNICA ANALÍTICA	UNIDADE
DQO	Standard Methods, Refluxo Aberto	mg/L
DBO	Standard Methods, Oxidirect	mg/L
NTK	Standard Methods, Refluxo Aberto	mg/L
FÓSFORO	Standard Methods, Ácido. Ascórbico	mg/L
SÓLIDOS TOTAIS	Standard Methods, Gravimétrico	mg/L

As análises foram realizadas com periodicidade mensal no período de Outubro de 2011 a março de 2013.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Remoção de Matéria Orgânica (DQO)

A remoção de matéria orgânica mensurada pela Demanda Química de Oxigênio – DQO pode avaliar de forma significativa o sistema de tratamento de efluentes de bovinocultura. Identificou-se eficiência geral de remoção de até 98,21% quando comparado com os valores médios do afluente do sistema com os valores médios do efluente na saída do *Wetland* conforme se observa na Figura-7.

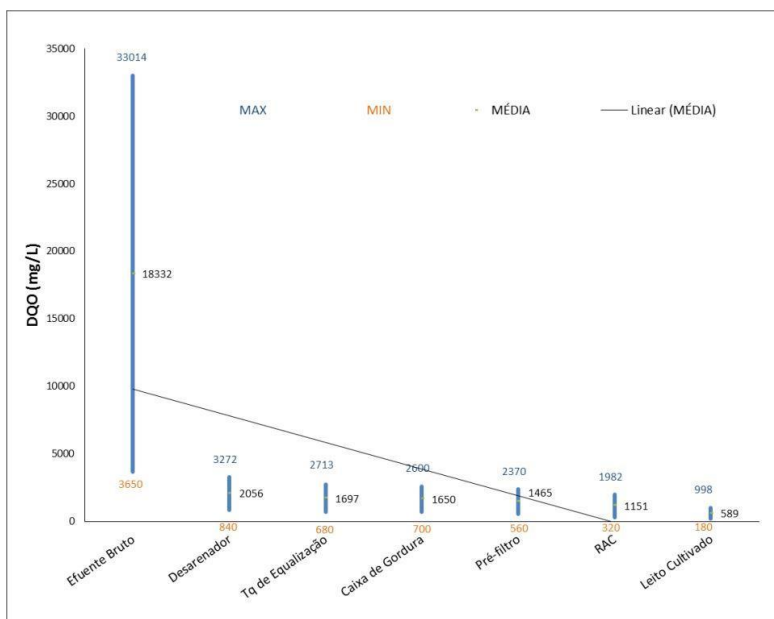


Figura-7: Gráfico com valores médios de DQO – Demanda Química de Oxigênio (mg/L)

Remoção de Matéria Orgânica – DBO

A remoção de matéria orgânica mensurada pela Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO₅ pode avaliar de forma mais específica o sistema de tratamento de efluentes de bovinocultura em análise, uma vez que esta metodologia utilizada representa uma realidade mais próxima do sistema de tratamento, fazendo uso de organismos para a degradação do efluente. Atingiu-se eficiência global de remoção de DBO de até 98,58% quando comparado com os valores médios do afluente ao sistema com os valores médios do efluente após a saída do da *wetland*, conforme se observa no gráfico da Figura-8.

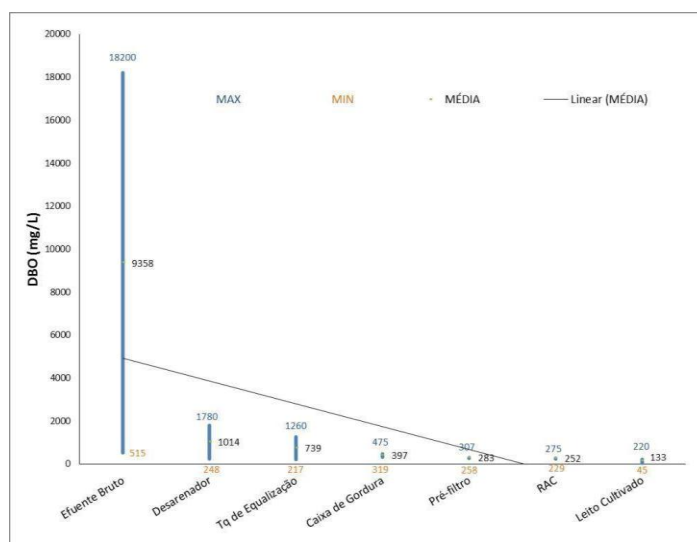


Figura-8: Gráfico com valores médios de Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L)

Remoção de Nutrientes

Os nutrientes avaliados foram Nitrogênio Total Kjeldahl e o Fósforo Total (P) em concentrações na ordem de mg.L⁻¹.



O Nitrogênio é classificado como um macronutriente estando na forma orgânica e iônica (NH_4^+) ou na forma livre (NH_3), o que corresponde à matéria no estado natural, como proteínas, peptídeos, ácidos nucleicos, ureia e numerosos compostos orgânicos sintéticos. Após passar pelo sistema de tratamento de efluente de bovinocultura de leite da Unidade Educativa de Produção (UEP) de Bovinocultura de Leite do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais (IFSULDEMINAS) – Campus Inconfidentes verificou-se remoção de 97,48% conforme pode ser visto na Figura-9.

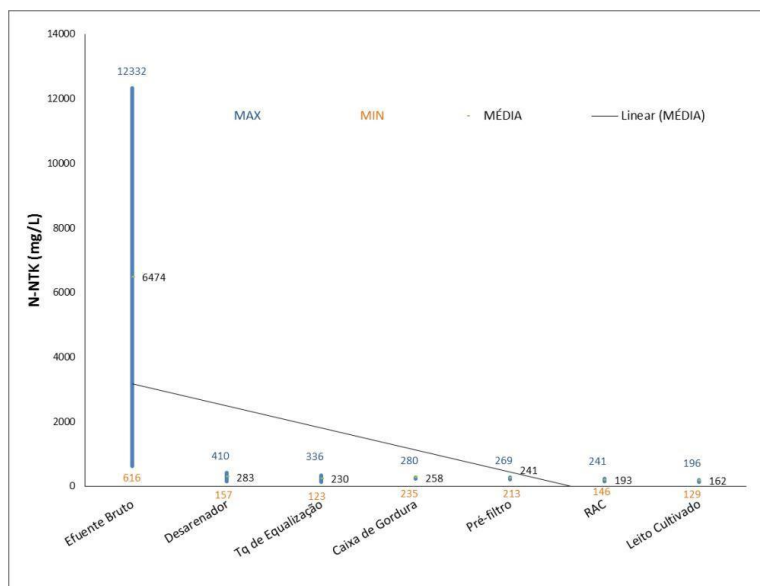


Figura- 9: Gráfico com valores médios de Nitrogênio Total Kjeldahl - NTK (mg/L)

Apesar da elevada percentagem de remoção do macronutriente Nitrogênio Total Kjeldahl, essa maior remoção ocorreu pontualmente no sistema, indicando a necessidade de melhorias, principalmente nas unidades subsequentes à remoção de sólidos, convergindo com uma melhora da eficiência do reator anaeróbio, assim como a *Wetland*.

Assim como o nitrogênio, o fósforo teve uma redução expressiva. Na avaliação geral, a eficiência de remoção do fósforo esteve em valores médios de 93,36%. No entanto, sua remoção se manteve elevada nas unidades posteriores a caixa de retenção de sólidos brutos do sistema, obtendo-se uma remoção posterior a etapa do desarenador de 60,29%. Apesar das concentrações médias continuarem elevadas, na ordem de (27 mg.L^{-1}) na saída da *wetland*, houve uma tendência de redução dessas concentrações. Conforme pode ser observado na Figura-10, ocorreu com uma ligeira inclinação da linha (linear – Média) do gráfico.

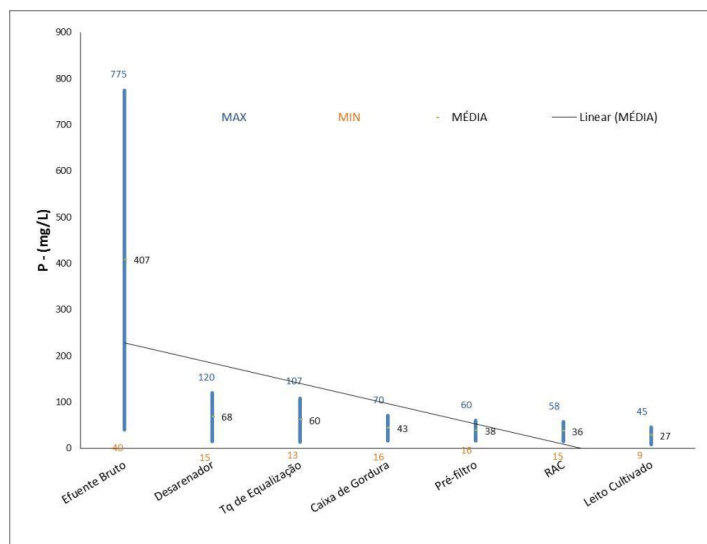


Figura- 10: Gráfico com valores médios de Fósforo (mg/L).

Remoção de Sólidos

Os sólidos são um importante parâmetro de avaliação. Sua concentração e natureza podem variar muito, podendo tornar a água imprópria para o consumo e até mesmo para recreação, caso o efluente não seja tratado adequadamente.

O efluente de bovinocultura de ordenha de leite geralmente apresenta elevada concentração de sólidos, em valores médios foram obtidas concentrações de 38 mg.L^{-1} de sólidos totais para o efluente bruto. Já a saída do sistema apresentou uma concentração média de $1,45 \text{ mg.L}^{-1}$, resultando em uma eficiência de remoção de 96,26%, conforme Figura-10.

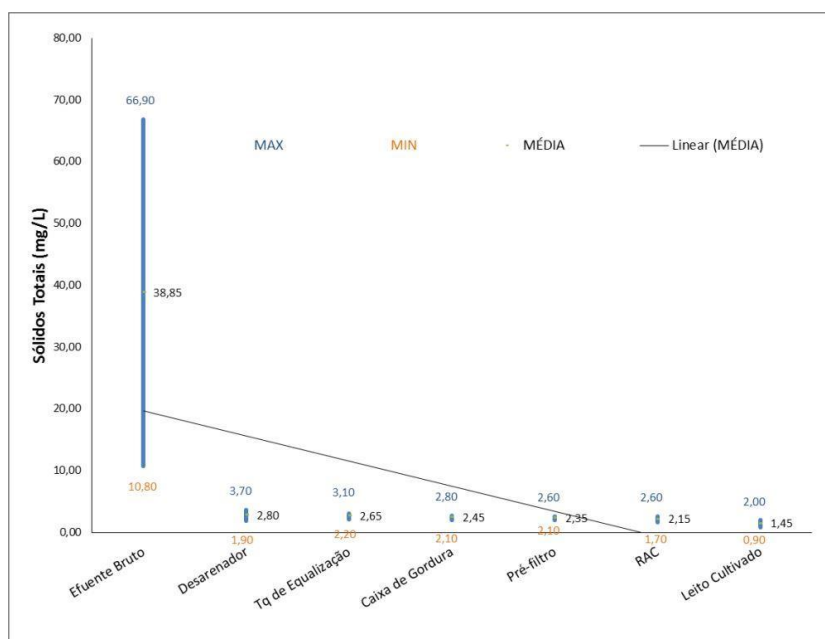


Figura-10: Gráfico com valores médios de Sólidos Totais (mg/L).



CONCLUSÃO

De acordo com os resultados apresentados nesse trabalho foi possível concluir que as caixas de sedimentação de sólidos foram responsáveis pela maior remoção do aporte de matéria orgânica e nutrientes. Apesar do sistema demonstrar um potencial de tratamento de mais de 90% de remoção de sólidos, é possível inferir que os demais módulos de tratamento, como principalmente o Reator Anaeróbio Compartimentado – RAC e a *Wetland Construído* necessitam de um monitoramento operacional para elevar suas eficiências na remoção dos compostos avaliados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. OLIVEIRA, P. V. A. Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos. Concórdia: EMBRAPA-CNPISA, 1993. 188p.
2. TAMMINGA, S. Pollution due to nutrient losses and its control in european animal production. *Livestock Production Science*, Amsterdam, v.84, p. 101-111, 2003.
3. CAMPOS, A. T.; KLOSOWSKI, E. S.; CAMPOS, A. T. de. Construções para gado de leite: Instalações para Novilhas. 2006. Artigo em Hypertexto. Disponível em: <<http://www.infobibos.com/artigos/zootecnia/constleite/index.htm>>. Acesso em: 9/9/2009.
4. PATERNIANI, J. E. S.; ROSTON. D. M. Tecnologias para tratamento e reuso da água no meio rural. In: hamada, E. (Ed.) *Água, agricultura e meio ambiente no Estado de São Paulo: avanços e desafios*. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2003.
5. WOOD, A. Constructed wetlands in water pollution control: fundamentals to their understanding. *Wat. Sci. and Tech.*, vol. 32, no 3, pp. 21-29, 1995
6. ROSTON, D. M. Uso de várzeas artificiais para tratamento de efluente de tanque séptico. Anais: XXIII Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola, Campinas/SP, no 94-7- 210, Julho/1994.
7. SOUZA, L. E. L. & BERNARDES, R. S. Avaliação do desempenho de um rafa no tratamento de esgotos domésticos, com pós-tratamento através de leitos cultivados. Anais: Simpósio Italo-Brasiliiano de Ingeniería Sanitaria-Ambientale, Gramado/RS, vol. I, no 9, junho/1996.
8. COOPER, P. F. The use of bed systems to treat domestic sewage: the european design and operations guidelines for reed bed treatment systems. In MOSHIRI, G.A. (Ed.) *Constructed wetlands for water quality improvement*. Boca Raton, FI: Lewis Publishers, 1993. p. 203-217.



A EVAPOTRANSPIRAÇÃO DAS GRAMÍNEAS CAPIM DA PRAIA (*PASPALUM VAGINATUM*) E CAPIM DE BURRO (*CYNODON DACTYLON*) EM SISTEMAS DE TERRAS ÚMIDAS CONSTRUÍDAS UTILIZANDO EFLUENTES INDUSTRIAIS TÊXTEIS

José Wilmar da Silveira Neto ⁽¹⁾

Engenheiro agrônomo, Mestre em Tecnologias Tropicais, Doutor em Engenharia Civil. Integrante da German Alumni Water Network e coordenador interino dessa rede na América Latina.

Suetônio Mota ⁽²⁾

Engenheiro Civil e Sanitarista; Doutor em Saúde Ambiental; Professor Titular do Centro de Tecnologia da Universidade Federal do Ceará.

André Jalles Monteiro ⁽³⁾

Estatístico, Doutor em Agronomia, Professor Adjunto da Universidade Federal do Ceará, Departamento de Estatística.

Endereço ⁽¹⁾: Rua Eng. Plácido Coelho Júnior, 154 CEP: 60181-055- Fortaleza – Ceará – Brasil Telefone +55 (85) 99538948 - e-mail: jwilmarsn@gmail.com

RESUMO

O termo “Terras Úmidas Construídas” ou “Constructed Wetlands” refere-se à tecnologia de tratamento de águas residuárias baseada nos processos físicos, químicos e biológicos encontrados nos ecossistemas das várzeas naturais. Estes sistemas têm como os principais componentes o meio suporte (que pode ser solo, areia, brita ou outro material), espécies vegetais, mais conhecidas como macrófitas aquáticas e microrganismos associados às raízes dessas plantas que são os principais responsáveis pela remoção dos contaminantes da água residuária.

Esse trabalho analisa um fator importante na variação de parâmetros físico, químicos e biológicos em sistemas de terras úmidas construídas de fluxo subsuperficial, a saber, a evapotranspiração. Esse parâmetro também é importante para se explicar a concentração de determinados parâmetros físico-químicos dos efluentes de terras úmidas construídas. A transpiração do capim da praia (*Paspalum vaginatum*) estatisticamente pouco influenciou no valor da evapotranspiração, em relação aos tanques testemunha, enquanto que a cobertura vegetal do capim de burro (*Cynodon dactylon*) ajudou a reduzir a evapotranspiração. Recomenda-se que o capim da praia (*Paspalum vaginatum*) seja preferido em relação ao capim de burro (*Cynodon dactylon*) para ser utilizado em tratamento de efluentes industriais têxteis por ter a evapotranspiração maior que esta característica vantajosa por reduzir mais o volume destes efluentes, além de proporcionar a produção de biomassa forrageira.

PALAVRAS-CHAVE: evapotranspiração, terras úmidas construídas, efluentes industriais têxteis.

INTRODUÇÃO

A água é hoje um dos recursos naturais mais ameaçados devido a intensas e crescentes agressões ao ambiente. A poluição direta ou indireta dos recursos hídricos é resultado do uso incorreto que o homem faz da água e das atividades que desenvolve nas margens dos rios e nas bacias hidrográficas como um todo (MOTA, 1997). Essas atividades estão quase sempre relacionadas com o lançamento de efluentes.

Dentre os sistemas naturais de tratamento de efluentes, uma das tecnologias mais promissoras são os sistemas de wetlands construídos (leitos cultivados) devido às suas características de simplicidade de construção, operação, manutenção, estabilidade dos processos envolvidos e, custo efetivo, dentre outros (HABERL, 1995).



“Wetland” é um termo genérico utilizado para definir um universo de habitats úmidos, que são conhecidos sob as mais diversas denominações, como banhados, pântanos, brejos, zonas alagadiças, leitos, charcos, manguezais e áreas similares, estando sujeitos a inundações periódicas ou permanentes, que mantêm o solo suficientemente saturado para o estabelecimento de plantas macrófitas e o desenvolvimento de solos hidromórficos. Estes sistemas apresentam características e propriedades comuns e dependem da geologia, geomorfologia, solo e das condições climáticas (ANJOS, 2003).

O termo Leito Cultivado ou "Constructed Wetlands" refere-se à tecnologia de tratamento de águas residuárias baseada nos processos físicos, químicos e biológicos encontrados nos ecossistemas das várzeas naturais. Elas são consideradas hoje um método de tratamento de tecnologia simples, de fácil operação e de baixo custo, que minimizam os riscos das águas residuárias e, também, reduzem a contaminação microbiana. Dentre as principais características relacionadas estão à adequada ciclagem de nutrientes, a remoção da matéria orgânica e a possível redução de microrganismos patogênicos presentes nas águas residuárias (PHILIPPI, 2004).

Estes sistemas têm como os principais componentes o meio suporte (que pode ser solo, areia, brita ou outro material), espécies vegetais, mais conhecidas como macrófitas e microrganismos associados às raízes dessas plantas que são os principais responsáveis pela remoção dos contaminantes da água residuária. A evapotranspiração é a somatória de dois termos: transpiração, quando a água que penetra pelas raízes das plantas, utilizada na construção dos tecidos ou emitida pelas folhas e se reintegra na atmosfera; e evaporação, se a água evaporada pelo terreno nu, adjacente às plantas, por uma superfície de água ou pela superfície das folhas, quando molhadas por chuva ou irrigação, for evaporada sem ser usada pelas plantas (KLAR, 1984).

Quando são implantadas terras úmidas construídas em áreas densas de macrófitas aquáticas, verifica-se, nos meses de verão, uma perda de água elevada por evapotranspiração, diminuindo o volume de água contida no sistema (SILVEIRA NETO, 2003).

Segundo Marques (1999), essa perda de água implica em aumento na concentração de poluentes pelo sistema, mesmo que a eficiência seja efetiva em base de renovação de massa. O mesmo autor diz que, para macrófitas aquáticas emergentes, a evapotranspiração pode variar de 1,3 a 3,5 vezes a taxa de evaporação de uma superfície livre adjacente. Para efeitos de projeto de terras úmidas construídas, pode-se aplicar o valor obtido em tanque de evaporação, no local, dividido por dois. Este trabalho mostra a importância da evapotranspiração em sistemas de terras úmidas construídas para a correta interpretação da variação da análise de parâmetros físicos, químicos e biológicos analisados.

MATERIAIS E MÉTODOS

Os experimentos de evapotranspiração foram conduzidos em 18 tanques circulares de diâmetro de 0,94 m, de 500 litros, cada, preenchidos, a partir do fundo, com uma camada de brita número zero, de 20 cm de altura, de índice de vazios, de 44 %. Sobre ela, foi colocada uma camada de solo do local, com 30 cm de altura, de índice de vazios de 35,43 %. Estes experimentos foram também conduzidos em 9 tanques retangulares de 1,14 m de largura e 1,18 m de comprimento e área de 1,345 m², de 500 litros, cada, os quais foram preenchidos de forma idêntica aos tanques circulares.

Os tanques foram alimentados diariamente com 30 litros de efluente. Após 24 horas, coletou-se o volume de efluente existente nos mesmos e, a partir da subtração dos volumes colocado e retirado, foi obtida a evapotranspiração nos meses de junho e agosto de 2002.

A análise estatística permitiu a apresentação dos resultados em forma de tabelas e gráficos. Na análise da evapotranspiração, foram utilizados testes paramétricos e uma apresentação de gráficos do tipo Boxplot para uma comparação visual dos tratamentos, na busca pela confirmação dos resultados apresentados nos testes.



RESULTADOS

As figuras 01, 02 e 03 apresentam dados de evapotranspiração percentual diária nos tanques com capim de burro (*Cynodon dactylon*) – CD, capim da praia (*Paspalum vaginatum*) – PV e nos tanques testemunha – T, respectivamente. Na Figura 04, é feita uma análise da evapotranspiração, nos três tipos de tanques utilizados.

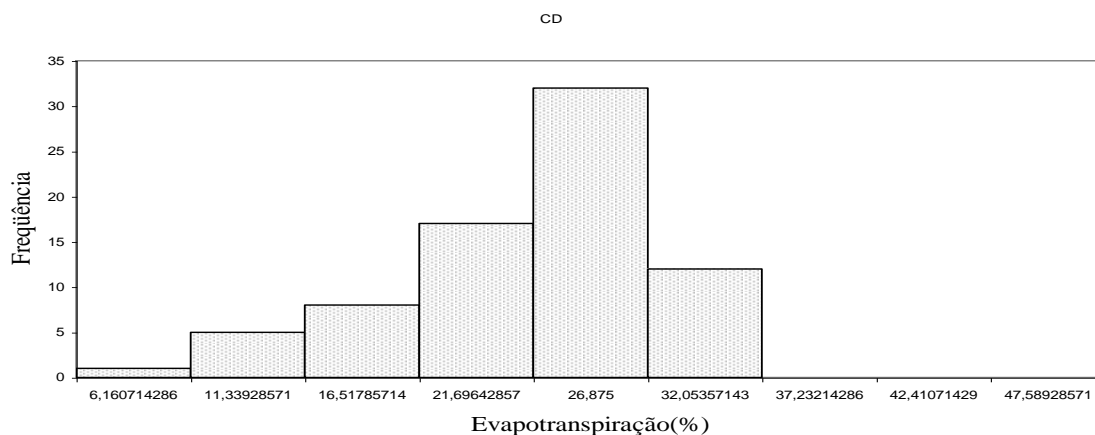


Figura 01: Evapotranspiração percentual diária do capim de burro (*Cynodon dactylon*) – CD, observada no período de 27/06/2002 à 12/08/2002. Pacajus. Ceará.

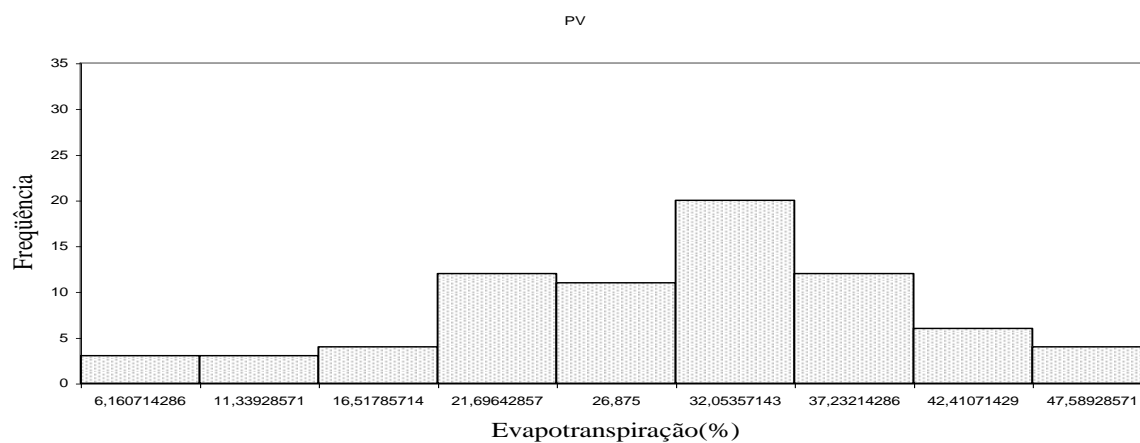


Figura 02: Evapotranspiração percentual diária do capim da praia (*Paspalum vaginatum*) – PV, observada no período de 27/06/2002 à 12/08/2002. Pacajus. Ceará.

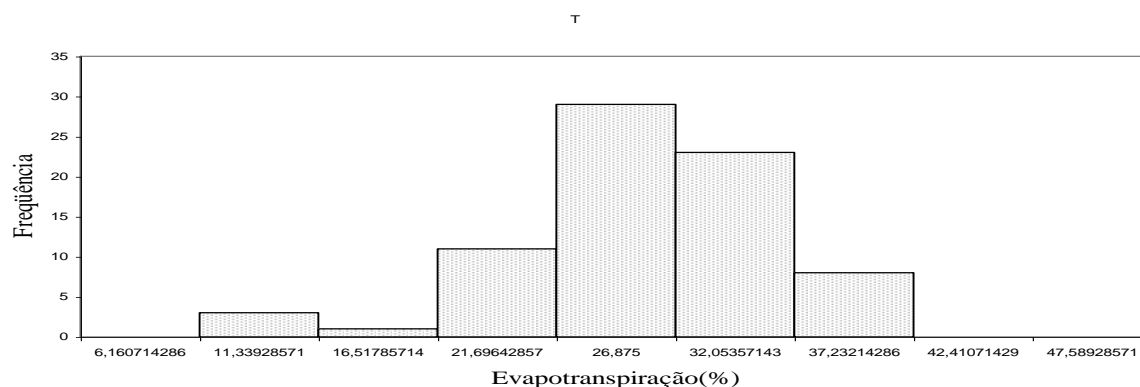


Figura 03: Evapotranspiração percentual diária dos tanques testemunha – T, observada no período de 27/06/2002 à 12/08/2002. Pacajus. Ceará.

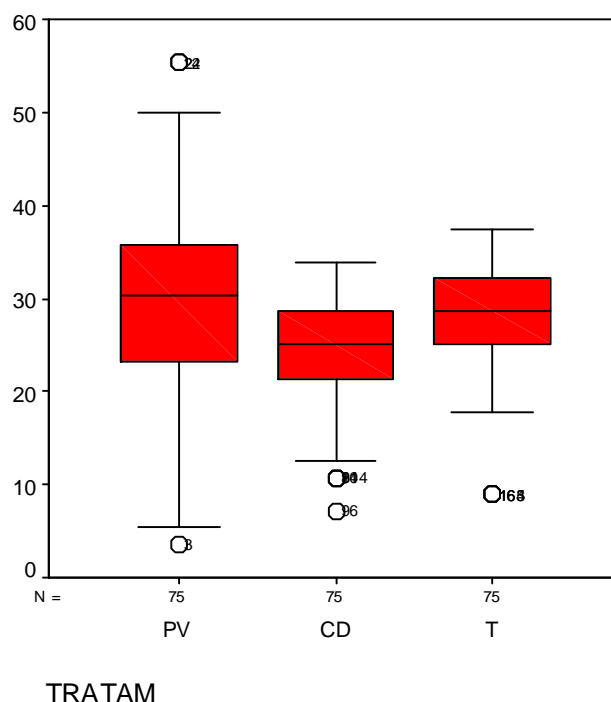


Figura 04: Evapotranspiração (%) entre capim de burro (*Cynodon dactylon*) – CD, capim da praia (*Paspalum vaginatum*) – PV e tanques testemunha – T, observada no período de 27/06/2002 à 12/08/2002. Pacajus. Ceará.

A evapotranspiração, na comparação de tanques testemunha e com o capim da praia (*Paspalum vaginatum*) não apresenta diferença estatisticamente significativa no valor esperado, porém, em tanques com capim de burro (*Cynodon dactylon*), existe uma maior variabilidade dos dados em relação ao valor esperado. Quando são comparados tanques com capim de burro (*Cynodon dactylon*) e tanques testemunha, pode-se dizer que há diferenças significativas, sendo a evapotranspiração maior em tanques testemunha do que com capim de burro (*Cynodon dactylon*). Assim, pode-se concluir que o capim de burro (*Cynodon dactylon*) apresenta menores valores de evapotranspiração do que tanques testemunha e capim da praia, que, por sua vez, apresentam, em média, valores próximos, com maior variabilidade em capim da praia (*Paspalum vaginatum*).

CONCLUSÕES

A transpiração do capim da praia (*Paspalum vaginatum*) estatisticamente pouco influenciou no valor da evapotranspiração, em relação aos tanques testemunha, enquanto que a cobertura vegetal do capim de burro (*Cynodon dactylon*) ajudou a reduzir a evapotranspiração.

A evapotranspiração também é importante para se explicar a concentração de determinados parâmetros físico-químicos dos efluentes de terras úmidas construídas. Recomenda-se que o capim da praia (*Paspalum vaginatum*) seja preferido em relação ao capim de burro (*Cynodon dactylon*) para ser utilizado em tratamento de efluentes industriais têxteis por ter a evapotranspiração maior que o capim de burro, característica vantajosa por reduzir mais o volume destes efluentes, além de proporcionar a produção de biomassa forrageira. E também por se comportar em diversos ecossistemas lacustres como planta aquática submersa de folhas emersas, fato que sugere uma maior resistência do mesmo a solos saturados com água, bem como crescer em ambientes mais salinos do que o capim de burro.



REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ANJOS, José Ângelo Sebastião Araujo dos Anjos, Avaliação da eficiência de uma zona alagadiça (wetland) no controle da poluição por metais pesados: O caso da Plumbum em Santo Amaro da Purificação/BA. São Paulo, 2003.328p. Tese (Doutorado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia de Minas e de Petróleo.
2. HABERL, R. Constructed wetlands: a chance to solve wastewater problems in developing countries. *Water Science Technology*. 40, (#): 11-17. 1999.
3. KLAR, A. E. A água no sistema solo-planta-atmosfera. 2ª ed. Nobel, São Paulo: 1984.
4. MARQUES, D. M. Terras úmidas construídas de fluxo subsuperficial. In: Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Editado por CAMPOS, J. R. Capítulo 15, p. 409-435, Rio de Janeiro: ABES, 1999.
5. MOTA, S. Introdução à engenharia ambiental. Rio de Janeiro: ABES, 1999.
6. PHILIPPI, L. S & SEZERINO, P. H. Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias, 3: 37-38, Florianópolis (2004).
7. SILVEIRA NETO, José Wilmar, “Aproveitamento de efluentes de estações de tratamento de esgotos de indústrias têxteis”, Tese de Doutorado. Universidade Federal do Ceará, Fortaleza - CE, 2003.



**SISTEMAS HÍBRIDOS DE FILTROS PLANTADOS – FLUXO VERTICAL
SEGUIDO DE FLUXO HORIZONTAL PARA PÓS-TRATAMENTO DE ESGOTO
DOMÉSTICO DE UM CENTRO DE TREINAMENTO**

Carla Suntti⁽¹⁾

Engenheira Ambiental pela Universidade do Contestado (Campus Caçador). Mestre em Engenharia Ambiental pela UFSC. Professora da Universidade do Oeste de Santa Catarina (UNOESC) de Videira/SC.

Camila Maria Trein

Engenheira Sanitarista e Ambiental pela Universidade do Oeste de Santa Catarina (UNOESC – Campus Videira). Mestranda em Engenharia Ambiental pelo Programa de Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina. Bolsista CAPES.

Edir Filipe Ribeiro

Acadêmico do curso de graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade do Oeste de Santa Catarina. Bolsista PIBIC/UNOESC.

Dirceu Scaratti

Doutor em Engenharia de Produção pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Professor da Universidade do Oeste de Santa Catarina (UNOESC).

Pablo Heleno Sezerino

Doutor em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Professor adjunto do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da (UFSC).

Endereço⁽¹⁾: Rua Maria Deomar da Costa Neves, n 385, Residencial Colibri, Apto 03, Centro – Caçador –SC- CEP: 89500-000 - País - Tel: +55 (49) 3533 4444 - e-mail: carla.suntti@unoesc.edu.br

RESUMO

A área de saneamento básico ainda carece de investimentos em infraestrutura, muito embora o governo brasileiro tenha destinado recursos para implantação de projetos, os quais se constituem prioritariamente em áreas urbanas. Para as áreas rurais e aquelas com menores números de habitantes a Fundação Nacional da Saúde tem sido a responsável pelo fornecimento de recursos. Para áreas rurais é interessante que se utilize sistemas com reduzida necessidade de operação e manutenção, baixo requerimento energético e aporte de substâncias químicas e que possibilitem além da remoção de matéria orgânica, a remoção de nutrientes responsáveis pela poluição dos recursos hídricos, como nitrogênio e fósforo. Os filtros plantados com macrófitas, classificados em escoamento subsuperficial vertical e horizontal apresentam estas vantagens. Nesse sentido, o objetivo dessa pesquisa foi avaliar o processo de nitrificação e desnitrificação do esgoto doméstico em sistemas híbridos de filtros plantados. A pesquisa foi desenvolvida no Centro de Treinamento da Epagri no Município de Videira/SC, junto à Estação de Tratamento de Esgoto composta por um tanque séptico, um filtro plantado de fluxo vertical seguido de um filtro plantado de fluxo horizontal. Foram avaliados os parâmetros físico-químicos do esgoto doméstico gerado no sistema bem como verificado a contribuição de vazão do Centro de Treinamento. Os resultados obtidos no sistema revelaram baixa remoção de DQO pelo tanque séptico, 17%, e remoção satisfatória de SS, 79% com concentração efluente de 102,4 mg.L⁻¹. O tanque séptico apresentou concentração elevada de nitrato e nenhuma remoção de ortofosfato. O filtro de fluxo vertical apresentou concentrações efluentes de 99,5 mg.L⁻¹, 27,8 mg.L⁻¹, 24,56 mg.L⁻¹ 5,66 mg.L⁻¹ e 13,85 mg.L⁻¹, para DQO, SS, N-NH₄⁺, N-NO₃⁻ e P-PO₄³⁻, respectivamente. As concentrações efluentes ao filtro horizontal foram: 40,6 mg.L⁻¹, 21,9 mg.L⁻¹, 4,38 mg.L⁻¹ e 4,02 mg.L⁻¹ com eficiência global de 89%, 79%, 92%, 59% e 89% respectivamente para DQO, SS, N-NH₄⁺, N-NO₃⁻ e P-PO₄³⁻. A contribuição média de esgoto no Centro de Treinamento contabilizada em 2012 foi de 2.957 L.d⁻¹, enquanto que a vazão observada pelo controle de alimentação do filtro vertical foi 2.896 L.d⁻¹, diferindo da estabelecida para o período - 3.300 L.d⁻¹. Esses resultados revelam o bom desempenho de sistemas híbridos para pós-tratamento e indicam a necessidade de estratégias operacionais para sistemas biológicos que operam com grandes variações de vazão.

PALAVRAS-CHAVE: Filtros plantados de fluxo vertical, Filtros plantados de fluxo horizontal, Pós-tratamento esgoto.



INTRODUÇÃO

Segundo informações levantadas pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2011), em 2010, cerca de 60% dos municípios na região Sul do Brasil, não possuíam rede coletora de esgoto. Entretanto, uma avaliação do Ministério das Cidades (MINISTÉRIO DAS CIDADES, 2013) indica mudanças nesse cenário para o ano de 2013, a partir do investimento de R\$ 33 bilhões para a segunda etapa do Programa de Aceleração do Crescimento - PAC 2. Desse recurso, R\$ 16,838 bilhões, estão sendo destinados para obras de abastecimento de água e de esgotamento sanitário, sendo R\$ 7 bilhões para água e R\$ 9,8 bilhões para o tratamento de esgoto. Destaca-se, contudo, que esse recurso é destinado apenas para propostas apresentadas por municípios com população entre 250 a 700 mil habitantes. Para municípios com até 50 mil habitantes, a Fundação Nacional de Saúde (FUNASA) é responsável pela seleção de propostas neste setor.

Nesse sentido, destaca-se ainda a deficiência de investimentos nas áreas rurais. Dados da Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios – PNAD demonstraram que em 2008, 5,3% da população coletavam seus esgotos (IBGE, 2009), o que demonstra a carência de serviços de infraestrutura para coleta e tratamento de esgoto.

A alternativa comumente adotada pelos municípios de pequeno porte é a implantação de tanques sépticos seguidos de filtros ou sumidouros. Nestes sistemas, contudo, as remoções de matéria orgânica solúvel e principalmente de nitrogênio, não são efetivas. Como consequência do lançamento destes efluentes em corpos d'água, o elevado teor de nutrientes (nitrogênio e fósforo) contribui para a ocorrência de eventos de eutrofização, os quais desencadeiam uma série de processos negativos, como o desenvolvimento de condições anaeróbias no corpo hídrico, mortalidade de peixes, além da elevação dos custos para o tratamento da água pela necessidade de remoção destes nutrientes. Desta forma, torna-se necessário e importante a remoção desses componentes do efluente final, juntamente com a matéria orgânica, sendo os processos de nitrificação e desnitrificação os mais habitualmente aplicados para tal finalidade.

A adoção de sistemas naturais para tratamento de efluentes domésticos tem-se mostrado efetiva. Entre esses sistemas, Cooper (2010) ressalta a utilização dos *constructed wetlands*, denominados por alguns autores de filtros plantados com macrófitas. Os filtros plantados apresentam os mesmos princípios biológicos de tratamento que ocorrem em *wetlands* naturais, também conhecidos como banhados, ou terras úmidas.

Os filtros plantados com macrófitas são estudados há mais de 25 anos, mostrando-se como uma alternativa promissora por caracterizarem-se como um processo de tratamento sustentável, uma vez que apresentam baixo consumo energético e não requerem a adição de produtos químicos. Esses sistemas são ainda, sistemas simples do ponto de vista construtivo e operacional, o que possibilita o seu uso em pequenas comunidades e áreas rurais.

O uso de filtros com escoamento subsuperficial, subdivididos ainda em fluxo vertical e fluxo horizontal, tem mostrado resultados satisfatórios para o tratamento de efluentes com diferentes características. Recentemente, começou-se a utilizar os sistemas híbridos, os quais se constituem pela associação, em série, de filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical e de fluxo horizontal. Com a associação em série de filtros plantados são obtidos os melhores resultados em termos de remoção de nitrogênio e fósforo. Trabalhar com sistemas híbridos permite combinar as vantagens e desvantagens de cada fluxo. Os filtros de fluxo vertical permitem a nitrificação devido às condições aeróbias, enquanto nos filtros horizontais é possível obter o processo de desnitrificação em função das condições anaeróbias (OLIJNYK et al., 2007). Dessa forma, a utilização de sistemas híbridos mostra-se vantajosa para ser aplicado em pequenas comunidades rurais, uma vez que o sistema é de fácil operação e manutenção, baixo custo energético e realiza a remoção de nitrogênio e fósforo.

Diante deste contexto e da precariedade do saneamento em áreas rurais, os filtros plantados com macrófitas apresentam-se como uma proposta tecnológica interessante para o tratamento do efluente gerado nessas comunidades, com vistas a evitar a poluição de mananciais de água. No entanto, mesmo sendo estes sistemas híbridos utilizados para tratamento de diversos efluentes, como esgoto doméstico (ÖÖVEL et al., 2007); TUSZYNSKA; OBARSKA-PEMPKOWIAK, 2008); (OLIJNYK, 2008); águas cinzas (MASI; MARTINUZZI, 2007); efluente hospitalar (NOORVEE; PÖLDVERE; MANDER, 2005) e com resultados



satisfatórios em termos de remoção, maiores estudos sobre a eficiência desse tipo de sistema como pós-tratamento de efluente de tanque séptico fazem-se necessários.

O objetivo desse trabalho é avaliar o tratamento complementar de esgoto doméstico de tanque séptico em sistemas híbridos de filtros plantados com macrófitas, constituídos de um sistema de fluxo vertical seguido por um filtro de fluxo horizontal, bem como avaliar as contribuições de esgoto doméstico geradas no centro de treinamento.

MATERIAIS E MÉTODOS

Esta pesquisa é desenvolvida junto a Estação de Tratamento de Esgotos – ETE no Centro de Treinamento de Videira - CETREVI da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina - EPAGRI, localizada na linha XV de Novembro, Município de Videira-SC. Na Figura 1 é apresentado um mapa com a localização do Município bem como o Centro de Treinamento.

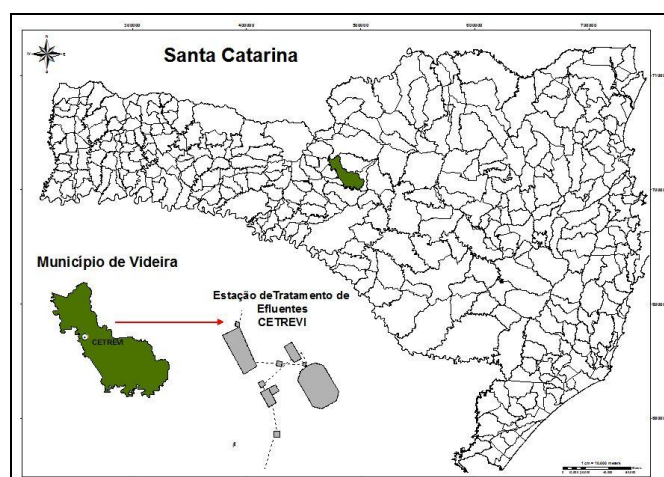


Figura 1: Mapa com a localização de Videira e o Centro de Treinamento da EPAGRI do Município

Características do sistema

O sistema híbrido de tratamento (Figura 2), implantado em 2009, é composto por um tanque séptico (TS) seguido por um filtro plantado de fluxo vertical (FV) e um filtro plantado de fluxo horizontal (FH) com disposição do efluente final por infiltração no terreno. Na Tabela 1 estão apresentadas as características técnicas do sistema.

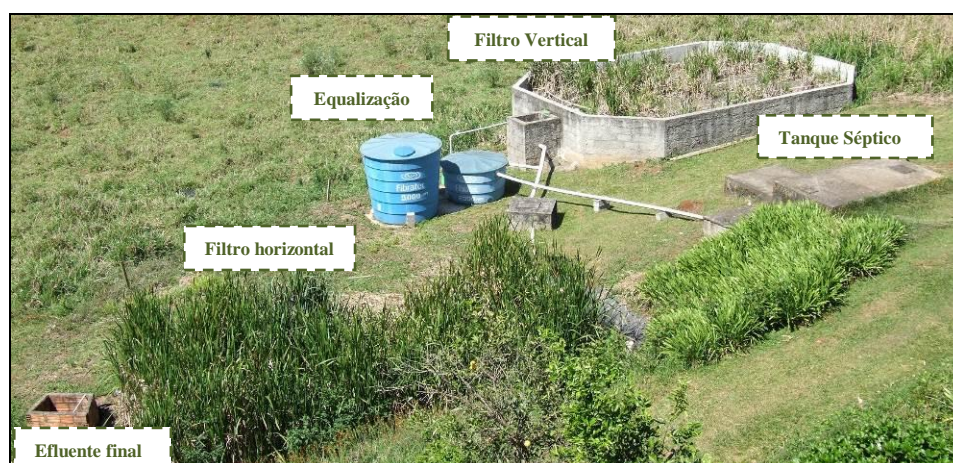


Figura 2: Sistema híbrido de filtros plantados - CETREVI



Tabela 1: Características técnicas do sistema implantado no CETREVI

Parâmetros	Tanque séptico	Filtro vertical	Filtro horizontal
Comprimento (m)	3,30	9,60	10,00
Largura (m)	1,75	6,60	5,00
Altura (m)	2,25	1,05	0,70
Altura do leito (m)	-	0,60	0,70
Volume (m ³)	13,00	-	-
Área superficial (m ²)	-	63,00*	50,00
Vazão afluyente média (m ³ .d ⁻¹)	8,5		
Contribuição per-capita de efluentes (L.pessoa ⁻¹ .dia ⁻¹)	Leitos: 100		
	Refeitório: 50		
Carga superficial máxima (gDQO.m ⁻² .d ⁻¹)	-	10**	-
Taxa hidráulica superficial máxima (mm.d ⁻¹)	-	120**	-

*Dados obtidos a campo com Estação Total

**Dados apresentados em Pelissari (2011)

Os filtros foram projetados para tratar o efluente gerado por aproximadamente 50 pernoites e 70 refeições diárias, gerando vazão estimada em 8.500 L.d⁻¹ (PELISSARI, 2010). Essa vazão refere-se à capacidade máxima de tratamento de efluentes do CETREVI.

O filtro de fluxo vertical foi construído em alvenaria, sendo adicionada na parte inferior do leito uma camada suporte de 20 cm de brita n° 01, com o objetivo de proteger a tubulação de drenagem. Na sequência foi sobreposta uma camada de 30 cm de areia grossa, e na parte superior foi adicionada outra camada de brita n° 01, com 10 cm, com o intuito de, além de proteger o leito de areia, permitir uma melhor distribuição do efluente. O filtro de fluxo horizontal foi construído com uma geomembrana de Polietileno de Alta Densidade - PAD, escavado no solo. Seu leito é composto por uma camada na entrada e saída do leito de brita n° 01 e na parte central é composto por areia grossa. A profundidade do filtro é igual a 70 cm. A areia utilizada em ambos os filtros foi caracterizada pela curva granulométrica, apresentando diâmetro efetivo (d_{10}) de 0,75 mm e coeficiente de uniformidade de 4,7.

As macrófitas utilizadas nos filtros são do gênero *Typha sp*, planta popularmente conhecida como Taboa. Estas foram retiradas do seu habitat natural e transplantadas aos leitos dos filtros com densidade de 3,5 mudas/m². As mudas tiveram sua parte aérea retirada, sendo mantida a matéria orgânica presente nas raízes para melhorar a adaptação da planta ao meio filtrante.

O sistema de tratamento foi programado para receber cinco alimentações diárias, intercaladas entre si por duas horas (controle realizado por dispositivo). Por não haver geração de efluente durante os finais de semana, os filtros não foram programados para receber efluente neste período. Dessa forma, o sistema era alimentado apenas cinco dias da semana.

Monitoramento analítico

O monitoramento analítico do sistema foi realizado ao longo do período de Agosto a Dezembro de 2012 em quatro pontos distintos: esgoto bruto - EB, efluente do tanque séptico - ETS, efluente do fluxo vertical - EFV e efluente do fluxo horizontal - EFH. As amostras foram refrigeradas e conduzidas para análises físico-química, junto ao Laboratório de Experimentação e Microbiologia Ambiental, do Núcleo Biotecnológico da Universidade do Oeste de Santa Catarina – Campus de Videira.

Os seguintes parâmetros foram avaliados: potencial hidrogeniônico (pH); demanda química de oxigênio (DQO); nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺); nitrogênio nitrito (N-NO₂); nitrogênio nitrato (N-NO₃); ortofosfato



($P-PO_4^{3-}$) e sólidos em suspensão (SS). As análises físico-químicas foram executadas de acordo com orientações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1995).

O monitoramento da vazão afluente ao filtro vertical foi efetuado com o auxílio de um horímetro instalado na bomba que alimenta o sistema (Figura 3 e 4). Também foram feitos controles mensais do número de pessoas que frequentavam o CETREVI para o cálculo da contribuição média de esgoto produzido. Foram contabilizadas inclusive as pernoites. Para o cálculo da contribuição média de esgoto foi considerado a classificação apresentada pela NBR 7229 (ABNT, 1993), sendo utilizadas as seguintes contribuições: 100 L.pessoa⁻¹.d⁻¹ para trabalhadores do CETREVI e pessoas que utilizaram as dependências de hospedagem (pernoite) e 50 L.pessoa⁻¹.d⁻¹ para aquelas que realizaram apenas atividades diárias, como cursos desenvolvidos pelos extensionistas da EPAGRI ou outras entidades



Figura 3: Bomba que alimenta o filtro vertical



Figura 4: Horímetro instalado na bomba

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 2 são apresentadas as concentrações médias e desvios padrão do esgoto bruto e dos efluentes produzidos no sistema de tratamento do CETREVI.

Tabela 2: Características do esgoto bruto e dos efluentes do sistema de tratamento do CETREVI obtidos com o monitoramento ao longo do período de Agosto a Dezembro de 2012.

Parâmetros	Dados	EB	ETS	EFV	EFH
Potencial Hidrogeniônico (mg.L ⁻¹)	Média	6,7	6,9	7,0	6,8
	DP	0,2	0,3	0,3	0,1
DQO Total (mg.L ⁻¹)	Média	455,9	378,3	99,5	40,6
	DP	148,4	118,0	53,9	24,9
Sólidos Suspensos (mg.L ⁻¹)	Média	493,7	102,4	27,8	21,9
	DP	996,6	132,1	18,4	22,0
Amônia (mg.L ⁻¹)	Média	48,47	57,98	24,56	4,38
	DP	22,80	20,02	17,16	3,03
Nitrito (mg.L ⁻¹)	Média	0,02	0,03	0,07	0,00
	DP	0,01	0,03	0,08	0,00
Nitrato (mg.L ⁻¹)	Média	5,90	5,41	5,66	2,21
	DP	3,56	2,37	5,39	5,26
Ortofosfato (mg.L ⁻¹)	Média	34,02	35,85	13,85	4,02
	DP	12,16	13,83	8,32	3,19



De acordo com os resultados apresentados na Tabela 1, verifica-se que, mesmo que o esgoto bruto tenha apresentado uma concentração baixa de matéria orgânica para esse tipo de efluente, o tanque séptico não apresentou uma eficiência adequada, removendo apenas 17% da DQO afluente e produzindo um efluente com elevada concentração de matéria orgânica. Verifica-se, contudo, que em relação aos SS o tanque séptico apresentou uma eficiência de 79% de remoção, produzindo um efluente com 102,4 mg.L⁻¹. Isso indica que o processo de sedimentação está ocorrendo de modo eficaz, ao contrário do processo de digestão. Chernicharo (2007) argumenta que a eficiência do tanque séptico varia em função das condições locais de operação, podendo apresentar valores de 30 a 55% de remoção de Demanda Biológica de Oxigênio - DBO e 20 a 90% de SS. Philippi (1993) ressalta que efluentes de tanque sépticos possuem DQO variando na faixa de 250 mg.L⁻¹ a 800 mg.L⁻¹ e SS entre 45 mg.L⁻¹ a 180 mg.L⁻¹. Dessa forma, verifica que o sistema em estudo apresentou concentrações de DQO e SS dentro do intervalo apontado pela literatura.

Olijnyk et al. (2007) apresentam concentrações de efluentes de tanques sépticos avaliados em diversos centros de treinamentos da Epagri, inclusive o sistema estudado nessa pesquisa. Naquele período, os autores obtiveram concentrações na ordem de 421 mg.L⁻¹ de DQO para o efluente do tanque séptico do CETREVI e para os demais centros de treinamento, as concentrações dos efluentes variaram entre 676 a 414 mg.L⁻¹. Comparando-se as concentrações efluentes em termos de DQO do tanque séptico, para o ano de 2012, com as concentrações no período de 2007, apresentadas por Olijnyk et al. (2007), verifica-se que em 2012 as concentrações foram ligeiramente inferiores aquelas de 2007. Tal diferença pode ser em função da redução do número de habitantes circulantes no centro de treinamento em 2012. Essa redução ocorreu em função do fechamento de uma atividade escolar que era realizada no CETREVI.

Essa redução em termos de concentração também pode ser observada para a concentração de amônia. Os dados de 2007 apresentaram concentrações de 77,2 mg.L⁻¹ de amônia (OLIJNYK et al., 2007). Destaca-se, contudo, que houve um acréscimo nas concentrações de amônia após a passagem pelo tanque séptico, aumentando de 48,47 mg.L⁻¹ para 57,98 mg.L⁻¹. Chernicharo (2007) relatam que esse aumento em termos de concentração de amônia, pode ser devido ao processo de hidrólise dentro do tanque séptico, o qual converte a amônia não ionizada em nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺), que pode ser mensurado analiticamente.

Em relação à concentração de nitrato observa-se que está acima da faixa apontada para a literatura para esgoto doméstico – 2,0 mg.L⁻¹ (von SPERLING, 1996). A presença simultânea de nitrato e de substrato orgânico pode ser prejudicial para a remoção biológica do fósforo no meio, uma vez que os organismos acumuladores de fosfatos competem com os desnitrificantes pela fonte de carbono, conforme evidenciado por Sant'Anna Jr (2010). A elevada concentração de nitrato no tanque séptico pode ser uma das causas para a não remoção mínima de fósforo (na forma de ortofosfato) no meio. Verifica-se ainda um ligeiro aumento de ortofosfato após a passagem do efluente pelo tanque séptico. Sant'Anna Jr (2010) argumenta ainda que parte de fósforo contido no efluente pode ser eliminada no tratamento primário, caso a sua concentração esteja na forma particulada ou se o teor de cálcio no efluente for suficiente para provocar a precipitação de fosfatos de cálcio.

Remoção de matéria carbonácea no sistema híbrido

Conforme apresentado na Tabela 1, observa-se que o filtro vertical apresentou resultados positivos em termos de remoção de matéria carbonácea, com eficiência de 74%, gerando um efluente com 99,5 mg.L⁻¹ de DQO. O filtro horizontal atingiu 59% de eficiência. A eficiência global do sistema para remoção de matéria orgânica em termos de DQO foi de 91%, tendo o efluente final concentração igual a 40,6 mg.L⁻¹.

Para Pitaluga et al. (2011), as concentrações médias efluentes de esgoto doméstico tratado em um sistema constituído por um tanque séptico seguido de um filtro anaeróbio e um filtro de fluxo horizontal subsuperficial com leito de areia, foram 70 mg.L⁻¹ de DQO, o que correspondeu a uma eficiência de 88,4%. Nota-se, contudo, que nesta pesquisa, a configuração de tratamento composta por tanque séptico – filtro vertical e filtro horizontal proporcionou um efluente com concentrações inferiores de DQO quando comparadas as obtidas por Pitaluga et al. (2011). Tal eficiência pode ter ocorrido em função de uma unidade de tratamento aeróbia adotada nesta pesquisa (filtro vertical), a qual foi responsável pela remoção de 74% da matéria orgânica.

Pandey, Krogstad e Jenssen (2010) ao comparar filtros verticais com filtros horizontais de escoamento subsuperficiais para tratamento de esgoto doméstico, verificaram que para uma taxa hidráulica de 200 mm.d⁻¹



o filtro vertical apresentou uma remoção de 73% em termos de DQO, enquanto que no filtro horizontal a eficiência foi de 53%. Para a taxa de 80 mm.d⁻¹ as eficiências de remoção de DQO foram de 85% e 70%, respectivamente para o filtro vertical e horizontal. Enquanto que a adoção da taxa hidráulica de 40 mm.d⁻¹ proporcionou uma remoção de DQO de 89% para o filtro vertical e 72% para o filtro horizontal. Cooper (1999) já havia relatado que o filtro vertical apresentava-se vantajoso para a remoção de matéria orgânica, tanto em termos de DBO como quantificada pelo carbono orgânico.

Em relação os SS, o filtro vertical apresentou uma eficiência de 73%, com concentração efluente de 27,8 mg.L⁻¹, enquanto o filtro horizontal apresentou eficiência de apenas 21%, com concentração efluente de 21,9 mg.L⁻¹. Pandey, Krogstad e Jenssen (2010) compararam a remoção de SS com dois filtros sem macrófitas (vertical e horizontal) e verificaram que o filtro horizontal com macrófitas foi o que apresentou resultados melhores, comparados ao filtro horizontal sem planta. Os referidos autores destacam que esse melhor desempenho pode ser em função das raízes e rizomas das macrófitas, as quais alteram a distribuição dos tamanhos dos poros no leito. Os autores não verificaram diferenças significativas entre os filtros verticais, com e sem macrófitas, com os filtros horizontais. As eficiências atingidas para SS foram 82% no filtro vertical e 68% no filtro horizontal.

A baixa remoção de SS no filtro horizontal estudado nessa pesquisa pode ser associada a alguns problemas operacionais que ocorreram no sistema, como o não acionamento da bomba de alimentação do filtro vertical. O sistema foi projetado para que, quando não houvesse o acionamento da bomba, o efluente fosse diretamente conduzido para o filtro horizontal. Durante a pesquisa verificou-se que em alguns períodos, o filtro horizontal recebeu um efluente com maior teor de sólidos. Destaca-se, contudo, que durante o ano de 2012, não houve indícios de colmatação do filtro horizontal, mesmo recebendo efluentes mais carregados em algumas ocasiões.

De Paoli e von Sperling (2011), ao avaliarem a colmatação em filtros de escoamento horizontal subsuperficial, puderam constatar que a relação comprimento/largura (C/L) é um fator que influencia nos processos de colmatação. A recomendação da USEPA (2000) é construir filtros de fluxo horizontal com relações C/L próximos de 1 (geometria quadrada), enquanto que De Paoli e von Sperling (2011) construíram filtros com C/L igual a 8 (geometria retangular), o que proporcionou uma redução da distribuição não uniforme do afluente no leito e um aumento no aporte de sólidos na zona de entrada. Com isso, segundo os referidos autores, evitam-se zonas mortas na entrada, mas, aumenta-se a potencialidade de colmatação. Nesta pesquisa, a relação C/L é igual a 2 (geometria retangular), a qual está de acordo com os valores estabelecidos por Sezerino e Philippi (2004), e pode ser um dos fatores que inibiu (ou retardou) a colmatação do leito.

A eficiência global de remoção de SS no sistema híbrido foi na ordem de 96%, revelando o bom funcionamento do filtro vertical–horizontal, mesmo com variações de cargas orgânicas no sistema.

Remoção da matéria nitrogenada no sistema híbrido

Na Figura 4 é apresentada a concentração média de amônia, nitrito e nitrato avaliada no tanque séptico e no sistema híbrido de tratamento de efluentes do CETREVI.

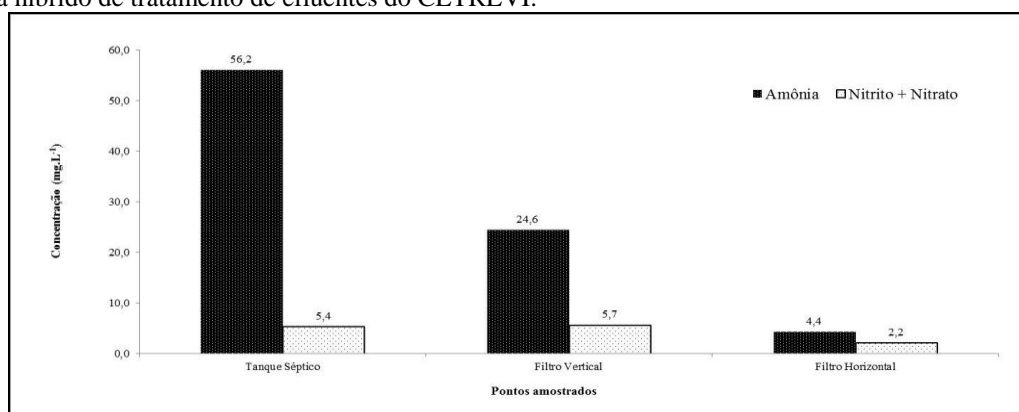


Figura 4: Concentração de Amônia e Nitrito + Nitrato nos pontos amostrados no ano de 2012



As concentrações médias de amônia encontradas no tanque séptico foram $56,2 \text{ mg.L}^{-1} \pm 22,1$. As concentrações variaram bastante durante o período avaliado, sendo que essa variação refletiu na eficiência do filtro vertical na remoção da amônia, o qual atingiu uma remoção média de 60%, variando entre 19% e 87%, com concentração efluente de $24,6 \text{ mg.L}^{-1}$. O filtro horizontal complementou a remoção de amônia, permitindo que a concentração diminuísse de $24,6 \text{ mg.L}^{-1}$ para $4,2 \text{ mg.L}^{-1}$, uma eficiência de 82%.

A eficiência obtida para a remoção de amônia no filtro vertical foi semelhante às obtidas por Olijnyk (2008) para filtro vertical – 56 a 74%. Pan et al. (2012) avaliaram um sistema híbrido para tratamento de esgoto, o qual era composto por um filtro vertical com aeração artificial e um filtro horizontal. Os referidos autores e atingiram 85% de remoção de amônia pelo sistema híbrido, no entanto, destacam que cerca de 70% da remoção de amônia foi alcançada no filtro vertical com aeração artificial. Os autores verificaram que as taxas de remoção de amônia apresentaram uma correlação positiva com o aporte de oxigênio no sistema.

Para o sistema híbrido avaliado nesta pesquisa a eficiência global de remoção de amônia foi de 92%. Semelhante resultado também foi verificado por Öövel et al. (2007) para tratamento de esgoto doméstico de um colégio no qual o sistema híbrido era constituído por um filtro vertical composto por duas câmaras seguido de um filtro horizontal. A eficiência do sistema foi na ordem de 93%. No entanto, naquela pesquisa os referidos autores obtiveram valores satisfatórios de nitrificação. Destaca-se, contudo que ao final do monitoramento de 2012 a concentração de Nitrato + Nitrito foi maior que a concentração de amônia efluente, o que pode ser um indício do processo de nitrificação. Do mesmo modo verificou-se que houve uma diminuição na concentração de nitrato ao passar pelo filtro horizontal, reduzindo de $5,7 \text{ mg.L}^{-1}$ para $2,2 \text{ mg.L}^{-1}$, o que correspondeu a uma eficiência de 61%. No entanto, é preciso um maior período de monitoramento para acompanhamento destes processos no sistema híbrido.

Remoção de matéria fosforada no sistema híbrido

Na Figura 6 é apresentada a série temporal do ortofosfato avaliada no sistema. É possível observar que o filtro vertical foi capaz de manter uma remoção constante de ortofosfato, mesmo recebendo efluente com picos de concentração. A eficiência do filtro vertical na remoção de ortofosfato foi de 61%, com concentração efluente de $13,85 \text{ mg.L}^{-1}$, enquanto a remoção no filtro horizontal foi de 71%, com concentração final do efluente em $4,02 \text{ mg.L}^{-1}$. Sezerino e Philippi (2004) relatam que entre os mecanismos de remoção de ortofosfato em filtros plantados, os processos de adsorção e precipitação são os mais expressivos. Vymazal (2005) relata, contudo, que a remoção de fósforo é limitada quando se utiliza materiais como cascalho e brita como meio filtrante, os quais possuem baixa capacidade de adsorção.

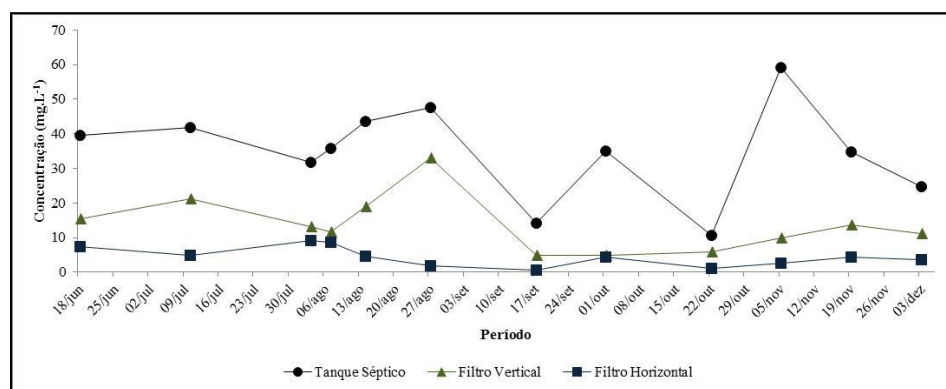


Figura 6: Série temporal – Ortofosfato

Olijnyk (2008) comparou um sistema híbrido (filtro de fluxo vertical seguido de fluxo horizontal) para pós-tratamento de esgoto doméstico. O primeiro sistema era composto por um filtro horizontal com brita como meio filtrante e o segundo possuía areia como meio filtrante. No sistema híbrido composto por brita a eficiência na remoção de ortofosfato foi de 65%, enquanto que no sistema composto por areia a eficiência foi de 81%, com concentração efluente final de $2,96 \text{ mg.L}^{-1}$. Nesta pesquisa, ambos os filtros – de escoamento



vertical e horizontal, possuíam areia como meio filtrante, embora a concentração efluente encontrada tenha sido de $4,02 \text{ mg.L}^{-1}$, atingindo uma eficiência global do sistema híbrido de 88%.

Contribuição de esgoto no cetrevi

Os dados referentes às contribuições de esgoto do CETREVI, para pernoite e atividades diárias (sem pernoite) estão apresentados na Figura 7. É importante fazer algumas observações referentes à frequência de pessoas que utilizam o centro. O sistema foi projetado para uma capacidade máxima de vazão de 8.500 L.dia^{-1} , no entanto em 2012 teve-se o encerramento de uma atividade regular de estudo que era realizada no CETREVI, reduzindo consequentemente a produção de esgoto. E observou-se ainda, no período de 2012 que dificilmente essa vazão é atingida.

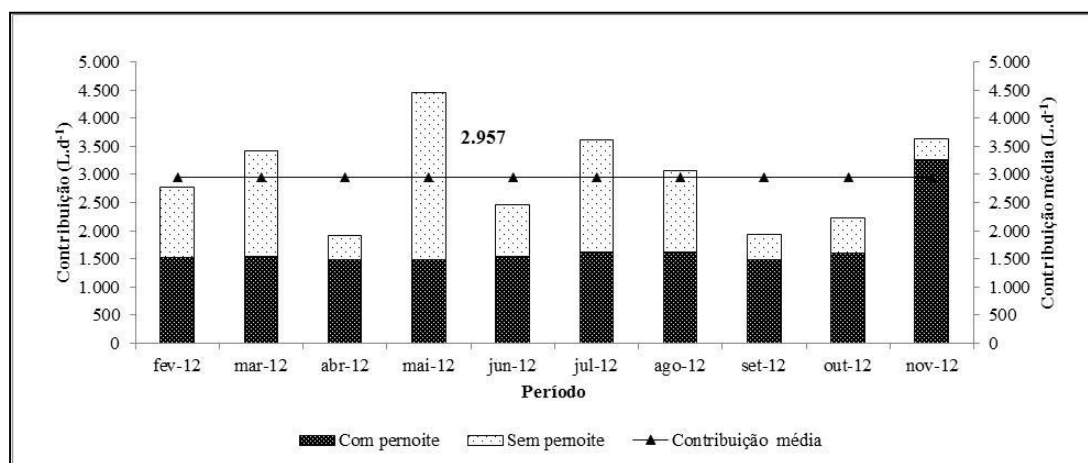


Figura 7: Contribuição de esgoto no CETREVI para o período de 2012.

Pode-se observar na Figura 7 que as contribuições variaram bastante no decorrer do ano de 2012. Os dados com pernoite apresentaram menores variações, o que pode estar relacionado a contribuição constante dos funcionários do CETREVI. A contribuição média de esgoto contabilizada foi de 2.957 L.d^{-1} , sendo que em alguns períodos predominaram as contribuições pelas atividades diárias e em outros pelas pernoites.

Essa redução tem forte influência no volume de esgotos que são tratados nos filtros, além disso, por constituírem-se em sistemas naturais de tratamento de efluentes é bastante influenciado pelas taxas de evapotranspiração (WENYING et al., 2008) a qual reduz a quantidade de efluente produzida, o que pode interferir nos mecanismos de tratamento do filtro horizontal.

Na Figura 8 são apresentados os resultados referentes ao controle de vazão afluente ao filtro vertical. O filtro foi programado para receber cinco alimentações diárias, o que corresponde a uma vazão teórica de 3.300 L.d^{-1} .

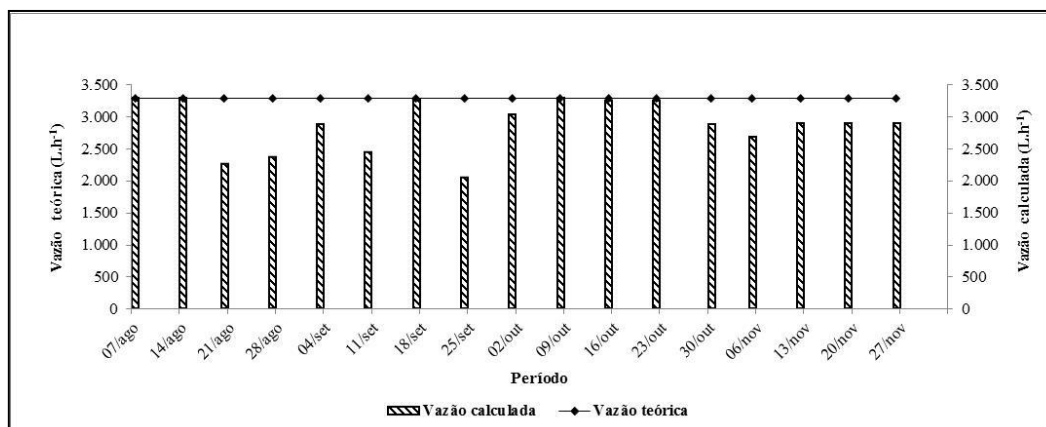


Figura 8: Vazão teórica e calculada para o filtro vertical



Pelo apresentado na Figura 8, observa-se que em vários períodos o filtro vertical não recebeu a vazão estipulada inicialmente, apresentando valores reduzidos, como 2.059 L.d⁻¹, e uma vazão média de 2.896 L.d⁻¹. É pertinente acrescentar que em alguns períodos do monitoramento do sistema em 2012 verificou-se a campo que o filtro vertical não recebeu efluente em função da baixa contribuição de esgoto no período. No entanto, considerando que o filtro vertical foi projetado para atender uma capacidade 8.500 L.d⁻¹, verifica-se uma redução considerável na vazão do sistema em 2012. Esses resultados apontam para a necessidade de desenvolvimento de estratégias operacionais para sistemas biológicos que trabalham com grandes variações de vazão.

Comparando-se a contribuição média apresentada na Figura 7, 2.957 L.d⁻¹, com os dados médios obtidos pelo controle de alimentação do filtro vertical (2.896 L.d⁻¹) pode-se observar que os dados aferidos no horímetro da bomba foram menores. Essa diferença pode ser atribuída àqueles períodos em que houve problemas com o acionamento da bomba, não sendo possível contabilização da geração de efluentes.

CONCLUSÕES

Os resultados obtidos no sistema de tratamento de efluentes revelaram baixa remoção de DQO pelo tanque séptico, 17%, e remoção satisfatória de SS, 79% com concentração efluente de 102,4 mg.L⁻¹. O tanque séptico apresentou concentração elevada de nitrato e nenhuma remoção de ortofosfato.

O filtro de fluxo vertical apresentou bom desempenho no pós-tratamento do esgoto doméstico, com concentrações efluentes de 99,5 mg.L⁻¹, 27,8 mg.L⁻¹, 24,56 mg.L⁻¹, 5,66 mg.L⁻¹ e 13,85 mg.L⁻¹, para DQO, SS, N-NH₄⁺, N-NO₃⁻ e P-PO₄³⁻, respectivamente.

As concentrações efluentes ao filtro horizontal foram: 40,6 mg.L⁻¹, 21,9 mg.L⁻¹, 4,38 mg.L⁻¹ e 4,02 mg.L⁻¹. O sistema híbrido apresentou eficiência global de 89% (DQO), 79% (SS), 92% (N-NH₄⁺), 59% (N-NO₃⁻) e 89% (P-PO₄³⁻).

A contribuição média de esgoto no Centro de Treinamento contabilizada em 2012 foi de 2.957 L.d⁻¹, enquanto que a vazão observada pelo controle de alimentação do filtro vertical foi 2.896 L.d⁻¹, diferindo da estabelecida para o período - 3.300 L.d⁻¹. Verifica-se a necessidade de um maior controle nas contribuições de esgoto ao sistema.

Esses resultados revelam o bom desempenho de sistemas híbridos para pós-tratamento e indicam a necessidade de estratégias operacionais para sistemas biológicos que operam com grandes variações de vazão, bem como um maior período para monitoramento do sistema, principalmente no que diz respeito ao processo de nitrificação e desnitrificação em sistemas híbridos.

AGRADECIMENTOS

A EPAGRI e ao CETREVI pela parceria para o desenvolvimento desta pesquisa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas (1993). Projeto, construção e operação de unidades de tratamento complementares e disposição final dos efluentes de tanques sépticos: procedimentos. NBR 7229. Rio de Janeiro: ABNT. 15p.
2. ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas (1993). Projeto, construção e operação de unidades de tratamento complementares e disposição final dos efluentes de tanques sépticos: procedimentos. NBR 7229. Rio de Janeiro: ABNT. 15p.
3. APHA – American Public Health Association. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21th. Washington: APHA-AWWA-WEF,2005. 1195 p.



4. CHERNICHARO, C. A. L. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios. Belo Horizonte - BR: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - DESA, Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG, 246p. 2007.
5. COOPER, P. A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems. *Water Science Technology*, Swindon, v. 40, n.3, p.1-9, 1999.
6. COOPER, P. Constructed wetlands after 25 years of application: A review of the developments that we have made and the problems that we still have overcome. In: *International Water Association- Specialist Conference*. Venice, Italy, October, 2010. Vol 1. Pag 13-22.
7. COOPER, P. The performance of vertical flow constructed wetland systems with special reference to the significance of oxygen transfer and hydraulic loading rates. *Wat. Sci. Tech.*, v.51, n.9, p.81-90, 2005.
8. DE PAOLI, A. C. Avaliação da colmatção em wetlands de escoamento horizontal subsuperficial: comportamento dos sólidos e da condutividade hidráulica. In: **CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**, 26., 2011, Porto Alegre. Anais...Porto Alegre: ABES, 2011. 09p.
9. IBGE. Atlas do Saneamento 2011. Disponível em:<www.ibge.gov.br>. Acesso em 21 de Novembro de 2011.
10. IBGE. Pesquisa Nacional por Amostras de Domicílios (2008) – PNAD. Disponível em:<www.ibge.gov.br>. Acesso em 14 de Agosto de 2009.
11. MASI, F. MARTINUZZI, N. Constructed wetland for Mediterranean countries: hybrid system for water reuse and sustainable sanitation. *Desalination*, Florence, v. 215, p.44-55. 2007.
12. MINISTÉRIO DAS CIDADES. Governo Federal anuncia investimentos de R\$ 33 bi do PAC2. Disponível em: <<http://www.cidades.gov.br/index.php/o-ministerio/noticias/2562-governo-federal-anuncia-investimentos-de-r-33-bi-do-pac2>>. Acesso em: 07 de Mar. de 2013.
13. NOORVEE, A.; PÖLDVERE, E.; MANDER, Ü. The effect of a vertical flow filter bed on a hybrid constructed wetland system. *Water Science & Technology*, Estônia, v. 51, n. 9, p. 137-144. 2005.
14. OLIJNYK, D. P. Avaliação da nitrificação de esgoto doméstico empregando filtros plantados com macrófitas (wetlands) de fluxos verticais e horizontal – sistemas híbridos. 2008.112f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2008.
15. OLIJNYK, D. P. et al. Análise da viabilidade de nitrificação e desnitrificação em sistemas híbridos de filtros plantados com macrófitas (wetland). In: **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 24., 2007, Belo Horizonte. Anais... Belo Horizonte: ABES, 2007. 5p.
16. ÖÖVEL, M. et al. Schoolhouse wastewater purification in a LWA-filled hybrid constructed wetland in Estonia. *Ecological Engineering*, Estonia, n. 29, p. 17-26, July 2007.
17. PELISSARI, C. et al. Filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical (wetlands construídos) empregados no tratamento complementar de efluentes de tanque séptico: início de operação. In: **CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**, 26., 2011, Porto Alegre. Anais...Porto Alegre: ABES, 2011. 07p.
18. PELISSARI, C. Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (wetlands construídos) de fluxo vertical e horizontal para o tratamento de esgoto doméstico – implantação e monitoramento da fase inicial de operação. 2010. 73f. Trabalho de Conclusão de Curso (Biotecnologia Industrial) – Universidade do Oeste de Santa Catarina. 2010.
19. PHILIPPI, L. S. Funcionamento de fossas sépticas em condições reais: volume e acumulação de lodo. In: **CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**, 17., 1993, Natal. Anais... Natal: ABES, 1993. Vol. 2, tomo I, p.633-642.
20. PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas. Ed.do Autor. 144p. Florianópolis, 2004.
21. PITALUGA, D. P. S. et al. Avaliação dos parâmetros de DBO, DQO e E. Coli em um sistema de tratamento de esgoto por zona de raízes. In: **CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**, 26., 2011, Porto Alegre. Anais...Porto Alegre: ABES, 2011. 17p.
22. PLATZER, C. Enhanced nitrogen elimination in subsurface flow artificial wetlands – a multistage concept. In: *Proceedings of the 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*. International Water Association, Colchester, UK, 1996
23. SEZERINO, P. H. et al. Sistemas naturais para o tratamento descentralizado de esgotos nos municípios da grande Florianópolis: Ferramenta para o desenvolvimento regional sustentável. **Congresso Brasileiro de Ciência e Tecnologia em Resíduos e Desenvolvimento Sustentável**. Florianópolis, 2006.



24. SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos serviços de água e esgotos – 2006. Brasília: MCIDADES. SNSA, 2007. 232p.
25. TUSZYNSKA, A.; OBARSKA-PEMPKOWIAK, H. Dependence between quality and removal effectiveness of organic matter in hybrid constructed wetlands. *Bioresource Technology*, Poland, v. 99, p.6010-6016, jan.2008.
26. USEPA (2000). *Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters*. United States Environmental Protection Agency. 154 p.
27. VON SPERLING, Marcos. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias V.2 - Princípios básicos do tratamento de esgoto*. Belo Horizonte:Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMG, Minas Gerais 211 p. 1996.
28. VYMAZAL, J. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Review. Ecological Engineering*. v.25 p.478–490. 2005.
29. WENYING, Y.; GUANGSHENG, Z.; DAOCAL, C.; QIJN, H.; LI, Z. Evapotranspiration of *Phragmites communis* community in Panjin wetland and its control factors. *Acta Ecologica Sinica*. v.28(9) p. 4594-4601. 2008.



**DESEMPENHO DE JARDINS FILTRADORES (WETLANDS) NO TRATAMENTO
DESCENTRALIZADO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS NO SUL DO BRASIL**

Jeferson Müller Timm⁽¹⁾

Biólogo formado pela Universidade Feevale, Mestrando do Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil da Unisinos

Luciana Paulo Gomes⁽²⁾

Engenheira Civil formada pela Unisinos, Doutora em Engenharia Civil pela USP, Professora titular da Universidade do Vale do Rio do Sinos.

Rage Weidner Maluf⁽³⁾

Biólogo formado pela UFRGS, Mestre em Botânica pela UFRGS, Professor titular da Universidade Feevale.

Endereço⁽¹⁾: Av. Unisinos, 950 - Cristo Rei, São Leopoldo - RS, CEP 93022-000 – Brsil - (51) 3591- e-mail: jeferson@ambientaldaterra.com.br.

RESUMO

Um dos maiores problemas ambientais e de saúde pública é a contaminação dos recursos hídricos por esgotos domésticos. O tratamento de efluentes por sistemas naturais de depuração empregando leitos vegetados por zonas de raízes tem eficácia comprovada por pesquisadores de todo o mundo. O presente trabalho analisa o papel dos leitos vegetados na remoção de DBO₅, DQO, coliformes termotolerantes e totais em um efluente doméstico pré tratado por sistema de fossa séptica e filtro anaeróbio. O efluente tratado apresentou redução de mais de 90% da carga poluente na maioria dos parâmetros analisados. Estes sistemas têm baixo custo de construção, manutenção e operação, demonstrando grande potencial de aplicação no uso sustentável dos recursos hídricos.

PALAVRAS-CHAVE: Esgoto Sanitário, Zonas de Raízes, Jardins Filtradores, Banhados Artificiais, Wetlands.

INTRODUÇÃO

A falta de saneamento básico está entre os maiores problemas ambientais no Brasil (Lemes et al., 2008). A maioria das residências não tem seu esgoto devidamente tratado, despejando seus efluentes diretamente na rede pluvial, ou possuindo apenas sistemas simples de tratamento, como fossa séptica e valas de infiltração, que na maioria das vezes não tem eficácia satisfatória e acabam contaminando os lençóis freáticos. Estes dejetos representam grande parte da poluição que contamina as reservas hídricas do país e além do impacto sobre a biota local, acabam por gerar um grande problema de saúde pública. Tornam a população mais suscetível a doenças relacionadas à veiculação hídrica, como verminoses, hepatite e diarreia (Lemes et al., 2008). A Fundação Nacional de Saúde destaca que, a cada R\$ 1,00 investido no setor de saneamento, cerca de R\$ 4,00 são economizados com a saúde (FUNASA, 1994).

Dentre os diferentes métodos para o tratamento descentralizado de esgotos domésticos está a combinação de sistemas de fossa séptica e filtro anaeróbio com leitos vegetados por zona de raízes, que segundo Sezerino et al. (2007), apresentam características satisfatórias para atender a demanda de tratamento de efluentes em propriedades rurais. Inúmeras pesquisas comprovam que os leitos vegetados melhoram de forma expressiva a qualidade da água quando aplicados ao polimento de efluentes pré-tratados em sistemas de fossa e filtro. Segundo Lutzenberger (1985) estes sistemas buscam aproveitar-se da capacidade da natureza da autodepuração e também são denominados Sistemas de Banhados, Sistemas Hidrobotânicos, Biótipos Artificiais ou Wetlands.

A combinação de plantas típicas de ambientes alagados (macrófitas aquáticas) com substratos filtrantes proporciona a criação de biofilmes na zona de raízes destas espécies, onde microorganismos diversos atuam em conjunto na degradação da carga poluente, transformando-a em nutrientes para as plantas relacionadas. O



sistema de tratamento por zona de raízes pode integrar o jardim da residência, sendo que as plantas empregadas devem apresentar como características a fácil propagação, crescimento rápido, alta capacidade de absorção de poluentes e tolerância a ambientes eutrofizados. (Souza *et al.*, 2004).

As plantas utilizadas compartilham a característica anatômica de possuírem desenvolvidas redes de aerênquimas, que ocupam até 60% do volume de seus tecidos. Estas estruturas conduzem o oxigênio até os tecidos submersos da planta, suprimindo as necessidades respiratórias destas estruturas e liberando oxigênio na rizosfera. Desta forma criam condições de oxidação no meio, auxiliando nos processos de decomposição da matéria orgânica (Bahlo & Wach, 1996; Brix, 1994).

Após a passagem por estes sistemas de tratamento, a água utilizada para o transporte dos efluentes deve obter um alto índice de purificação, podendo chegar a quase 100% de remoção de diversos poluentes. Conforme McGhee (1991) é possível tratar o esgoto a ponto de obter altos índices de purificação e torna-lo utilizável para qualquer fim.

O presente trabalho teve por objetivo avaliar o funcionamento de uma estação piloto de tratamento de efluentes domésticos por um sistema composto por fossa séptica e filtro anaeróbio combinados com sistemas de zona de raízes no município de Estância Velha. O município integra a bacia hidrográfica do Rio dos Sinos, que apresentou os piores índices de qualidade de água do Estado do Rio Grande do Sul durante o programa Pró Guaíba (PRÓ GUAÍBA, 2003). Destaca-se ainda o desastre ambiental que ocorreu no Rio dos Sinos no ano de 2006 com a morte de cerca de 80 toneladas de peixes.

Através de análises do efluente em diferentes estágios do tratamento foi verificada a eficiência de cada parte do sistema, possibilitando a avaliação do tratamento como um todo, evidenciando o desempenho dos leitos vegetados na diminuição de diversos parâmetros da carga poluente.

METODOLOGIA

O local da construção da Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) piloto foi o Centro Ambiental Daterra. Com cerca de três hectares o espaço constitui-se em um centro de experimentação de tecnologias para sustentabilidade sendo projetado sob os princípios de desing de Permacultura. A área está localizada na zona urbana do município de Estância Velha, Rio Grande do Sul e situa-se nas coordenadas W 40° 14' 40" e S 51° 11' 51". O clima local segundo a classificação Köppen-Geiger é do tipo Cfa (Subtropical húmido) (Peel & Finlayson, 2007).

A primeira parte do sistema deteve-se ao tratamento do esgoto sanitário (águas negras), feito em fossa séptica e filtro anaeróbio, sendo aqui denominada como pré tratamento. O sistema foi dimensionado e adaptado a partir de tanques próprios para tratamento de esgotos domésticos disponíveis no mercado.

Os tanques constituem-se em concreto aramado e tem formato cilíndrico, com dimensões de 80 cm de diâmetro por 80 cm de profundidade. Cada um destes tanques, segundo recomendação do fabricante, tem capacidade para o tratamento de efluentes gerados por até quatro pessoas.

O primeiro compartimento (fossa séptica) recebe diretamente o esgoto. Neste tanque ocorre a separação e depuração anaeróbia de boa parte da matéria orgânica e sólidos flutuantes. Entre o primeiro e o segundo compartimentos, foi instalado um "T" no cano de transferência do efluente, que corresponde ao primeiro ponto de inspeção e amostragem.

Tonetti *et al.* (2005) e Sezerino *et al.* (2007) destacam a eficiência de substratos como colmos de bambu, brita e areia para fixação de bactérias e retenção de sólidos na filtragem do efluente. Com base nestes estudos o segundo compartimento foi preenchido com uma camada de 40 cm de brita número dois sobreposta por uma camada de 30 cm de anéis de bambu, com cerca de cinco centímetros de diâmetro e cortados em dez centímetros de comprimento.



A saída do efluente filtrado é feita com um sistema de sifão construído com canos de 100 mm, que coleta o esgoto a cerca de 20 cm do fundo, de maneira que o efluente passe de forma descendente pelo filtro de bambu e brita, sendo então transferido ao tanque de homogeneização por um cano de 100 mm. O cano de transferência do efluente serve também como segundo ponto de inspeção e coleta de amostras, sendo instalado da mesma forma que o primeiro.

O esquema representativo do sistema de fossa séptica e filtro anaeróbico pode ser observado na figura 1.

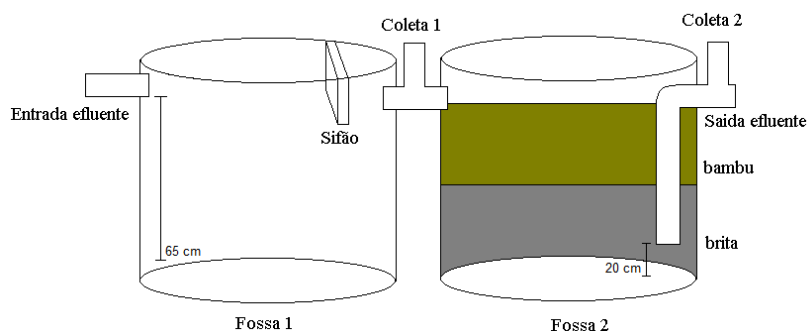


Figura 1: Esquema representativo do sistema de fossa séptica e filtro anaeróbico.

Posteriormente a primeira fase do tratamento, as águas cinzas (oriundas de chuveiro e lavagem de roupa) são adicionadas às águas negras pré-tratadas. Esta adição ocorre em um terceiro tanque, idêntico aos utilizados na construção do sistema de fossa e filtro. Este tanque tem a função de homogeneizar o efluente antes da distribuição nos leitos vegetados. Na saída deste tanque foi instalado um ponto de inspeção idêntico aos dois primeiros, sendo que o mesmo corresponde ao efluente homogeneizado antes do tratamento realizado pelas macrófitas.

A transferência do efluente para o sistema de tratamento por zona de raízes é feita através de um cano de 100 mm, que o conduz para quatro diferentes canos de 50 mm, perfeitamente nivelados. Estes canos tem a finalidade de distribuir o efluente pré tratado de forma uniforme entre os tanques vegetados.

O sistema de zona de raízes foi projetado conforme trabalhos semelhantes realizados por Almeida *et al.* (2007), Almeida e Almeida (2005), Mazzola (2003), Sipinski & Van Kaik (2000), Lemes *et al.* (2008), Sezerino *et al.*, (2003, 2005 e 2007) Van Kaik (2002) e Zanella (2008). Foram construídos quatro diferentes tanques, com medidas de 1,50 m de comprimento, 1,00 m de largura e 1,00 m de profundidade. A entrada do efluente é feita através de um cano de 50 mm de diâmetro, perfurado em sua extensão para facilitar o escoamento do efluente. Este cano foi instalado a uma profundidade de 10 cm no centro do tanque, estando disposto entre as raízes das macrófitas.

A saída do efluente é feita através de um cano coletor de mesma medida, e com o mesmo sistema de perfuração, instalado no fundo de cada tanque. O cano coletor direciona o efluente para um tanque de armazenamento de águas recicladas através de sistemas de sifão e do uso da gravidade. Neste mesmo cano foi instalado o ponto de inspeção e coleta de cada um dos tanques de plantas.

As paredes e fundo de cada tanque foram impermeabilizados com uma membrana de polietileno com espessura de 200 micra, a fim de impedir a percolação da água no solo. Cada tanque foi preenchido por uma camada de 40 cm de areia grossa (sob a qual o cano de saída do efluente foi instalado) seguida por uma camada de 40 cm de brita número 2 (sobre qual foi instalado o cano de entrada do efluente).

Sobre a brita utilizou-se uma camada de cerca de 5 cm de solo arenoso misto de brita. Os 15 cm restantes foram reservados como margem para o alagamento dos tanques.

O esquema representativo dos tanques vegetados pode ser visualizado na figura 2.

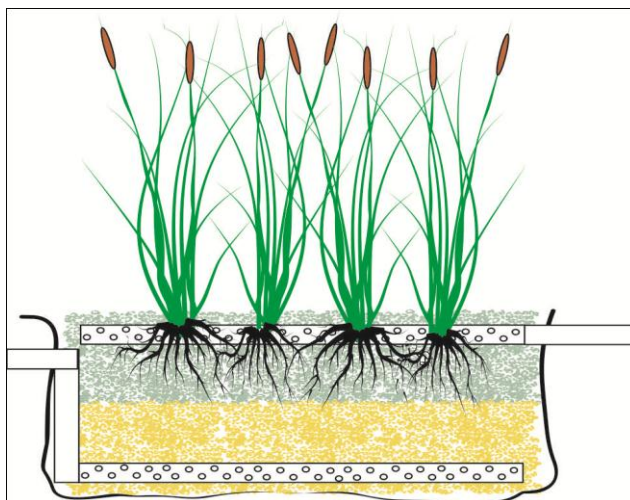


Figura 2: Esquema representativo dos tanques de tratamento por zona de raízes e sistemas de transferência de efluentes.

O dimensionamento proposto por Lemes *et al.* (2008) para a zona de raízes é de cerca de 1m² por pessoa. Como a estimativa de uso do sistema é de até seis pessoas, foram construídos 4 tanques como descritos acima, sendo que 3 deles receberam diferentes espécies de plantas filtradoras e um não foi vegetado, servindo como controle e revelando o papel dos substratos no tratamento.

As macrófitas foram selecionadas levando-se em conta seu potencial de absorção de matéria orgânica, já que habitam zonas de banhados ricas em nutrientes. Segundo Kaik (2002), este potencial pode ser determinado por características anatômicas específicas, como a presença de redes de aerênquimas desenvolvidas no caule das plantas e raízes em forma de cabeleira.

Para o primeiro tanque de zona de raízes foi selecionada a Taboa (*Typha dominguensis* Pers), pertencente a família Thyphaceae, planta bastante estudada nestes sistemas e que tem se mostrado eficiente na remoção de nitrogênio amoniacal, fosfatos, DBO₅, DQO e coliformes totais (Zanella, 2008). O segundo e terceiro tanques receberam respectivamente Birí (*Canna X generalis*) que pertence a família Cannaceae e Inhame (*Colocasia antiquorum* (L.) Schott.) da família Araceae ainda pouco estudadas nestes sistemas, mas intensamente utilizadas em paisagismo pelo excelente potencial ornamental.

Após o estabelecimento das plantas, estas foram podadas a cada seis meses para um eficiente funcionamento do sistema, conforme sugerido por Zanella (2008). Estas podas foram realizadas nos meses de Dezembro e Julho e representam a transferência da matéria orgânica presente no esgoto para a biomassa produzida pelas plantas.

O efluente tratado pelos tanques de zona de raízes foi direcionado a um tanque impermeabilizado com capacidade de 250 litros, que corresponde ao setor de armazenamento da água tratada. Neste ponto foram coletadas as amostras do efluente em seu estado final de tratamento. A partir deste tanque o efluente é direcionado à percolação no solo em um jardim de macrófitas, através de um leito de britas sem impermeabilização, conforme sugerido por Molissson & Slay (1994) e Lutzenberger (1985) in Backes (2005). Neste estágio do tratamento se compôs um sistema misto de fauna e flora aquáticas que colaboram com a paisagem da propriedade.

A constituição da vegetação do sistema, compondo um jardim filtrador, pode ser visualizada na figura 3.

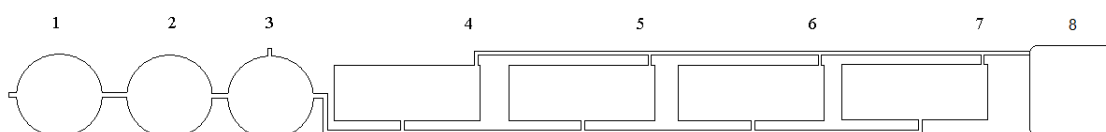


Figura 3: Constituição do jardim filtrador evidenciando as três espécies de macrófitas empregadas no estudo.

MONITORAMENTO DO SISTEMA

A coleta de dados foi realizada no 11º, 12º e 13º meses de funcionamento da estação, nos pontos 1 a 8, fornecendo dados sobre a eficiência do tratamento após o pleno estabelecimento das plantas.

Os estágios do tratamento e pontos de coleta de efluentes que foram analisados podem ser observados no esquema representativo da ETE (Figura 4) e na lista subsequente.



- Fossa séptica; (ponto 1);
- Filtro anaeróbio; (ponto 2);
- Tanque de homogeneização de águas negras e cinzas, anterior à zona de raízes; (ponto 3);
- Média entre as espécies de macrófitas (pontos 4, 5, 6, e 7);
- Tanque de armazenamento; (ponto 8).

Figura 4: Esquema representativo da ETE com os respectivos pontos de coleta.

O efluente foi coletado e armazenado em frascos devidamente esterilizados, sendo que o material de coleta foi fornecido pelo laboratório contratado para realização das análises, a Central Analítica da Universidade Feevale. Foram determinados os níveis de coliformes termotolerantes e totais (SM 9223 A), demanda bioquímica de oxigênio em 5 dias (DBO₅) (SM 5210 D), demanda química de oxigênio (DQO) (SM 5220 C), segundo APHA (2005).

Todos os parâmetros foram posteriormente comparados com os padrões de emissão preconizados na resolução 128/2006 do CONSEMA.



Foram estabelecidas comparações entre os pontos de amostragem a fim de atestar a evolução do tratamento em cada um de seus estágios. Dados referentes ao desenvolvimento das plantas e fatores ambientais como pluviosidade e temperatura média foram considerados na avaliação do sistema.

Os resultados obtidos através das análises foram comparados entre si e a significância das diferenças foi estatisticamente determinada através do software SPSS versão 15.0. Embora as coletas tenham gerado maior número de dados, a discussão decorrente aborda a eficiência total da unidade experimental, comparando os parâmetros dos poluentes entre os pontos de coleta 1 e 8. Os gráficos apresentados revelam o desempenho do sistema em todos os pontos de coleta, tendo sido feita uma média das concentrações dos poluentes entre os tanques vegetados e controle.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir dos resultados obtidos durante os meses de monitoramento, com a realização do conjunto de análises previstas, observações sobre o estabelecimento e desenvolvimento das plantas, dados meteorológicos de pluviosidade e temperatura média e da comparação com trabalhos semelhantes realizados por outros autores foi realizada a avaliação do sistema de tratamento.

A discussão decorrente traz uma abordagem da eficiência da ETE, considerando-se os fatores bióticos e abióticos que podem ter influenciado sobre as plantas durante o período de monitoramento. As análises estatísticas não apresentaram significância, possivelmente devido ao pouco número de amostras, não tendo sido portanto, utilizadas nesta discussão.

Por se tratar de um sistema sob influência de fatores bióticos e abióticos, a eficiência dos tratamentos realizados nos leitos vegetados podem ser relacionados aos índices de pluviosidade e temperatura média durante o monitoramento, assim como ao período de poda das macrófitas. Os fatores de diluição por água da chuva, maior capacidade de evapo-transpiração e absorção de matéria orgânica devem influenciar diretamente no tratamento.

Os índices de pluviosidade e temperatura média no período de 30 dias antes de cada coleta foram de 129mm e 17° C para setembro, 175mm e 19° C para outubro e 40mm e 21° C para novembro (Defesa Civil-RS, 2010). Destaca-se o menor fator de diluição para os tanques no mês de novembro, que foi de menos de 1/3 da diluição referente a setembro e menos de 1/4 da diluição referente a outubro.

As podas foram realizadas no mês de julho de 2010, sendo que no período de setembro e outubro a Taboa e o Biri apresentaram rápido crescimento, que se estabilizou em novembro, com as plantas chegando ao porte máximo, indicado pela floração.

A Taioba sofreu ataque de formigas cortadeiras durante os meses de outubro e novembro, continuando a brotar folhas novas durante todo o período. A espécie somente se re-estabeleceu por completo ao final do mês de novembro, após a coleta referente aos 13 meses de funcionamento da ETE.

Segundo o princípio da transferência da carga orgânica do efluente para biomassa, a maior funcionalidade das plantas no tratamento estaria relacionada ao período de crescimento, sendo que esta capacidade tende a diminuir gradativamente conforme as plantas atingem seu porte máximo.

Eficiência da ETE

A eficiência total do tratamento, reduções obtidas para todos os parâmetros e a avaliação quanto às exigências da resolução 128/2006 do Conesma para lançamento de efluentes domésticos em corpos de água superficiais encontram-se na tabela 1.



Tabela 1: Resultados do tratamento realizado pela ETE, contendo percentual de redução de cada parâmetro e conformidade ou não com a legislação

Parâmetro	Período	Bruto (Ponto 1)		Tratado (Ponto 8)		Legislação*	
		Concentração	Concentração	Concentração	Redução %	Concentração	Atende
DBO ₅ (mg/L)	Setembro	50	50	50	0,00	180	Sim
	Outubro	1950	100	100	94,87	180	Sim
	Novembro	950	150	150	84,21	180	Sim
DQO (mg/L)	Setembro	7695	103	103	98,66	400	Sim
	Outubro	15.550	82	82	99,47	400	Sim
	Novembro	1492	497	497	66,65	400	Não
C. Termot. NMP/100 mL	Setembro	1,1 x 10 ⁶	5,2 x 10 ⁴	5,2 x 10 ⁴	95,27	100.000	Sim
	Outubro	>2,4 x 10 ⁷	1,9 x 10 ⁵	1,9 x 10 ⁵	99,21	100.000	Não
	Novembro	>2,4 x 10 ⁷	1,2 x 10 ⁶	1,2 x 10 ⁶	95,04	100.000	Não
C. Totais NMP/100 mL	Setembro	1,6 x 10 ⁷	5,3 x 10 ⁵	5,3 x 10 ⁵	96,69	0**	X
	Outubro	>2,4 x 10 ⁷	7,9 x 10 ⁶	7,9 x 10 ⁶	67,35	0**	X
	Novembro	>2,4 x 10 ⁷	2,4 x 10 ⁶	2,4 x 10 ⁶	90,08	0**	X

*Concentrações permitidas para lançamento de efluentes com vazão ≤ a 20 m³/dia conforme resolução 128/2006 do Consema.

** Não estabelecido.

As amostras realizadas no sistema de fossa e filtro no mês de setembro apresentaram, com exceção da DQO, baixas concentrações em todos os parâmetros, fato possivelmente relacionado ao uso de hipoclorito de sódio na higienização dos vasos sanitários. Com a suspensão do uso deste produto nos meses seguintes, todos os parâmetros analisados tiveram aumento em suas concentrações. O mesmo fator pode ter sido responsável pela redução da DQO no mesmo estágio do tratamento durante o mês de novembro.

DBO₅

O tratamento realizado pela ETE apresentou eficiência máxima de 95% na redução da DBO₅ no mês de outubro, diminuindo as concentrações de 1950 para 100 mg/L. Devido a baixa carga do esgoto bruto no mês de setembro, em termos percentuais a redução de DBO₅ foi menor, porém neste período o efluente tratado apresentou melhores condições, com concentração de 50 mg/L.

Van Kaik (2002) e Almeida *et al.* (2007) obtiveram 83,9 e 87,55% de redução para o mesmo parâmetro, diminuindo as concentrações de 374 para 58,30 mg/L e de 147,44 para 18,35 mg/L respectivamente em sistemas de zona de raízes com plantas mistas. Em todas as análises o tratamento atende a resolução Consema 128/2006 para lançamento em corpos d'água superficiais, que é de 180 mg/L para efluentes com vazão menor ou igual a 20 m³/dia. A figura 5 apresenta o desempenho da ETE no tratamento da DBO₅ no decorrer dos meses de monitoramento. Denota-se a tendência de redução dos parâmetros durante a evolução do tratamento, comprovando a eficácia do sistema.

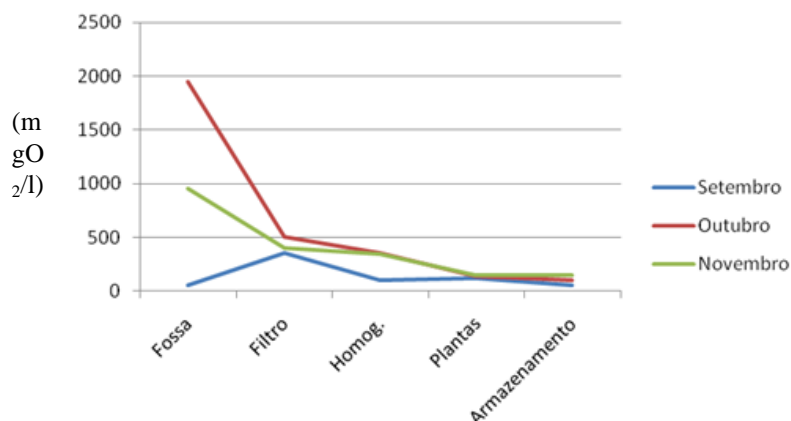


Figura 5: Desempenho da ETE no tratamento de DBO₅.

DQO

A ETE apresentou a maior remoção de DQO no mês de outubro, obtendo 99,5% de eficiência no tratamento deste parâmetro e diminuindo as concentrações de 15.550,20 para 82 mg/L. Van Kaik (2002) obteve 81,6% de eficiência e Almeida *et al.* (2007) observaram uma redução de 89% na DQO de esgoto tratado por zonas de raízes. O tratamento realizado por estes autores reduziu de 590,25 para 108,50 e 553,00 para 77,39 mg/L as concentrações da DQO.

Embora a DQO observada para o mês de novembro tenha sido superior às encontradas pelos autores citados e ao permitido pela legislação, os demais tratamentos, referentes a setembro e outubro atendem a resolução Consema 128/2006 para lançamento em corpos d'água superficiais, que é de 400 mg/L para efluentes com vazão menor ou igual a 20 m³/dia.

O aumento da DQO do esgoto tratado no mês de novembro pode ter relação com os baixos índices de pluviosidade para o período anterior a coleta (40 mm), que reduziram consideravelmente o fator de diluição das águas tratadas, e com a diminuição da taxa de crescimento das plantas, indicada pela floração das mesmas e que implicaria em menor capacidade de absorção dos nutrientes do efluente.

Ressalta-se ainda às características do esgoto bruto tratado neste experimento, que apresenta concentrações bastante altas para todos os parâmetros analisados, mostrando-se com carga poluente consideravelmente maior do que o efluente tratado pelos autores citados. A figura 6 representa o desempenho da ETE no tratamento da DQO.

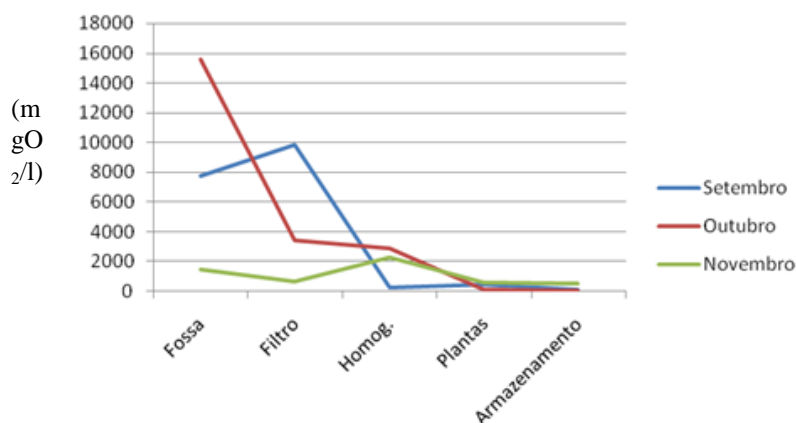


Figura 6: Desempenho da ETE no tratamento de DQO.



Coliformes termotolerantes e totais

O tratamento referente à coliformes fecais apresentou reduções de 95 a 99%, obtendo conformidade com a legislação somente no mês de setembro. Embora tenha diminuído as concentrações de coliformes consideravelmente em outubro e novembro estas ficaram acima do limite estabelecido em 1.000.000 NMP/100mL para lançamento de efluentes em corpos hídricos superficiais pela resolução 128/2006 do Consema.

Almeida *et al.* (2007) obtiveram redução de 98,47 para o mesmo parâmetro, reduzindo o NMP/100mL de $4,2 \times 10^7$ para $7,2 \times 10^5$ Van Kaik *et al.* (2008) obtiveram índices de redução entre 74 e 99% para coliformes termotolerantes em monitoramento realizado em 5 diferentes ETE's com plantas mistas.

O grupo coliformes totais teve reduções de 67 a 96% no tratamento realizado pelo presente trabalho, obtendo concentrações finais entre $5,3 \times 10^5$ e $2,4 \times 10^6$ NMP/100mL. Almeida *et al.* (2007) obtiveram eficiência de 98,41% no tratamento referente a coliformes totais, reduzindo o NMP/100mL de $3,8 \times 10^7$ para $5,8 \times 10^5$.

Van Kaik *et al.* (2008) obtiveram redução 59 a 99% de coliformes totais em monitoramento realizado em 5 diferentes ETE's com plantas mistas. As figuras 7 e 8 apresentam as concentrações de coliformes termotolerantes e totais respectivamente, evidenciando o efeito do hipoclorito de sódio sobre as bactérias no mês de setembro e o efeito dos leitos vegetados sobre estes parâmetros.

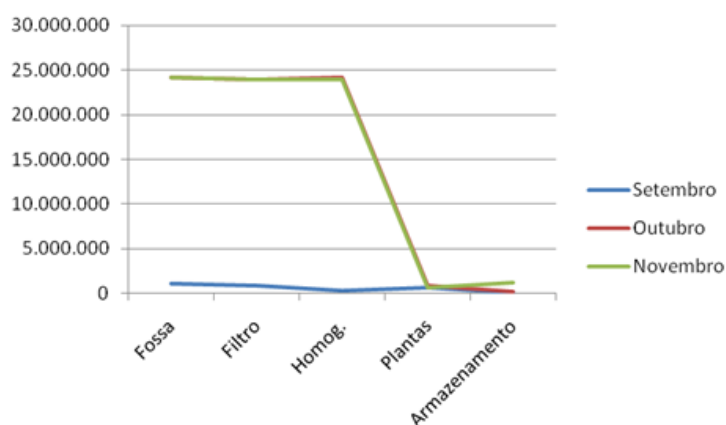


Figura 7: Comportamento da ETE no tratamento de Coliformes termotolerantes.

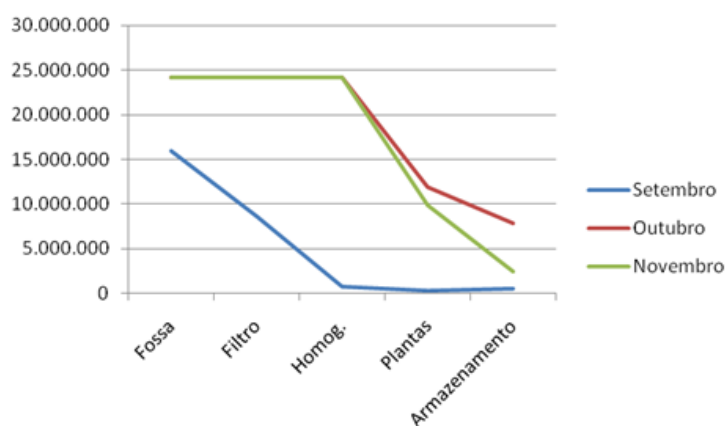


Figura 8: Comportamento da ETE no tratamento de Coliformes totais.



CONCLUSÕES

Os leitos filtrantes apresentaram grande eficiência no tratamento do esgoto, reduzindo consideravelmente todos os parâmetros analisados. Para comprovação estatística destes resultados e uma efetiva avaliação do sistema se faz necessário um maior número de coletas, que venham a diminuir os valores de desvio padrão e variância, gerando dados mais confiáveis.

Devido a alta capacidade de retenção e depuração dos poluentes presentes no esgoto sanitário, os sistemas de zona de raízes apresentam-se como ótima opção para complemento do tratamento realizado pelo sistema fossa/filtro, melhorando significativamente a qualidade da água e aproximando-se dos padrões estabelecidos pela legislação vigente.

O uso de hipoclorito de sódio na higienização dos vasos sanitários interferiu positivamente no resultado final do tratamento, principalmente em relação as bactérias do grupo coliforme. Embora tenha provavelmente afetado a comunidade microbológica que auxilia na decomposição da matéria orgânica, esta pode ser uma alternativa na eliminação de patógenos, visto que o sistema somente atendeu a legislação durante o período de uso deste produto.

Estes sistemas têm baixo custo de construção, manutenção e operação, podendo ser integrados aos jardins residenciais, parques, praças e terrenos urbanos. Constituem jardins funcionais, que além de colaborar com o paisagismo purificam a água, geram biomassa, contribuem para manutenção da biodiversidade criando micro climas e micro habitats.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALMEIDA, R. A.; ALMEIDA N. A. M. Remoção de coliformes do esgoto por meio de espécies vegetais. Revista Eletrônica de Enfermagem, Goiânia, v. 07, n. 03, p. 306 – 317, 2005.
2. ALMEIDA, R. A. ; OLIVEIRA, L. F. C.; KLIEMANN, H. J. Eficiência de espécies vegetais na purificação de esgoto sanitário. Pesquisa Agropecuária Tropical (UFG), Goiânia, v. 37, n. 2, p. 01-09, 2007.
3. APHA; AWWA; WPCF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21th ed, Washington D.C: American Public Health Association, 953p, 2005.
4. BAHLO, K.; WACH, G. Naturnahe Abwasserreinigung. Staufen bei Freiburg: Ökobuch Verlag, 1996.
5. Brix, H. Function of macrophytes in constructed wetlands. Water Science and Technology, London, v. 29, n. 4, p. 71-78, 1994.
6. Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal. Instruções para Instalação de Fossa séptica e Sumidouro - Assessoria de Saneamento Rural – PRR. www.caesb.df.gov.br. 7 mai. 2009.
7. CONSEMA Conselho de Recursos Hídricos do Estado do Rio Grande do Sul - CRH. Resolução nº 0128/2006. <http://www.rs.gov.br>. 7 mai. 2009.
8. DEFESA CIVIL - Governo do Estado do Rio Grande do Sul. Disponível em: http://www2.defesacivil.rs.gov.br/estatistica/pluviometro_consulta.asp. 20 Nov. 2010.
9. FUNASA - Fundação Nacional de Saúde. Manual de saneamento. Brasília: Ministério da Saúde, 255 p. 1994.
10. INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL; Consumo e perda de água na cidade de São Paulo, novembro 2007. www.mananciais.org.br. 7 mai. 2009.
11. LEMES, J. L. V. B. ; SCHIRMER, W. N. ; CALDEIRA, M. V. W. ; VAN KAICK, T. ; LOPES, O. A. ; BARBARA, R. R. Tratamento de esgoto por meio de zona de raízes em comunidade rural. Revista Acadêmica. Ciências Agrárias e Ambientais, v. 06, p. 169-179, 2008.
12. LUTZENBERGER; J. Ecologia – do Jardim ao Poder. 1985. In: BACKES; P. Lutzenberger e a Paisagem. Paisagem do Sul, Porto Alegre, 208 p. 2005.
13. MAZZOLA, M. ; ROSTON, D. M.; VALENTIM, M. A. Utilização de leitos cultivados (construced wetlands) no tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado. In: VIII Encontro científico de pós-graduação do CENA-USP, 2002, Piracicaba - SP, 2003.
14. MCGHEE, T.J. Water supply and sewerage. 6th ed. McGraw-Hill, New York. 602 p. 1991.



15. MOLLISON, B; SLAY, R. M. Introdução à Permacultura. Trad. André Luis Jaeger Soares. Tyalgum: Tagari, 1994
16. Organização Mundial da Saúde - OMS - Guias para la calidad del agua potable - Volume 1: Recomendaciones - Genebra . 1995
17. PEEL, M. C. AND FINLAYSON, B. L. AND MCMAHON, T. A. "Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification". 'Hydrol. Earth Syst. Sci.' 11: 1633–1644. 2007.
18. Pró Guaíba. Programa Pró-Guaíba Disponível em: <http://www.proguaiba.rs.gov.br/bacias.htm>. 7 mai. 2009.
19. SCHÄFER, A. Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais. Porto Alegre: Editora da Universidade, 532 pg. 1985.
20. SEZERINO, P. H. ; PHILIPPI, L. S. Tratamento de esgotos usando filtros plantados com macrófitas. Saneamento Ambiental, São Paulo, v. AnoXIV, n. 95, p. 40-45, 2003.
21. SEZERINO, P. H.; PELLIZZARO B. A.; LOBO, M. A.; LAPOLLI, F. R.; PHILIPPI, L. S. Sistemas Naturais Aplicados ao Tratamento Descentralizado de Esgotos: Uso combinado de Lagoas de Estabilização e Filtros Plantados com Macrófitas Aquáticas (wetlands). Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária Ambiental, Campo Grande, 2005.
22. SEZERINO, P. H. ; OLIJNYK, D. P.; BENTO, A. P.; PANCERI, B.; PHILIPPI, L. S. Tratamento de efluente doméstico combinado com efluente agroindustrial utilizando filtro plantado com macrófitas - constructed wetlands. Evidência (Videira), v. 6, p. 229-236, 2007.
23. SEZERINO, P. H. ; REGINATTO, V.; MATER, A. ; BENTO, A. P.; SOARES, H. M. ; PHILIPPI, L. S. Tratamento terciário de efluentes da indústria processadora de aves e suínos - estudo em colunas de areia. Revista Brasileira de Agrociência, v. 13, p. 73-79, 2007.
24. SOUSA, J. T.; HAANDEL, A. C. V.; LIMA, E. P. C.; HENRIQUE, I. N. Utilização de Wetland Construído no Pós-tratamento de Esgotos Domésticos Pré-tratados em Reator UASB. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 09, n. 4, p. 285-290, 2004.
25. SIPINSKI, M. A.; VAN KAICK, T. S. Estação de tratamento de esgoto (ETE) piloto na Reserva Morro da Mina/SPVS, Antonina Paraná. Cadernos do Litoral, Curitiba, n. 3, p. 64, 2000.
26. TCHOBANOGLIOUS, G. Constructed wetlands: natural treatment system. p. 992-1002. In G. Tchobanoglous. Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse. 3. ed. Metcalf. & Eddy. Mc Graw-Hill, Toronto. 1334 p. 1991.
27. TONETTI, A. L. ; CORAUCCI FILHO, B. ; STEFANUTTI, R. ; FIGUEIREDO, R. F.; SÃO PEDRO, C. C. O. Remoção de matéria orgânica, coliformes totais e nitrificação no tratamento de esgotos domésticos por filtros de areia. Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, v. 10, n. 03, p. 209-218, 2005.
28. USEPA - United States Environmental Protection Agency. Land treatment of municipal wastewater. Supplement on rapid infiltration and overland flow, EPA 625/1-81-013a. Cincinnati, Ohio, USA: Process design manual technology transfer. Center for Environmental Research Information. 121p. October 1984.
29. VAN KAICK, T. S. Estação de tratamento de esgoto por meio de zona de raízes: uma proposta de tecnologia apropriada para saneamento básico no litoral do Paraná. 2002. 128 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2002.
30. VAN KAICK, T. S.; MACEDO, C. X.; PRESZNHUK, R. A. O. Jardim ecológico - tratamento de esgoto por zona de raízes: análises e comparação da eficiência de uma tecnologia de saneamento apropriada e sustentável. In: VI Semana de Estudos da Engenharia Ambiental UNICENTRO, 2008, Irati. VI Semana de Estudos da Engenharia Ambiental, 2008.
31. VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. v. 1. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 243 p. 1996.
32. ZANELLA, L. Plantas Ornamentais no pós Tratamento de Eluentes Sanitários: Wetlands- Construídos Utilizando Brita e Bambu como Suporte. Campinas, Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, 2009. 189p.



UTILIZAÇÃO DO CAPIM VETIVER NA REMOÇÃO DE NUTRIENTES DO ESGOTO SANITÁRIO

Fernando Ernesto Ucker⁽¹⁾

Eng. Ambiental, MSc., Professor da Pontifícia Universidade Católica de Goiás – PUC/GO. Doutorando em Agronomia pela Universidade Federal de Goiás – UFG.

Rogério de Araújo Almeida⁽²⁾

Eng. Agrônomo, Dr., Professor da Escola de Agronomia e do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Meio Ambiente da Universidade Federal de Goiás – UFG.

Endereço⁽¹⁾: Rua C – 181; Quadra 455; Lote 1/26; Setor Jardim América; Goiânia. Goiás. CEP: 74.275-200, Brasil - Tel: +55 (62) 8488-7849 - e-mail: ferucker@gmail.com

RESUMO

No presente trabalho objetivou-se avaliar a eficiência do capim Vetiver na remoção de nutrientes presentes no esgoto sanitário. O experimento foi realizado na Estação de Pesquisas em Tratamento de Esgotos com Plantas, localizada na Estação de Tratamento de Esgotos Samambaia, em Goiânia, GO. A unidade experimental possuiu doze módulos de tratamento, preenchidos com camadas sobrepostas de substrato. Do fundo até a superfície foram utilizados: 15 cm de brita #3; 10 cm de brita #1; 20 cm de areia lavada e 5 cm de brita #1. Seis módulos foram vegetados com o capim Vetiver e seis módulos permaneceram sem planta. No interior dos módulos o esgoto foi mantido a 5 cm da superfície do substrato (posição H₁) ou a 25 cm da superfície (posição H₂). Utilizaram-se quatro tratamentos, que consistiram da combinação da presença ou não de planta com o nível de esgoto dentro dos módulos de tratamento, com três repetições. O afluente foi captado da entrada da lagoa facultativa da ETE e aplicado superficialmente no centro de cada módulo, de forma automatizada, com taxa de 74 L.m⁻².d⁻¹. Por um período de 200 dias, coletaram-se amostras do esgoto antes e após o tratamento e analisaram-nas para determinação de nitrogênio amoniacal e fósforo total, e cálculo da eficiência em sua remoção, considerando-se as taxas de evapotranspiração. Os resultados foram submetidos aos testes F e de Tukey, a 5% de probabilidade. O tratamento com a presença da planta e nível de esgoto H₁ apresentou eficiência mais elevada na remoção da carga contaminante, sendo de 90,5% para fósforo total e 93,9% para nitrogênio amoniacal.

PALAVRAS-CHAVE: *wetlands*, zona de raízes, alagados construídos.

INTRODUÇÃO

O crescimento desordenado da população mundial, juntamente com o uso inadequado da água, contribui para a contaminação de mananciais, tornando a água um bem cada dia mais valioso. Diante disso, é premente a necessidade de se reduzir a contaminação hídrica, assim como de se buscar alternativas social e economicamente viáveis para o tratamento e reutilização dos efluentes gerados pela população.

Entre as soluções mais atrativas encontradas evidenciam-se aqueles tratamentos que simulam os fenômenos que ocorrem espontaneamente na natureza, como os verificados nos brejos, em que espécies vegetais purificam as águas. O tratamento de efluentes por este sistema constitui uma opção reconhecida e recomendada, sendo efetivo na redução da matéria orgânica, na assimilação de nutrientes de plantas e retenção ou eliminação de substâncias tóxicas que, de outra maneira, seriam lançadas no meio ambiente (ARIAS; BRIX, 2003).

Em vários países do mundo tem sido utilizada uma planta de sistema radicular profundo e abundante, bastante resistente a variações climáticas e tolerante a contaminantes. Trata-se do capim Vetiver (*Vetiveria zizanioides* L. Nash), já utilizado no Brasil na vegetação de encostas com o objetivo de controlar processos erosivos (OROZCO, 2009).



Com base no exposto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a eficiência do capim Vetiver na remoção de nutrientes presentes em água residuárias.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado na Estação de Pesquisas em Tratamento de Esgotos com Plantas (Eptep), da Universidade Federal de Goiás (UFG), localizada em área da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) Samambaia, que é operada pela Saneamento de Goiás S.A. (Saneago), no município de Goiânia, Goiás.

A unidade experimental possui doze módulos de tratamento (Figura 1), cada um constituído por uma caixa em fibra de cimento amianto, redonda, da marca comercial Eternit, com altura de 0,73 m, e volume total de 1,0 m³. As caixas foram dispostas na superfície do solo, equidistantes 1,0 m umas das outras.



Figura 1: Vista geral dos doze módulos de tratamento do sistema de tratamento de esgoto por alagados construídos, em 15 de dezembro de 2011 (198 dias após o início da aplicação do esgoto).

Cada módulo foi preenchido com a mesma altura e tipo de substrato: no fundo colocou-se 15 cm de brita # 3, na sequência 10 cm de brita # 1, 20 cm de areia, 5 cm de brita # 1. A esquematização de cada módulo pode ser vista na Figura 2. A água residuária utilizada no experimento foi proveniente da parte inicial da lagoa facultativa da ETE Samambaia, abastecida pela comunidade universitária.

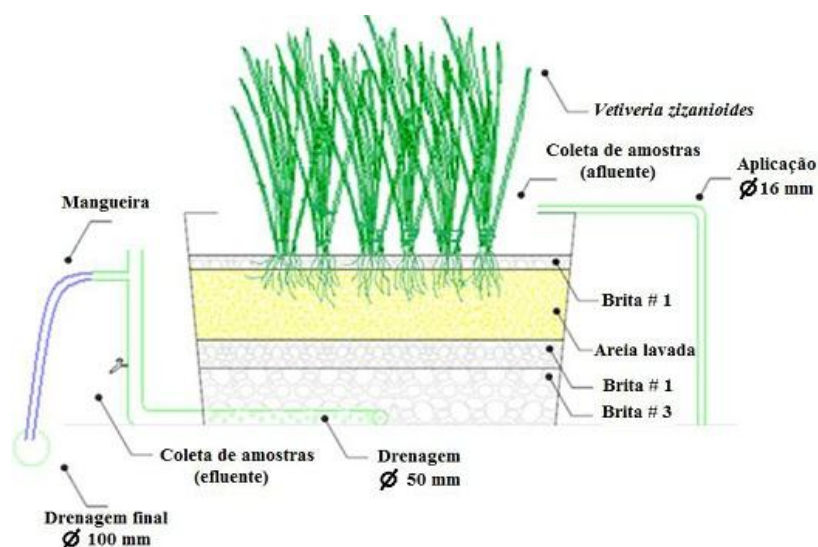


Figura 2: Representação esquemática de um módulo de tratamento de efluente com capim Vetiver.

Os tratamentos utilizados na pesquisa correspondem a uma combinação da presença (V) ou ausência (S) do



capim Vetiver com um dos dois níveis de manutenção do esgoto dentro do módulo de tratamento (H_1 ou H_2), totalizando quatro tratamentos.

O esgoto no interior dos módulos de tratamento foi mantido nas posições H_1 ou H_2 , mediante o posicionamento do tubo externo de drenagem. A altura H_1 significou um nível de esgoto dentro dos módulos de tratamento mantido a 5 cm abaixo da superfície do substrato (preenchendo os substratos de areia lavada, brita # 1 e brita # 3, ou seja, 45 cm a partir do fundo do módulo de tratamento). Já a altura H_2 significou um nível de esgoto dentro dos módulos de tratamento mantido a 25 cm abaixo da superfície (não mais preenchendo a camada de areia lavada, mas apenas as camadas inferiores de britas # 1 e # 3, ou seja, 25 cm a partir do fundo do módulo de tratamento).

No período entre julho e dezembro de 2011 foram coletadas amostras do esgoto, antes e após passar pelos módulos de tratamento, totalizando nove amostragens. Avaliaram-se os nutrientes nitrogênio amoniacal e fósforo total, conforme métodos descritos pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WPCF, 1998).

As eficiências na remoção dos nutrientes foram calculadas considerando-se as taxas de evapotranspiração observadas, conforme sugerido por Almeida e Ucker (2011). Os resultados foram submetidos à análise de variância (Teste F) e ao teste de médias (Tuckey), com 5% de probabilidade, utilizando a ferramenta SAS (*Statistical Analysis System*).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os valores médios das concentrações de nitrogênio amoniacal e fósforo total no afluente e no efluente, e as eficiências percentuais de sua remoção pelo sistema de tratamento são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1: Valores médios das concentrações de fósforo total e nitrogênio amoniacal no afluente e efluente, e das eficiências percentuais de sua remoção pelo sistema de tratamento com plantas.

Tratamento ⁴	Fósforo Total			Nitrogênio Amoniacal		
	Afluente ¹	Efluente ²	Ef. ³	Afluente ¹	Efluente ²	Ef. ³
VH ₁	4,9	1,1	90,5 a	15,0	2,2	93,9 a
VH ₂		1,9	70,2 b		5,3	73,7 b
SH ₁		3,0	44,3 c		9,6	42,1 c
SH ₂		3,0	44,6 c		9,0	43,0 c
C.V. (%)			14,3			12,4

¹ Valor médio de fósforo total e nitrogênio amoniacal (mg L^{-1}) na entrada da lagoa facultativa;

² Valor de fósforo total e nitrogênio amoniacal (mg L^{-1}) após passar pelo sistema de tratamento; ³ Eficiência percentual: $\text{Ef}(\%) = 100[(\text{Ce} \times \text{Ve}) - (\text{Cs} \times \text{Vs})] / (\text{Ce} \times \text{Ve})$; em que: Ce: concentração do atributo de entrada no sistema; Ve: volume de esgoto na entrada do sistema; Cs: concentração do atributo de saída no sistema; Vs: volume de esgoto na saída do sistema; ⁴ Tratamento: VH₁: Capim vetiver e altura de esgoto H_1 ; VH₂: Capim vetiver e altura de esgoto H_2 ; SH₁: Testemunho e altura de esgoto H_1 ; SH₂: Testemunho e altura de esgoto H_2 ;

A remoção de fósforo foi de 90,5% para VH₁ e de 70,2% para VH₂, que diferiram estatisticamente entre si. Nos módulos sem a presença da planta os valores foram mais baixos, com 44,3% de remoção nos módulos de tratamento SH₁ e 44,6% de remoção nos módulos SH₂ (Figura 3), que não diferiram estatisticamente entre si, mas diferiram dos demais tratamentos. Assim, o nível de esgoto dentro dos módulos influenciou no resultado do tratamento onde havia a presença de plantas.

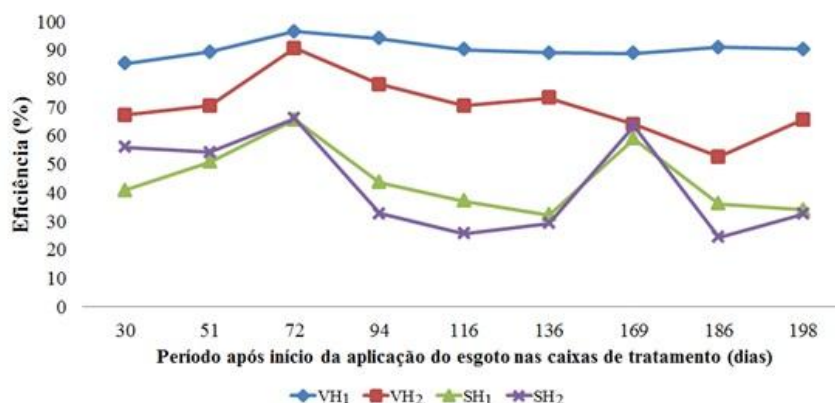


Figura 3: Evolução da eficiência percentual na remoção do fósforo total nos módulos de tratamento de esgoto ao longo do tempo. VH₁: Módulo de tratamento com capim Vetiver e nível de esgoto H₁; VH₂: Módulo com capim Vetiver e nível de esgoto H₂; SH₁: Módulo apenas com substrato e nível de esgoto H₁; SH₂: Módulo apenas com substrato e nível de esgoto H₂.

A eficiência de remoção de fósforo dos módulos VH₁ manteve-se praticamente constante durante todo o experimento. Já o módulo VH₂ alternou eficiências altas, como aos 72 dias após o início da aplicação de esgoto, e baixas. Já os módulos SH₁ e SH₂ tiveram um comportamento bem diferente dos demais, com uma queda brusca na eficiência de remoção do fósforo a partir do dia 72, porém com ponto de elevação aos 169 dias.

Segundo Moortel et al. (2009), a liberação de oxigênio pelas raízes pode aumentar a capacidade de adsorção do fósforo por meio dos substratos, o que pode ter influenciado para fazer com que os sistemas de tratamento com plantas tivessem uma eficiência de remoção maior do que os sistemas sem a presença das plantas. Meira et al. (2001) destacam que em alagados construídos, com brita e areia como substrato, os principais mecanismos para remoção de fósforo são a sedimentação e a precipitação, uma vez que tais materiais têm baixa capacidade de adsorção e a exportação do fósforo do sistema ocorre devido à absorção pela vegetação.

A eficiência média percentual obtida na remoção do nitrogênio amoniacal foi de 93,9% para VH₁, e de 73,7% para VH₂. Nos módulos SH₁, houve remoção de 42,1% do nitrogênio amoniacal presente, e nos módulos SH₂ houve remoção de 43,0% (Figura 4). Estatisticamente, os módulos com planta diferiram entre si, e diferiram também dos módulos sem a presença da planta, que por sua vez não diferiram entre si. Os resultados apresentados mostram uma superioridade dos módulos vegetados com o Capim Vetiver e com nível maior de esgoto.

Observa-se que os módulos de tratamento VH₁ mostraram grande potencialidade para remoção de nitrogênio amoniacal, pois além da remoção média final acima de 90%, observou-se um comportamento praticamente constante durante todo o experimento (Figura 4). Os módulos VH₂, com menor nível de esgoto, apresentaram pequenas variações na remoção do atributo. Já os módulos sem a presença da planta mostraram grandes oscilações ao longo do experimento.

Kadlec e Knight (1996) atentam para os diferentes processos de remoção do nitrogênio amoniacal da fração líquida nos sistemas de tratamento por alagados construídos, destacando a incorporação na biomassa vegetal, a adsorção ao material filtrante e, com mais ênfase, a nitrificação seguida da desnitrificação.

Estudos com a planta *Vetiveria zizanioides* comprovam sua eficiência na remoção de nitrogênio do esgoto. Segundo Cull et al. (2000), pesquisas pela Ásia mostram que o capim Vetiver tem uma rápida, constante e alta capacidade na remoção de nutrientes como nitrogênio e fósforo, além de grandes quantidades de agroquímicos e metais pesados.

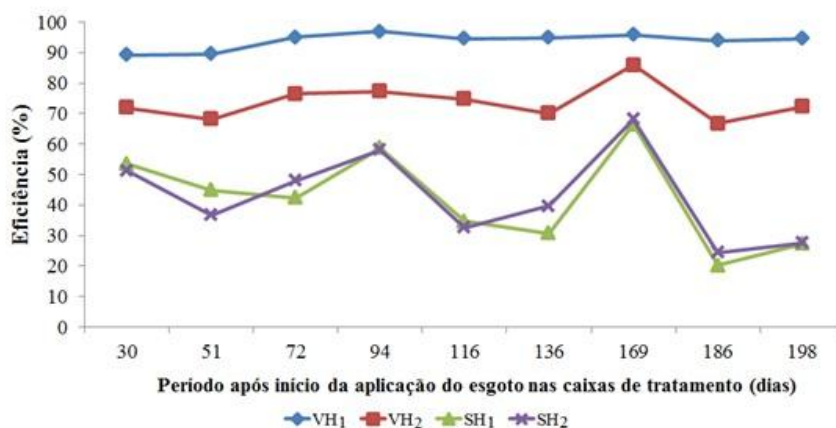


Figura 4: Evolução da eficiência percentual na remoção do nitrogênio amoniacal nos módulos de tratamento de esgoto ao longo do tempo. VH₁: Módulo de tratamento com capim Vetiver e nível de esgoto H₁; VH₂: Módulo com capim Vetiver e nível de esgoto H₂; SH₁: Módulo apenas com substrato e nível de esgoto H₁; SH₂: Módulo apenas com substrato e nível de esgoto H₂.

CONCLUSÕES

1. O sistema de tratamento do tipo alagados construídos, de fluxo sub-superficial vertical descendente, vegetado com capim Vetiver mostrou-se eficiente na remoção de nitrogênio amoniacal e fósforo total, do esgoto sanitário produzido em uma unidade universitária.
2. Os módulos de tratamento com a presença do capim Vetiver e nível de esgoto H1 (5 cm abaixo da superfície do substrato) foram superiores (remoção de 90,5% de fósforo total e 93,9% de nitrogênio) aos demais tratamentos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALMEIDA, R.A.; UCKER, F.E. Considerando a evapotranspiração no cálculo de eficiência de estações de tratamento de esgoto com plantas. **Revista Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 8, n. 4, p. 39-45, 2011.
2. APHA; AWWA; WPCF. **Standard methods for examination of water and wastewater**. 20. ed. Washington D.C, 1998.
3. ARIAS, C.A.; BRIX, H. Humedales artificiales para el tratamiento de águas residuales. **Revista Ciência e Ingeniería Neogranadina**, Bogotá, Colombia. v.13, p. 17-24, 2003.
4. CULL, R.H.; HUNTER, H.; HUNTER, M.; TRUONG, P. Application of Vetiver Grass Technology in off-site pollution control. II Tolerance of vetiver grass towards high levels of herbicides under wetlands conditions, 2000, Tailândia. **Proceedings...** Second International Vetiver Conference, 2000.
5. KADLEC, R.H.; KNIGHT, R.L. **Treatment Wetlands**. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 1996. 893 p.
6. MEIRA, C.; CEBALLOS, B.S.O.; SOUZA, J.T.; KONIG, A. *Wetlands* vegetados no polimento de águas superficiais poluídas: primeiros resultados. In: XXI CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2001, João Pessoa. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, p. 1-6, 2001.
7. MOORTEL, A.M.K.V.; ROUSSEAU, D.P.L.; TACK, F.M.G.; PAUW, N.D. A comparative study of surface and subsurface flow constructed wetlands for treatment of combined sewer overflows: A greenhouse experiment. **Ecological Engineering**, v. 35, p. 175-183, 2009.
8. OROZCO, M.M.D. **Caracterização da gramínea *Vetiveria zizanioides* para aplicação na recuperação de áreas degradadas por erosão**. Belo Horizonte, MG: Universidade Federal de Minas Gerais. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, 2009. 96 p.



DESENVOLVIMENTO DA MACRÓFITA *TYPHA SP.* EM LEITOS CULTIVADOS ("CONSTRUCTED WETLAND")

Marcelus A A Valentim⁽¹⁾

Professor Doutor Centro Estadual de Educação Tecnológica Paula Souza/SP.

Denis Miguel Roston

Professor da Faculdade de Engenharia Agrícola-UNICAMP, Campinas/SP

Giovani A. Brota

Tecnólogo em Saneamento do Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia Agrícola-UNICAMP

e-mail⁽¹⁾: ma_valentim@yahoo.com.br

RESUMO

Este artigo apresenta o desenvolvimento por aproximadamente quatro meses da macrófita *Typha sp.* em leitos cultivados ("constructed wetland") pertencentes ao sistema natural de tratamento de efluentes instalado na Faculdade de Engenharia Agrícola/UNICAMP, Campinas/SP, Brasil. Os leitos cultivados foram construídos em alvenaria de blocos, utilizando-se brita # 2 (diâmetro equivalente de 55 a 90mm e volume de vazios de 49%) como meio suporte e operados por cinco anos. A *Typha sp.* se mostrou bastante adaptável a este sistema de tratamento, atingindo, em média 2,1 metros de altura após 2,5-3 meses de desenvolvimento (indicando 3-4 cortes ao ano) e produzindo valores médios de biomassa de 7,3 ton MS/ ha.mês. Também foram observadas diferentes espécies de pássaros que utilizavam esta planta como abrigo e desenvolvimento de ninhos.

PALAVRAS-CHAVE: constructed wetland, macrófita, *Typha sp.*, sistema natural de tratamento

INTRODUÇÃO

Os leitos cultivados são baseados nos sistema naturais de alagados ou "wetlands" tendo como características (Valentim, 1999):

- Otimizar os processos químicos e biológicos e as operações físicas que ocorrem numa várzea natural;
- Vazão subsuperficial que impede o contato de pessoas, animais e mosquitos com a lâmina d'água;
- Retirada de nutrientes (Nitrogênio e Fósforo) pelas plantas e pelo processo de desnitrificação (N₂);
- Diminuição de organismos entéricos por decaimento natural e por predação.

Entre 1998 e 2003 foi operado um sistema natural de tratamento de efluentes instalado na Faculdade de Engenharia Agrícola-UNICAMP, Campinas/SP, constituído de seis Leitos Cultivados ("Constructed Wetland") de fluxo subsuperficial como pós-tratamento de um Tanque Séptico Modificado.

Dentre as macrófitas, a *Typha sp.*, conhecida como taboa, mostrou-se bem adaptável às condições de clima, cultivo e manejo, apresentando-se como uma das espécies a serem utilizadas neste tipo de sistema, seja pelo seu desenvolvimento vegetativo, seja por sua distribuição cosmopolita no território brasileiro (Lorenzi, 1982)

DESCRIÇÃO DO SISTEMA

Os leitos cultivados ("constructed wetland") de vazão subsuperficial (Figura 1a) tratavam o efluente de um tanque séptico modificado (Figura 1b). Depois de implantado o sistema operou por cinco anos.



Figura 1: (a) Leitos cultivados (“constructed wetlands”) e (b) tanque séptico modificado

Os leitos cultivados foram construídos em alvenaria de blocos, sendo testadas duas formas geométricas: retangular (4,0 x 1,0m) e quadrada (2,0 x 2,0m). Usou-se brita # 2 (diâmetro equivalente de 55 a 90mm e volume de vazios de 49%) como meio suporte e foram cultivadas 3 macrófitas emergentes em sistema de monocultivo, *Scirpus sp.*, *Eleocharis sp.*, além da *Typha sp.* apresentada neste trabalho.

MANEJO DA MACRÓFITA

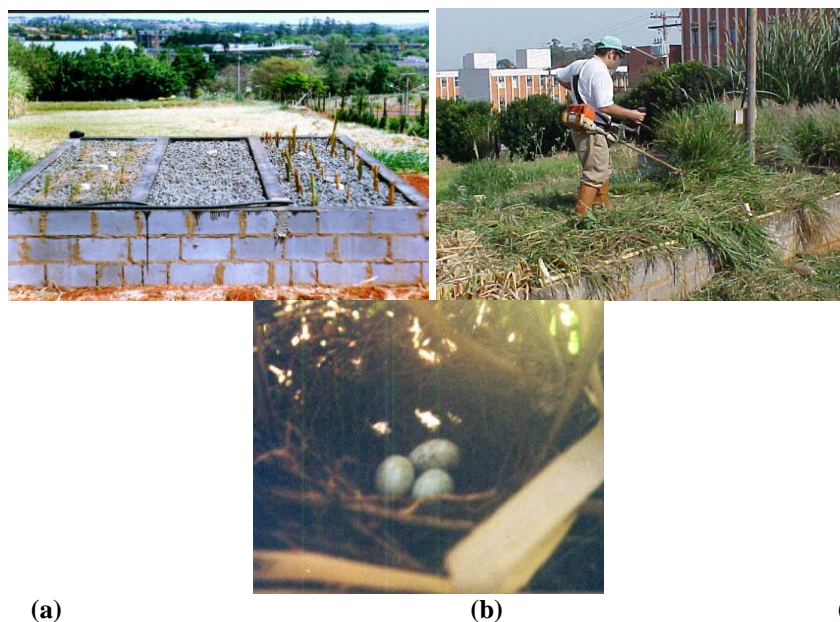
Nos leitos cultivados retangulares e quadrados, a *Typha sp.* (Figura 2) foi plantada na proporção de 1 muda por 2,5 m², totalizando 10 mudas em cada leito, sendo suas raízes dispostas a 40 cm de profundidade (Figura 3a).



Figura 2: *Typha sp.* (Lorenzi, 1982)

Observou-se a necessidade de cortes sucessivos das plantas para seu bom desenvolvimento vegetativo e facilidade de rebrota. Testaram-se vários instrumentos de corte, sendo que o manejo com roçadeira manual foi o que se apresentou mais eficiente (Figura 3b).

Também foram observadas várias espécies de pássaros nesta vegetação, que encontravam sombra e abrigo, fatores que propiciaram a formação de ninhos (Figura 3c).



(a) (b) (c)
Figura 3: (a) cultivo *Typha* sp., (b) corte da palhada (c) ninho

Foram realizados 4 cortes totais no período de um ano e seis meses com pesagem da palhada, resultando no valor médio estimado de 7,3 ton peso seco/ha mês para *Typha* sp. no leito retangular e 6,6 ton peso seco/ha mês para *Typha* sp. no leito quadrado.

Avaliou-se, também, o potencial de crescimento desta macrófica (Figura 4), sendo que os resultados mostram o crescimento total em 2,5-3 meses, indicando o potencial de cortes de 3-4 por ano.

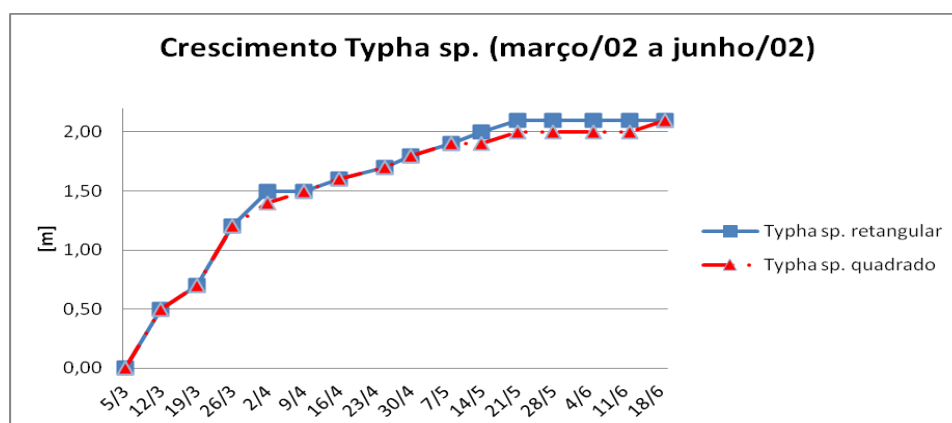


Figura 4. Crescimento médio de touceiras de *Typha* sp. nos leitos retangular e quadrado.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Quanto à taxa de crescimento após o corte total, verificou-se elevada para as plantas entre a 1^a e 3^a semanas; moderada entre o 1^o e 3^o mês e inexistente a partir deste.

A *Typha* sp. se mostrou bastante adaptável a este sistema de tratamento, mostrando-se com potencial para a produção de biomassa, que pode ser utilizada para a confecção de artesanatos, para cobertura vegetal (“munching”) ou como fonte energética, entre outras.



A taboa também mostrou potencial para a formação microclimas que propiciaram a ocorrência de insetos e de diferentes espécies de pássaros, as quais utilizavam esta planta como abrigo e para o desenvolvimento de seus ninhos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. LORENZI, H. Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas, tóxicas e medicinais. Edição do autor. Nova Odessa/SP, 1982. 425p.
2. VALENTIM, M. A. A. **Uso de leitos cultivados no pós-tratamento de tanque séptico modificado.** FEAGRI – Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP, Campinas/SP, 1999. 119 p. (Dissertação de Mestrado)
3. VALENTIM, M. A. A. **Desempenho de leitos cultivados (“constructed wetland”) para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação.** FEAGRI – Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP, Campinas/SP, 2003. 233 p. (Tese de Doutorado)



**DIFICULDADES NA IMPLEMENTAÇÃO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS PARA
O TRATAMENTO DE CURSO D'ÁGUA POLUÍDO EM REGIÃO URBANA: O
CASO DO CÓRREGO BREJO DO QUARESMA, BELO HORIZONTE – MG**

Gabriel Rodrigues Vasconcellos

Engenheiro Ambiental, mestrando em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pelo Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais.

Débora Chaves Moraes

Bióloga, mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pelo Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais.

Martin Seidl

Engenheiro Ambiental, doutor em Ciências Ambientais pela Escola Nacional de Engenharia Civil da Universidade de Paris (ENPC). Pesquisador do LEESU (França) e pesquisador visitante na Universidade Federal de Minas Gerais.

Marcos von Sperling ⁽¹⁾

Engenheiro Civil, doutor em Engenharia Ambiental pelo Imperial College, Londres. Professor Titular da Universidade Federal de Minas Gerais.

Endereço ⁽¹⁾: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais. Av. Antônio Carlos, 6627 – Escola de Engenharia – Bloco 1, 4º andar, sala 4622 – CEP 31270-901 – Belo Horizonte – MG. Tel: (31) 3409-1935; Fax: (31) 3409-1879; e-mail: marcos@desa.ufmg.br

RESUMO

A interrupção do lançamento de esgotos domésticos em cursos d'água, com o direcionamento desses efluentes para estações de tratamento de esgotos tem sido a medida mais adotada mundialmente no controle da poluição dos ambientes aquáticos. Entretanto, é possível identificar, a partir da literatura científica, a opção do tratamento direto das águas de córregos e rios poluídos, que se mostra como alternativa na melhoria da qualidade das águas desses ambientes. Diversos estudos apresentam, por exemplo, o bom desempenho de *wetlands* construídas para tratar cursos d'água poluídos nos EUA, Itália, Coreia do Sul, Taiwan, Japão e Brasil. Assim, no município de Belo Horizonte foi implantado, no âmbito do projeto S.W.I.T.C.H., um sistema de *wetlands* construídas para tratar as águas do córrego Brejo do Quaresma, que corta um dos bairros da cidade. Esse sistema é composto por duas lagoas de decantação e três *wetlands* horizontais. O presente estudo visa, portanto, apresentar as ações de educação ambiental realizadas pela equipe do projeto S.W.I.T.C.H., bem como os resultados desta iniciativa, além de avaliar a influência do local escolhido e da população na construção e operação do sistema de tratamento. O trabalho cobre o período anterior e posterior à implantação do sistema de tratamento. Foi possível observar que a primeira atividade da equipe consistiu na realização de pesquisa a fim de obter informações que pudessem subsidiar a identificação da maneira mais adequada de conscientizar a população quanto à importância do sistema de tratamento. Posteriormente, a equipe do projeto S.W.I.T.C.H. optou pela apresentação de palestras e atividades de educação ambiental, mas essas não se mostraram eficazes na conscientização de toda a população, o que pode ser comprovado pela ocorrência de vandalismo ao sistema de tratamento, que acarretaram na interrupção de sua operação e a consequente proliferação de pernilongos e maus odores. Além da resistência de parte da população, observou-se que o local de implantação do sistema de tratamento (uma bacia de retenção de águas de outro córrego) também trouxe prejuízos à sua estrutura, pois no período chuvoso o sistema de tratamento recebeu elevada quantidade de sólidos, que promoveram a colmatação de duas *wetlands*. Em função dos problemas relatados, a operação do sistema foi suspensa e até o momento não se sabe a previsão do andamento das atividades nesse sistema de *wetlands* construídas. O relato destas experiências pode ser de importância para outros locais onde soluções similares estejam sendo concebidas.

PALAVRAS-CHAVE: *wetlands* construídos, curso d'água urbano, córrego poluído, resistência da população, educação ambiental.



INTRODUÇÃO

Segundo o Plano Municipal de Saneamento de Belo Horizonte (PREFEITURA MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE, 2008), na cidade há ausência de rede coletora de esgoto para 7,6% da população (correspondendo a 235.000 habitantes), e uma carência de tratamento para 34,8% do esgoto coletado. Uma das maiores carências de infraestrutura de saneamento em Belo Horizonte corresponde ao baixo índice de atendimento por interceptação de esgotos sanitários: dos 621 km de extensão de interceptores necessários, há instalados apenas 414 km. A falta desses elementos resulta no lançamento de esgotos em corpos hídricos de aproximadamente 740.000 habitantes. Observa-se, assim, a baixa qualidade da água de vários cursos d'água situados em Belo Horizonte, como por exemplo o córrego Brejo do Quaresma, integrante da bacia do rio das Velhas. Esse córrego situa-se na região de Venda Nova, possui 2.200 metros de extensão e drena uma bacia de 130 hectares, a qual tem ocupação predominantemente residencial, com uma população de baixo poder aquisitivo, de aproximadamente 15.000 habitantes. O leito do baixo curso do córrego é natural, e situa-se numa bacia de detenção, desenvolvida para amortecimento da cheia do córrego Vilarinho (do qual o córrego Brejo do Quaresma é afluente).

Vieira (2008) realizou o monitoramento da qualidade e quantidade da água do córrego Brejo do Quaresma e identificou que o córrego possuía altas concentrações de matéria orgânica (DQO: 70 a 354 mg/L e DBO₅: 70 a 186 mg/L), nutrientes (NH₄⁺: 3 a 20 mg/L e Fósforo Total: 1 a 2,6 mg/L), sólidos (SS: 235 a 583mg/L), e altas densidades de coliformes (*E.coli*: 10⁷ a 10⁸ NMP/100mL). Esses fatores, associados às condições de ocupação na bacia (residencial) e também ao sistema de esgotamento sanitário (sem rede interceptora de esgoto), sugerem que as águas do Córrego do Brejo do Quaresma são ditadas pelo padrão de esgoto doméstico gerado e despejado diretamente no córrego.

Mundialmente, a interrupção do aporte de esgotos aos cursos d'água e o direcionamento desses efluentes para estações de tratamento de esgotos via interceptores configura-se como a medida predominante utilizada para redução dos níveis de poluição dos cursos d'água. Há, entretanto, alternativas a esta concepção clássica, destacando-se o tratamento de corpos d'água poluídos, em *wetlands* e sistemas de flotação por ar dissolvido, por exemplo. Sistemas de *wetlands* construídos com essa finalidade são encontrados nos EUA, Itália, Coreia do Sul, Taiwan, Japão e Brasil. Estudos dessas *wetlands* foram realizados por Jing *et al.* (2001); Juang & Chen (2007); Bragato *et al.* (2006); Yooa *et al.* (2006); Ruan *et al.* (2006); Zhou & Hosomi (2008); Costa *et al.* (2003); Cunha (2006); Borges (2008); Kadlec & Hey (1994) e Salati (1987). Observam-se, a partir desses estudos, diferenças nas configurações das *wetlands* empregadas, nas características dos corpos d'água tratados pelas *wetlands*, e nos objetivos dos estudos. Conclui-se, entretanto, que as *wetlands* apresentaram resultados satisfatórios no tratamento de corpos d'água poluídos, desde que mantida uma adequada infraestrutura e operação desses sistemas, pois o manejo inadequado (principalmente em relação à não realização da poda das plantas), climas desfavoráveis, baixos tempos de detenção hidráulica, bem como a composição do leito filtrante e do solo podem interferir nas eficiências de remoção dos poluentes.

Tendo em vista a aplicabilidade do emprego de *wetlands* no tratamento de cursos d'água, a Prefeitura de Belo Horizonte (PBH), em parceria com a Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), através do Projeto internacional S.W.I.T.C.H. (sigla em inglês para Gestão Sustentável das Águas para a Saúde das Cidades do Futuro), construiu um sistema de *wetlands* para despoluir as águas do córrego Brejo do Quaresma. Um dos objetivos da implantação do sistema era a verificação da possibilidade de uso desse modelo em outros cursos d'água urbanos. Simultaneamente à instalação desse sistema foi realizado, pela PBH e UFMG, um intenso trabalho de educação ambiental voltado à divulgação da tecnologia junto à comunidade da microbacia do córrego Brejo do Quaresma, visando o envolvimento e o apoio da sociedade civil em relação a questões referentes à gestão de águas e resíduos sólidos urbanos.

Desse modo, o presente estudo procura apresentar as atividades de educação ambiental realizadas, bem como seus resultados, além de avaliar a influência do local escolhido e da população na construção e operação do sistema de *wetlands* instalado no município de Belo Horizonte.



MATERIAL E MÉTODOS

Base de dados

- a) Foram levantados os trabalhos de educação ambiental realizados no âmbito do projeto S.W.I.T.C.H. desenvolvido na microbacia do córrego Brejo do Quaresma, situado no bairro de Venda Nova, no município de Belo Horizonte, Minas Gerais (Figura 1).
- b) Foram avaliadas, com a equipe do projeto S.W.I.T.C.H. as dificuldades encontradas durante e após a construção do sistema de *wetlands* (Figura 2) instaladas na bacia de detenção do córrego Vilarinho.

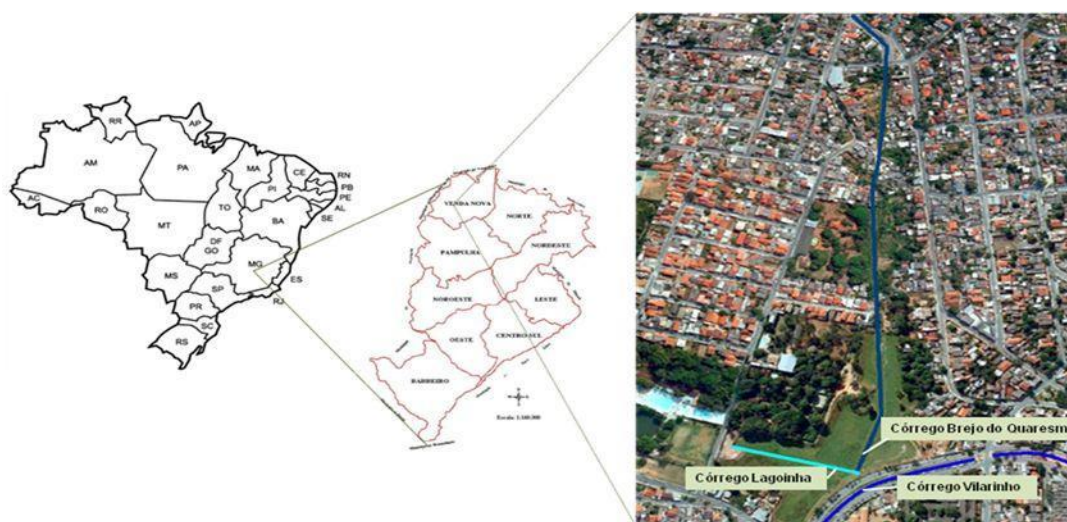


Figura 16: Localização da microbacia do córrego Brejo do Quaresma no município de Belo Horizonte



Figura 17: Imagem aérea do sistema de tratamento das águas do córrego Brejo do Quaresma: Lagoas 1 e 2 = lagoas de decantação; WS = *Wetland* de fluxo superficial; WSS = *Wetland* de fluxo subsuperficial.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A execução das atividades da equipe do Projeto S.W.I.T.C.H. foi iniciada em 2007, quando foram implementados o monitoramento da qualidade das águas do córrego Brejo do Quaresma e a realização da Pesquisa de Percepção Socioambiental junto à comunidade do entorno da bacia de detenção do Vilarinho. A pesquisa consistiu na aplicação de 403 questionários em residências e na escola Municipal Prof. Pedro Guerra, situadas no raio de um quilômetro de distância do leito do córrego Brejo do Quaresma. Essa pesquisa ocorreu no mês de junho de 2007. Já o monitoramento da qualidade das águas desse córrego teve a duração de um ano hidrológico, terminando em maio de 2008.



Segundo Bouhmad & Perucca (2007), a partir da pesquisa a equipe do S.W.I.T.C.H. constatou que:

- 1) os moradores da região do córrego do Quaresma realizavam a disposição de lixo no leito e nas margens desse curso d'água;
- 2) 89% dos entrevistados declararam lançar os esgotos na rede pública, e os 11% restantes lançavam o esgoto diretamente no curso d'água;
- 3) parte dos entrevistados relatou ter sido contaminado por microrganismos patogênicos transmitidos por água contaminada, e já apresentaram quadros de diarreia e verminoses;
- 4) os moradores desejavam que, na área destinada para a construção do sistema de *wetlands*, deveria ser construído um espaço de convivência social, como por exemplo, praça, pista de caminhada, campo de futebol e parque.

A fim de apresentar os resultados da pesquisa para os moradores locais, bem como sensibilizá-los para os problemas das águas urbanas e o saneamento básico, a equipe do projeto S.W.I.T.C.H. desenvolveu em setembro de 2007 o evento “Um dia na bacia”. Nesse, foram realizadas várias atividades culturais e educativas, entre elas uma palestra sobre o Projeto S.W.I.T.C.H. e suas propostas para a bacia.

Apesar de ter sido idealizada pela equipe do projeto S.W.I.T.C.H., a continuidade dos trabalhos educativos com a comunidade local foi interrompida ao longo de um ano na região, visto que problemas orçamentários provocaram o atraso das obras do sistema de *wetlands*, cujo início estava previsto para o ano de 2008. Em março de 2010, a equipe do projeto S.W.I.T.C.H. solicitou que a Gerência de Limpeza Urbana Venda Nova (Gerlu) e a Gerência de Varrição Venda Nova realizassem uma atividade de educação ambiental com os moradores de áreas próximas à bacia de retenção do córrego Vilarinho, pois moradores estavam jogando lixo no córrego Brejo do Quaresma e também estavam depredando equipamentos que haviam sido utilizados no monitoramento da qualidade das águas desse córrego. No dia 5 de março de 2010, a Gerlu instalou uma placa na qual estava escrito “proibido jogar lixo no local” e realizou a limpeza e a capina dos taludes do córrego. Nesse mesmo dia, a DP-PSM fez uma campanha de educação ambiental com os moradores e comerciantes.

As obras do sistema de *wetlands* foram iniciadas em agosto de 2010 e, em razão de limitações orçamentárias, não foi construído um local de lazer para a comunidade. A obra foi concluída no final de janeiro de 2011, mas as chuvas que ocorreram no período de fevereiro ao final de março de 2011 acarretaram o aporte de elevada quantidade de sólidos à área, que funcionou como bacia de retenção, o que promoveu a colmatagem do leito filtrante das *wetlands* subsuperficiais. Nesse período, observou-se que, além das chuvas, moradores de áreas próximas ao sistema passaram a danificá-lo, além de manterem bovinos e equinos na área do sistema de *wetlands* construídas. Assim, foram observadas depredações nas canaletas de condução do efluente das unidades, nos poços de visita, e nos vertedores instalados na entrada e saída de cada unidade. Os principais danos observados no sistema estão apresentados na Figura 3.

Na tentativa de conscientizar a população da importância do sistema e tentar conter os vandalismos, foram realizadas palestras de educação ambiental para agentes comunitários de saúde, alunos da escola municipal Prof. Pedro Guerra e para os moradores do entorno da área de implantação do sistema de *wetlands*. A reunião realizada com os moradores contou com a presença da equipe do projeto S.W.I.T.C.H., da Secretária Municipal de Meio Ambiente do município de Belo Horizonte, de um professor da UFMG e de dois vereadores de Belo Horizonte, que buscaram mostrar para a população os benefícios que poderiam ser gerados pelo sistema implantado.

Apesar das inúmeras tentativas para conscientização da população, essa continuou a promover vandalismos, impedindo o funcionamento adequado do sistema. A vazão afluente ao sistema passou a apresentar valores inferiores ao projetado, sendo muitas vezes interrompido o fluxo de água para o sistema. Assim, as lagoas passaram a liberar maus odores e nelas passaram a proliferar larvas de mosquitos e pernilongos.



a)



b)



c)



d)

Figura 3: Registros fotográficos de fatores que promoveram danos ao sistema de *wetlands* construídos: a e b) vandalismo – b) moradores promoveram o entupimento da tubulação de coleta de água para o sistema de *wetlands*; c) animais na área do sistema; d) sólidos carregados pelas chuvas e que acarretaram a colmatação das *wetlands* subsuperficiais.

Em função dos problemas relatados, a operação do sistema foi suspensa e até o momento não se sabe a previsão do andamento das atividades no sistema de *wetlands* construídas.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir do estudo sobre o desenvolvimento do sistema de *wetlands* construídas para tratar as águas do córrego Brejo do Quaresma, observou-se que, mesmo com a caracterização sócio-ambiental realizada pela equipe do S.W.I.T.C.H., não foram eficazes as atividades para promoção da conscientização ambiental de toda a população alvo. Esse fato pode ser confirmado pelas ações de vandalismo no sistema que foram realizadas por parte da população. As depredações, que promoveram até mesmo a interrupção do aporte das águas do córrego ao sistema de tratamento, refletem a insatisfação dessa fração da população. Ressalva-se, porém, que os atores envolvidos no vandalismo podem não ter participado das reuniões e palestras de educação ambiental, mas isso não pôde ser confirmado, pois não foi verificado o número e nome dos moradores presentes nas palestras.

Como não foram identificados os agentes do vandalismo, não foi possível concluir as razões que levaram essas pessoas a cometerem tais depredações. Destaca-se, assim, a importância da avaliação da percepção da população do entorno quanto ao sistema de tratamento empregado, para que possam ser implantadas soluções para minimizar os possíveis impactos que a população tenha percebido. Apesar disso, seria importante assegurar a operacionalidade do sistema de *wetlands* construídas, mesmo com a resistência por parte da população, o que poderia ser realizado com a construção de muros ou cercas ao redor do local de tratamento. Porém, como o sistema de *wetlands* foi construído na bacia de retenção do córrego Vilarinho, a implantação de cercas ou muros poderia acarretar na perda da funcionalidade dessa bacia de retenção. Além de limitar a questão da segurança, destaca-se que o local onde o sistema de *wetlands* foi construído também gerou danos à sua infraestrutura, em função do carregamento de elevada quantidade de sólidos para as *wetlands*, o que gerou a colmatação das unidades subsuperficiais.



AGRADECIMENTOS

Os pesquisadores agradecem ao Projeto S.W.I.T.C.H., CNPq, FAPEMIG, FUNASA, SUDECAP e COPASA pelo apoio oferecido no desenvolvimento desta pesquisa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. BORGES, K. B.; TAUKE-TORNISIELO, S. M.; DOMINGOS, R. N.; ANGELIS, D. F. Tratamento de águas contaminadas com microrganismos por leitos cultivados. *Braz. Arch. Biol. Technol.*, V 51, Nº.6: pp.1279-1286, 2008.
2. BOUHMA, K & PERUCCA, F. Revitalização da Bacia de Detenção do Vilarinho; entre percepção e participação. Belo Horizonte UFMG/SUDECAP., 83p., 2007.
3. BRAGATO, C.; BRIX, H.; MALAGOLI, M. Accumulation of nutrients and heavy metals in *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel and *Bolboschoenus maritimus* (L.) Palla in a constructed wetland of the Venice lagoon watershed. *Environmental Pollution*, V 144, Nº 3, pp. 967-975, 2006.
4. COSTA, L. de L.; CEBALLOS, B. S. O. de; MEIRA, C. M. B. S.; CAVALCANTI, M., L. F. Eficiência de wetlands construídos com dez dias de detenção hidráulica na remoção de colifagos e bacteriófagos. *Revista de Biologia e Ciências da Terra*. V3, Nº1, pp., 2003.
5. CUNHA, C. de A. G. da. Análise da eficiência de um sistema combinado de alagados construídos na melhoria da qualidade das águas. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, Belo Horizonte, 174p., 2006.
6. JING, S-R; LIN, Y-F; LEE, D-Y; WANG, T-W. Using constructed wetland systems to remove solids from highly polluted river water. *Water Science and Technology*, V 1, Nº1, pp 89–96, 2001b.
7. JUANG, D. F. & CHEN, P. C. Treatment of polluted river water by a new constructed wetland. *Int. J. Environ. Sci. Tech.*, V4, Nº 4, pp. 481-488, 2007.
8. KADLEC & HEY. Constructed wetlands for River Water Quality Improvement. *Water Science and Technology* V.29, pp.159-168, 1994.
9. PREFEITURA MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE. Superintendência de Desenvolvimento da Capital (SUDECAP). Grupo de Gestão em Saneamento. Plano Municipal de Saneamento de Belo Horizonte 2008/2011. Belo Horizonte, 2008.
10. RUAN, X.; XUE, Y.; WU, J., NI, L., SUN, M., ZHANG, X. Treatment of polluted river water using pilot-scale constructed wetlands. *Bull Environ Contam Toxicol*. V 76, Nº 1, pp-90-97, 2006.
11. SALATI, E. Edaphic-phytodepuration: a new approach to wastewater treatment. In: REDDY, K.R. & SMITH, W.H. (Eds.). *Aquatic plants for water treatment and resource recovery*. Orlando: Magnolia Publishing Inc., 403p., 1987.
12. VIEIRA, P.C. Avaliação das condições de qualidade da água em tempo seco e durante eventos de chuvas em uma microbacia urbanizada no município de Belo Horizonte. 2008. 213f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, UFMG, Belo Horizonte, 2008.
13. ZHOU & HOSOMI Nitrogen transformations and balance in a constructed wetland for nutrient-polluted river water treatment using forage rice in Japan. *Ecological Engineering*, V 32, Nº 2, pp. 147-155, 2008.
14. YOOA, J-H; ROA, H-M; CHOIB, H-W; YOOA, S-H; HANC, K-H. Phosphorus adsorption and removal by sediments of a constructed marsh in Korea. *Ecological Engineering*, V 27, Nº 2, pp. 109-117, 2006.



**CARACTERIZAÇÃO MICROBIOLÓGICA DE FILTROS PLANTADOS COM
MACRÓFITAS UTILIZADOS NO TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS
E ÁGUAS CINZAS**

Tarcio Moreno Veloso ⁽¹⁾

Engenheiro Ambiental pela Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia (UESB). Mestrando em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

Maria Elisa Magri

Engenheira Sanitarista e Ambiental pela UFSC. Mestre e Doutora em Engenharia Ambiental pela UFSC. Pós-doutoranda em Biotecnologia. Bolsista PDJ CNPq.

Gabriela da Silva

Graduanda em Engenharia Ambiental pela UFSC.

Joceli Gorresen Zaguini Francisco

Formada em ciências contábeis pela Universidade do Vale do Itajaí (UNIVALE). Técnica Ambiental pelo Centro Educacional Professor Padre Quirino (POSITEC). Bolsista CNPq.

Luiz Sérgio Philippi

Engenheiro Civil pela UFSC. Doutor em Saneamento Ambiental pela Université de Montpellier I (França) e Professor Voluntário do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC.

Endereço⁽¹⁾: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina – Campus Trindade – Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado – 88040-970 – Florianópolis (SC), Brasil – Tel.: (48) 9662 2405 – E-mail: tarciomoreno@yahoo.com

RESUMO

A função desempenhada pela comunidade microbiana formada no leito dos filtros plantados com macrófitas é reconhecida como primordial nos processos bioquímicos de remoção de poluentes dos efluentes a serem tratados. Este estudo tem por objetivo a caracterização microbiológica de dois filtros plantados com macrófitas (FP) de fluxo horizontal subsuperficial. Os FP estão implantados em escala real em duas residências distintas com quatro moradores cada. O filtro plantado 1 (FP1) é alimentado com todo o esgoto produzido na residência e o filtro plantado 2 (FP2) recebe somente as águas cinzas. O FP1 foi monitorado durante 18 meses e o FP2 durante 36 meses. Realizou-se a caracterização microbiológica no leito filtrante dos filtros por meio dos parâmetros: contagem de bactérias aeróbias, perfil do acúmulo de sólidos voláteis no leito e caracterização qualitativa do biofilme com microscopia ótica (Microscópio Olympus, aumentos de 100 e 400x) com a captura de imagens em câmera acoplada e a posterior identificação dos microorganismos predominantes (microfauna). Também foram feitas análises físico-químicas dos efluentes. O FP1 removeu 83 % de DQO e 81 % de SS, enquanto o FP2 removeu 89% e 88 % de DQO e SS, respectivamente. Em ambos os filtros os grupos de microorganismos predominantes (microfauna) foram ciliados livres seguidos por nematóides. Entre os ciliados, as espécies identificadas que predominaram em número de indivíduos em ambos os filtros foram *Tropidoatractus acuminatus* e *Tetrahymena pyriformi*. No FP1 o número de bactérias aeróbias e o de microorganismos contados na microscopia foram superiores na porção da entrada e na superfície do leito filtrante. No FP2 a concentração de microorganismo foi maior na porção da entrada, mas o número de bactérias aeróbias foi maior nas porções do meio e da saída no leito.

PALAVRAS-CHAVE: Filtros Plantados, Fluxo Horizontal Subssuperficial, *Constructed Wetlands*, Esgoto Doméstico, Águas cinzas, Caracterização Microbiologia.

INTRODUÇÃO

Sistemas de saneamento simples com baixo custo operacional são opções viáveis para implantação no meio rural e áreas carentes de saneamento (LENS, 2001). Os Filtros Plantados com macrófitas de fluxo horizontal subsuperficial (FHS) são de grande interesse para o saneamento em residências devido aos baixos custos



operacionais e a boa eficiência de tratamento. Os FHS funcionam de forma passiva sem necessidade de bombeamento, com a força da gravidade o esgoto flui lentamente através do meio filtrante, onde sofre diversos processos de ordem física e bioquímica (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Os FHS possuem zonas onde podem se estabelecer diferentes comunidades de microorganismos, principalmente relacionadas à concentração de oxigênio disponível. Podem ser estabelecidos gradientes de zonas aeróbias e anaeróbias dentro de um mesmo filtro, mesmo em unidades de pequena escala. O conhecimento destas zonas com diferentes concentrações de oxigenação, a dinâmica de formação e acúmulo de biofilme no leito filtrante e a caracterização da comunidade microbiana associada são parâmetros fundamentais para o entendimento dos processos de depuração que ocorrem nos filtros plantados (FP).

A função desempenhada pela comunidade microbiana formada no leito dos FP é reconhecida como primordial nos processos bioquímicos de remoção de poluentes dos efluentes a serem tratados. Estudos recentes têm dado foco ao entendimento da diversidade microbiana e da sua distribuição espacial nos filtros (RAGUSA et al., 2004; CHAZARENC et al., 2010; PUIGAGUTE et al., 2012).

Protozoários bacteriófagos, especialmente os ciliados, são encontrados em diversos tipos sistemas de tratamento de efluentes domésticos. Foi demonstrado que ciliados desempenham papel dominante na remoção de crescimentos dispersos de bactérias em sistemas biológicos aeróbios como Lodos ativados, Filtros de percolação e Discos biológicos (CURDS, 1992). Demonstrar papel similar dos ciliados nos FP é provavelmente mais complicado devido a natureza heterogênea desses sistemas, a dificuldade em obter amostras representativas e o padrão descontínuo do fluxo do efluente através do leito filtrante (DECAMP e WARREN, 1998).

Este estudo tem por objetivo avaliar o desempenho na depuração dos efluentes de dois filtros plantados com macrófitas de fluxo horizontal, e realizar a caracterização microbiológica qualitativa e sua distribuição espacial no leito filtrante dos filtros.

MATERIAIS E MÉTODOS

Filtros plantados com macrófitas estudados

Foram avaliados dois FHS implantados em escala real em duas residências distintas. Ambas as residências possuem quatro moradores. O filtro plantado 1 (FP1) é alimentado com todo o esgoto produzido em uma das residências e o filtro plantado 2 (FP2) recebe somente as águas cinzas. O FP1 foi monitorado durante 18 meses e o FP2 durante 36 meses. A tabela 1 apresenta as principais características dos filtros plantados avaliados.

Tabela 1. Principais características dos filtros plantados com macrófitas avaliados.

Característica	Filtro plantado 1	Filtro plantado 2
Tipo de efluente	Esgoto doméstico convencional	Águas cinzas
Vazão	270 L.d ⁻¹	300 L.d ⁻¹
Macrófitas utilizadas	<i>Cyperus papyrus</i>	<i>Cyperus papyrus</i>
Taxa de aplicação na seção transversal	24,3 g DQO.m ⁻² .dia ⁻¹	58,9 g DQO.m ⁻² .dia ⁻¹
Dimensões (largura: comprimento)	3:2 m	2,6:1,5m
Área superficial	6 m ²	4 m ²
Material filtrante	Areia grossa	Areia grossa
Altura da coluna d'água/meio filtrante	0,5/1,0 m	0,7/1,0 m

Em ambos os sistemas os filtros plantados são precedidos por tanques sépticos, onde ocorre o tratamento primário dos efluentes. Os tanques sépticos foram dimensionados e construídos de acordo com as recomendações da norma técnica pertinente (NBR7229/1993).

Caracterização físico-química e microbiológica





A caracterização microbiológica dos filtros foi realizada no leito filtrante por meio de três parâmetros: contagem de bactérias aeróbias, percentual de sólidos voláteis e análises microscópicas do biofilme aderido no material filtrante.

As amostras foram coletadas do leito filtrante em três posições no perfil longitudinal (entrada - porção inicial, meio e saída - porção final do filtro) e duas alturas no perfil transversal (altura 1 - superfície até a altura média; altura 2 - altura média até o fundo dos filtros). Em resumo as amostras avaliadas foram: entrada - altura 1; entrada - altura 2; meio - altura 1; meio - altura 2; saída - altura 1; saída - altura 2, em ambos os filtros (Figura 1).

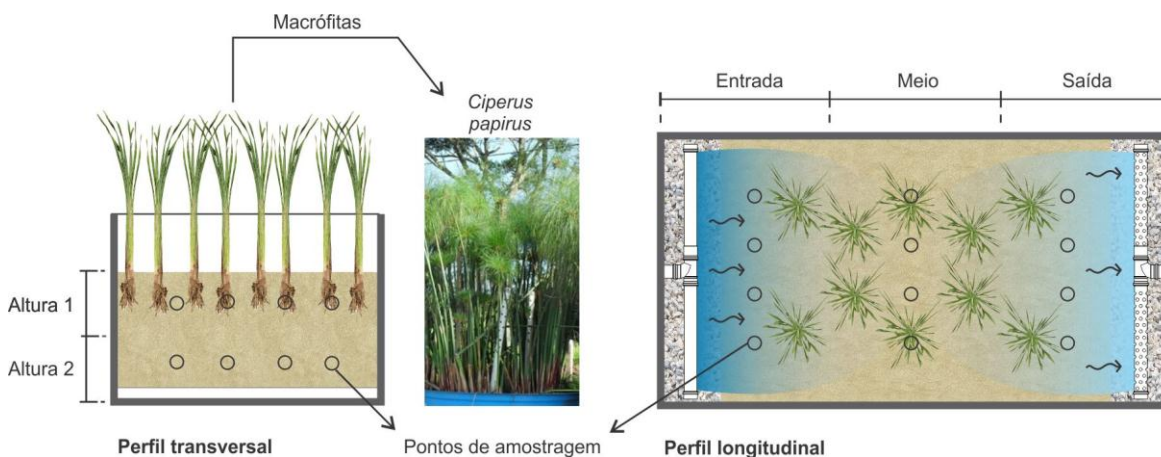


Figura 1. Esquema com perfis transversal (vista em corte) e longitudinal (vista em planta) dos filtros caracterizando os pontos de amostragem do material filtrante.

As coletas e análises para caracterização microbiológica foram realizadas quinzenalmente durante seis meses. Quando se iniciou esta avaliação o FP1 e o FP2 já estavam em operação há doze e trinta meses, respectivamente.

Para contagem das bactérias aeróbias foi utilizado o plaqueamento em Placa 3M™ Petrifilm™, e incubação à 37°C por 48 horas (resultados expressos em unidades formadoras de colônias por grama - ufc.g⁻¹). O percentual de umidade e de sólidos voláteis seguiram as recomendações descritas no *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998). Para caracterização microbiológica foi realizado um procedimento de desprendimento de biofilme das partículas de areia. Amostras de 10 g gramas de leito filtrante (areia + biofilme) eram misturadas por agitação forçada em 20 mL de águas destilada, em seguida era realizada microscopia ótica de 1 mL de solução com biofilme desprendido (Microscópio Olympus MODELO BX40, aumentos de 100 e 400x) com a captura de imagens em câmera acoplada e a posterior identificação e contagem dos microorganismos predominantes.

Para avaliação do desempenho dos filtros no tratamento dos efluentes foram realizadas análises de demanda química de oxigênio (DQO), Sólidos Suspensos (SS), Nitrogênio amoniacal (N-NH₄) e Fósforo Ortofosfato (P-PO₄³⁻) (APHA, 1998) em amostras coletadas em três pontos dos sistemas: efluente bruto (EB), saída do tanque séptico (STS) e saída do filtro plantado (SFP).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 Depuração dos efluentes

A redução nas concentrações de DQO e SS dos efluentes foram satisfatórias na unidade de tratamento primário de ambos os sistemas (tanques sépticos - TS). O TS alimentado com esgoto doméstico alcançou remoções médias de DQO e SS de 73 e 88%, produzindo efluentes com concentrações médias de 540 e 88 mg.L⁻¹, respectivamente (Tabela 02). No TS alimentado com águas cinzas as remoções médias foram de 36 e 53%, produzindo efluentes com 786 e 111 mg.L⁻¹, respectivamente (Tabela 02). A remoção de sólidos é a principal



função dos tratamentos primários que precedem FP, por evitar problemas operacionais ocasionados pela colmatação na porção da entrada dos filtros (KADLEC E WALLACE, 2008). Em ambos os sistemas o tanque séptico desempenhou bem a função de equalizar e diminuir as cargas de sólidos na entrada dos filtros plantados. Observa-se que durante todo o período de monitoramento não foram detectados indícios de colmatação nos filtros.

Os resultados das análises físico-químicas realizadas nos efluentes antes e após o filtro plantado estão apresentados na tabela 02.

Tabela 02: Principais parâmetros físico-químicos avaliados nos filtros plantados.

Parâmetros	Esgoto convencional – FP1		Água Cinza – FP2	
	STS1 ^a	SFP1 ^b	STS2 ^a	SFP2 ^b
DQO (mg.L ⁻¹)	(n=26)	(n=16)	(n=43)	(n=43)
Média	540,4	89,8	785,6	97,3
DP ^c	61,4	14,6	145,8	74,6
Min	430,0	61,0	500,0	17,0
Max	658,0	124,0	1387,0	398,0
SS (mg.L ⁻¹)	(n=26)	(n=21)	(n=45)	(n=45)
Média	88,4	17,1	111,2	13,4
DP	24,3	8,0	42,4	27,5
Min	52,0	6,0	37,0	0,0
Max	164,0	40,0	540,0	200,0
N-NH ₄ (mg.L ⁻¹)	(n=26)	(n=21)	(n=44)	(n=45)
Média	93,9	72,0	12,9	3,8
DP	16,2	16,5	5,8	2,5
Min	67,1	40,0	1,1	0,0
Max	123,0	97,0	33,5	15,7
P-PO ₄ ³⁻ (mg.L ⁻¹)	(n=26)	(n=23)	(n=45)	(n=45)
Média	35,5	13,0	39,0	4,4
DP	11,9	7,0	21,8	4,7
Min	2,4	1,2	4,1	0,0
Max	59,0	23,6	107,6	21,5

^a Saída do Tanque Séptico ; ^b Saída do Filtro Plantado; ^c Desvio Padrão

O FP1 removeu 83 % de DQO e 81 % de SS. Enquanto no FP2 a remoção destes parâmetros foi de 89% e 88%, respectivamente. Observa-se que para estes parâmetros os dois sistemas tiveram desempenhos semelhantes. A redução na concentração destes parâmetros é o principal objetivo dos tratamentos secundários de efluentes domésticos.

O FP1 removeu 23% do N-NH₄ e o FP2 71%. Foram realizadas análises de nitrogênio oxidado (nitritos e nitratos), e pôde-se perceber que a nitrificação não foi a principal via de remoção/transformação do nitrogênio amoniacal. Observa-se que o maior percentual de remoção alcançado no filtro alimentado com águas cinzas foi atingido em função de sua baixa concentração na entrada do filtro (12 mg L⁻¹). Esta baixa concentração é função da natureza de composição das águas cinzas, por não receber contribuição de efluentes da pia da cozinha e nem das fezes e urina. A principal fonte de N-NH₄ nos efluentes domésticos são as proteínas e a uréia das excretas humanas.

É comum a combinação de diferentes configurações da tecnologia (sistemas híbridos) em prol de melhores condições para transformação do nitrogênio. Uma vez que as condições nos FP de fluxo horizontal não são ideais. O aporte de oxigênio atmosférico para dentro do leito é favorecido pelas macrófitas, entretanto limitam-se apenas as regiões adjacentes as raízes e caules. Portanto devido às condições de saturação do leito os processos anaeróbios são predominantes no tratamento de efluentes destes sistemas (VYMAZAL, J., KRÖPFELOVÁ, L., 2008).



O FP1 removeu 63% do fósforo ortofosfato e o FP2 89%. Não foram realizadas análises para determinação das vias atuantes na redução da concentração de fósforo nos efluentes, no entanto, segundo Vymazal (2011) nos filtros atuam principalmente reações de precipitação envolvendo os metais de Fe, Al e Mn presentes no meio na composição do meio filtrante, e com menor importância o consumo deste nutriente pelas macrófitas.

Caracterização Microbiológica

Por meio da avaliação microscópica das amostras de biofilme desprendido da areia identificou-se organismos pertencentes principalmente aos grupos dos ciliados, nematóides e rotíferos.

No FP1 a maior parte dos microorganismos identificados foram ciliados livres (90%), seguido por nematóides (6 %), e rotíferos (4 %). No FP2 os ciliados livres também foram maioria (87%), seguido dos nematóides (10%), rotíferos (2%) e ciliados fixos (1%). Em ambos os filtros os grupos predominantes foram ciliados livres seguidos por nematóides.

A figura 2 contém imagens dos microorganismos encontrados com maior frequência. Entre os ciliados, as espécies identificadas que predominaram em número de indivíduos em ambos os filtros foram *Tetrahymena pyriformi* e *Tropidoatractus acuminatus*, representados pelas letras (a) e (b) na figura 2. A identificação das espécies de nematóides foi possível pela avaliação taxonômica das extremidades dos microorganismos (Figura 2-e,f).

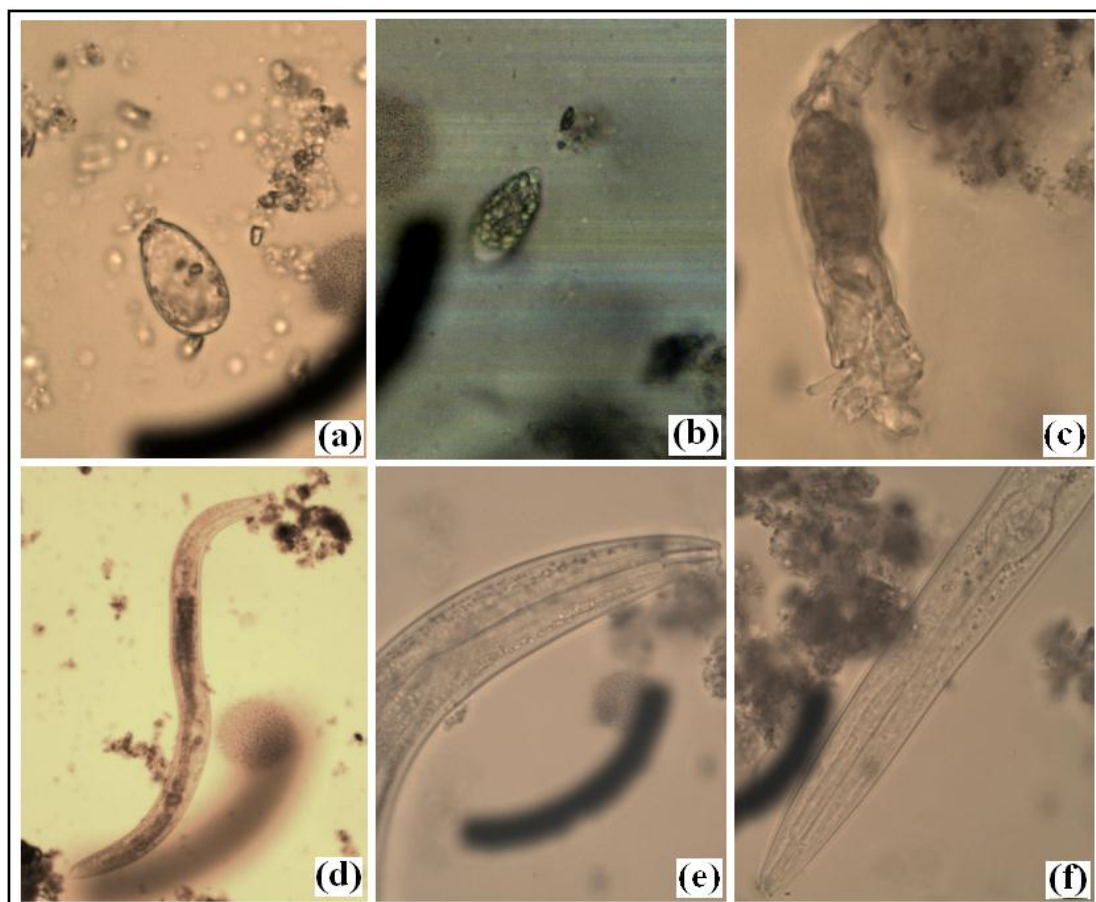


Figura 2: Imagens de microorganismos obtidas microscopia ótica (Microscópio Olympus): (a) *Tetrahymena pyriformi* (400x), (b) *Tropidoatractus acuminatus* (400x), (c) *Rotatória sp* (400x), (d) *Pelodera chitwood* (100x): (e) *Pelodera chitwood* parte superior (400x) e (f) *Pelodera chitwood* parte inferior (400x).



Ciliados são protozoários em sua maioria aeróbios que habitam praticamente todos os sistemas biológicos de tratamento de efluentes, bastante empregados como bioindicador de desempenho nos sistemas de tratamento de efluente convencional, como por exemplo, lodos ativados (MADONI et al., 1998). Os ciliados podem aumentar o desempenho dos sistemas, pois estimulam o crescimento de bactérias através da predação, auxiliam na penetração de oxigênio, intensificam a atividade microbológica e ciclagem de nutrientes (DECAMP e WARREN, 1998). A presença de ciliados nos filtros é um indicador do estabelecimento de condições aeróbias, as quais são necessárias aos processos de estabilização aeróbia da matéria orgânica.

Em termos de concentração de biomassa, nos sistemas convencionais de tratamento de esgotos os ciliados estão em segundo lugar após as bactérias, representando 10% da biomassa total (MADONI, 1994). Estudos buscaram entender a relação entre os ciliados e a dinâmica de formação de biomassa nos FP. Como resultados, Puigagut et al. (2007) encontraram que os ciliados representaram 45 % da matéria orgânica total em termos de sólidos suspensos voláteis.

Os resultados da caracterização microbiológica do leito filtrante do FP1 pelos parâmetros: percentual de SV, contagem de bactérias aeróbias (ufc.mL^{-1}) e de microorganismos pertencentes à microfauna ($\text{microorganismo.mL}^{-1}$) estão apresentados nas figuras 3 e 4.

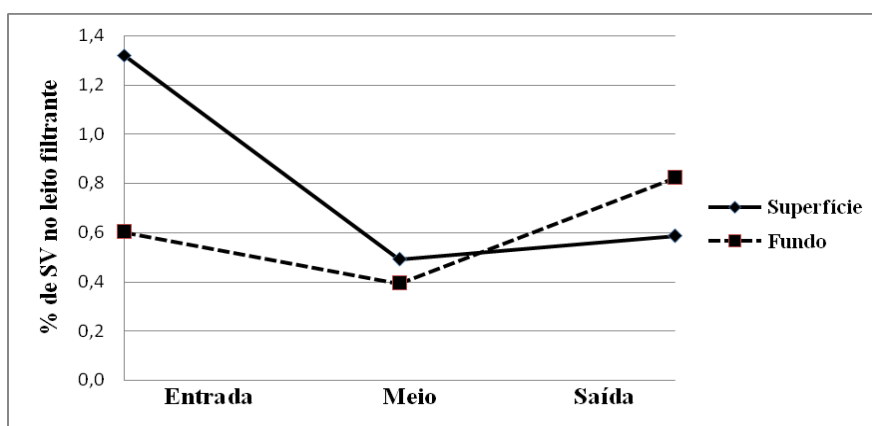


Figura 3: Percentuais de SV nos diferentes pontos do leito filtrante do FP1.

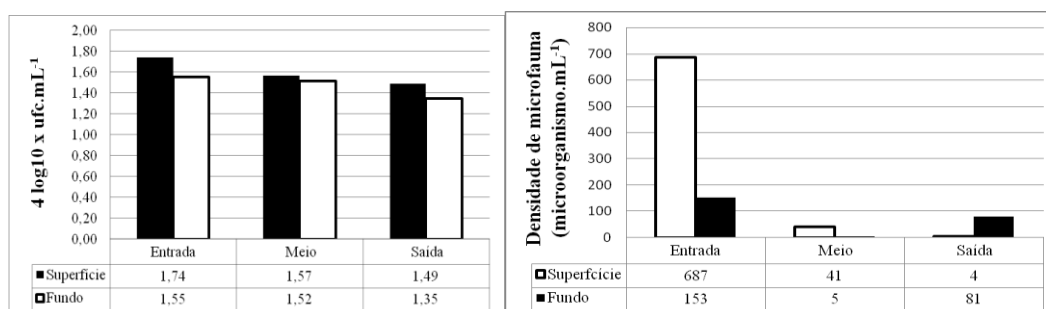


Figura 4: Contagem de bactérias aeróbias ($4\log_{10} \text{ufc.mL}^{-1}$) (imagem esquerda) e densidade de microfauna ($\text{microorganismo.mL}^{-1}$) (imagem direita) dos diferentes pontos do leito filtrante do FP1.

O número de unidades formadoras de colônias de bactérias aeróbias e o de microorganismos pertencentes à microfauna foram superiores na porção da entrada e na superfície do FP1. Observa-se que este filtro estava em operação há 12 meses quando foram iniciadas as análises microbiológicas, portanto é provável que somente a porção da entrada já estivesse com condições de substrato adequado para o desenvolvimento de uma microbiota mais diversificada. A porção inicial do leito é onde ocorre o primeiro contato com o efluente e, portanto é onde se espera uma maior atividade microbológica (DECAMP e WARREN, 1998). A superfície é a região mais próxima aos rizomas e raízes das macrófitas, portanto com melhores condições de oxigênio e substrato para formação de biofilme e desenvolvimento da atividade microbiana aeróbia (TANNER, 2001).



A tendência geral é o decréscimo da biomassa e da atividade (respiração) microbiana com o aumento da profundidade e da distância da entrada na maioria dos filtros com areia ou cascalho (NGUYEN, 2000; NURK et al., 2005). Isto foi percebido no leito do filtro onde tanto a densidade de microorganismos quanto o percentual de sólidos voláteis foi maior na porção inicial do filtro e nas camadas superiores (figuras 3 e 4). Comportamento semelhante foi descrito por Nguyen (2001) na avaliação de leitos filtrantes preenchidos com cascalho. O autor encontrou diferenças significativas na quantidade de biomassa aderida que foi maior nos primeiros 10 cm na superfície do leito do que nas camadas inferiores, o que atribuiu às mudanças na composição e concentração da matéria orgânica ao longo do gradiente de profundidade.

Ainda de acordo com a figura 3, observa-se que na parte superior do filtro o percentual de SV foi mais elevado na entrada, sendo reduzido do meio para saída. O percentual de SV na parte inferior foi menor do que na superfície na porção da entrada, mas elevou-se na saída tornando-se maior na porção inferior. Nota-se que o perfil de abundância dos microorganismos (figura 4, imagem direita) possuiu o mesmo comportamento do perfil de SV (figura 3). Estudos demonstraram que comunidades de ciliados estão correlacionadas positivamente com a concentração de matéria orgânica e de oxigênio (PUIGAGUT et al., 2007-2012), o que sugere que a concentração de SV pode representar um bom indicador da abundância de ciliados ou outros microorganismos nos FP, fato que foi observado neste trabalho.

Os resultados da caracterização microbiológica do leito filtrante do FP2 pelos parâmetros: percentual de SV, contagem de bactérias aeróbias (ufc.mL^{-1}) e de microorganismos pertencentes à microfauna ($\text{microorganismo.mL}^{-1}$) estão apresentados nas figuras 5 e 6.

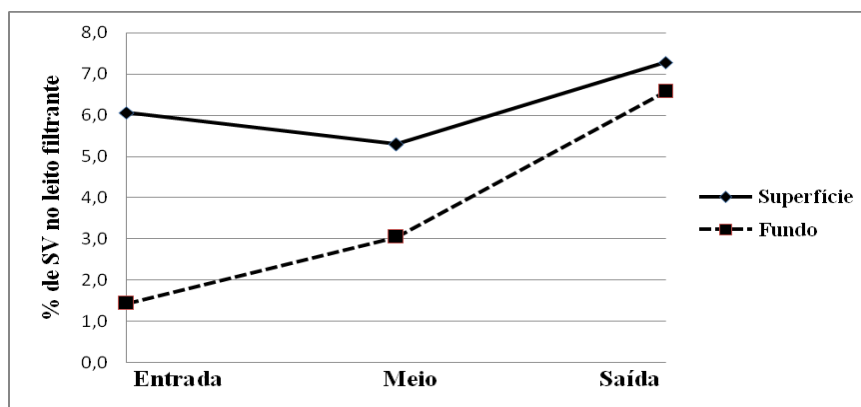


Figura 5: Percentuais de SV nos diferentes pontos do leito filtrante do FP2.

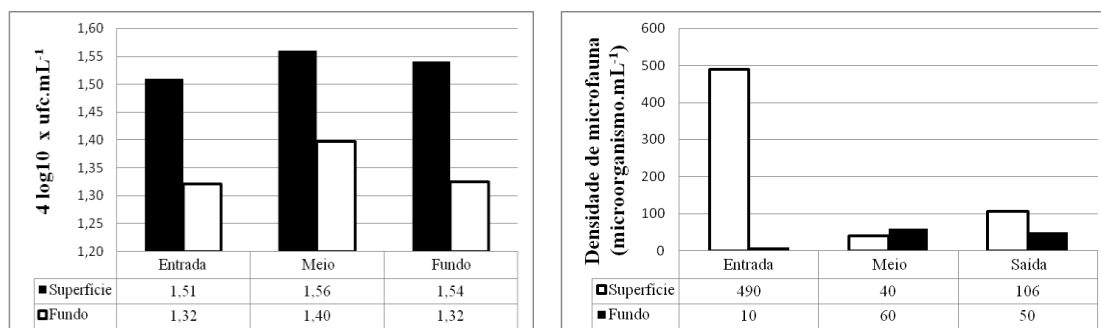


Figura 6: Contagem de bactérias aeróbias ($4\log_{10} \text{ufc.mL}^{-1}$) (imagem esquerda) e densidade de microfauna ($\text{microorganismo.mL}^{-1}$) (imagem direita) dos diferentes pontos do leito filtrante do FP2.

No FP2 o perfil de microorganismos e de SV também foi semelhante. A concentração de microorganismos pertencentes à microfauna foi maior na porção da entrada, mas a contagem de bactérias aeróbias foi maior nas porções do meio e da saída no leito. Este filtro já estava em operação há 30 meses quando se iniciou a avaliação microbiológica, tempo suficiente para formação de biofilme e o desenvolvimento de bactérias aeróbias em todo leito filtrante. Nesta condição, uma das hipóteses para menor concentração de bactérias



encontrada na entrada do leito seria pelo maior decaimento de bactérias por predação. A predação por ciliados e bacteriófagos é um dos mais importantes fatores que afetam a remoção de bactérias nos FP segundo DECAMP e WARREN (1998).

Os percentuais de SV no leito filtrante do FP2 foram superiores na superfície em todos os pontos longitudinais. Quando comparadas a entrada e saída do filtro, o percentual foi inferior na entrada em ambas as alturas. Um estudo realizado em escala de mesocosmo avaliando a concentração de sólidos suspensos voláteis revelou um comportamento contrário ao deste estudo (PUIGAGUTE, 2007). O autor encontrou uma concentração de SSV maior no fundo e na entrada quando comparada a superfície e a saída. Isto indica que as dinâmicas de acúmulo e oxidação de matéria orgânica encontradas no leito filtrante dos FP em escala real (após o tempo de estabilização) podem ser bem diferentes das dinâmicas encontradas em experimentos em escala laboratorial. E observa-se ainda que vários são os fatores que podem interferir no processo os quais vão influenciar na formação da biomassa, podendo-se destacar as características do efluente, o leito filtrante, a temperatura e macrófitas.

CONCLUSÕES

Os filtros plantados estudados podem ser destacados como sistemas com grande potencial de aplicação em escala descentralizada, tanto para o tratamento de esgotos domésticos convencionais quanto para o tratamento de águas cinzas.

Ambos os filtros obtiveram bom desempenho na redução de DQO e SS, com percentuais de remoção acima de 80%. Nota-se que a depuração da carga orgânica é o principal objetivo no tratamento secundário de efluentes em filtros plantados de fluxo horizontal. As condições encontradas nesses sistemas não são ideais para transformação de nitrogênio (nitrificação autotrófica e desnitrificação heterotrófica), o que justifica os baixos valores de remoção de N-NH₄.

O conhecimento da microbiota presente em filtros plantados é um fator importante no entendimento dos processos bioquímicos que se estabelecem no sistema. Com relação à presença de microfauna, os microorganismos mais abundantes nos filtros estudados foram os ciliados seguidos por nematóides. As espécies identificadas de ciliados que predominaram em número de indivíduos foram *Tropidoatractus acuminatus* e *Tetrahymena pyriformi*. A concentração de SV foi identificada como um possível indicador da abundância de ciliados. Comunidades de ciliados estão correlacionadas positivamente com a concentração de matéria orgânica e de oxigênio.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos: NBR 7229. Rio de Janeiro, 15p, 1993.
2. APHA – American Public Health Association. Standard methods for the examination of water and wastewater, 19. ed. Washington: APHA, 1998.
3. CHAZARENCO, F., BRISSON, J., MERLIN, G. Seasonal and Spatial Changes of Microorganism Communities in Constructed Wetlands: A Community Level Physiological Profiling Analysis. International Journal of Chemical Engineering. 6p, 2010.
4. CURDS, C. R. Protozoa and the Water Industry. Cambridge University Press, Cambridge, U.K., 1992.
5. DECAMP, O., WARREN, A. Bacterivory in ciliates isolated from constructed wetlands (reed beds) used for wastewater treatment. Water Research 32 (7), 1998.
6. KADLEC, R.H., WALLACE, S.D. Treatment Wetlands, second ed. Taylor and Francis Group, Boca Raton, USA. ISBN 978-1-56670-526-4, 2009.
7. LENS, P., ZEEMAN, G., LETTINGA, G. Decentralised Sanitation and Reuse: Concepts, Systems and Implementation. IAW Publishing, London, 2001.
8. MADONI, P. Microfauna biomass in activated-sludge and biofilm. Water Science and Technology 29 (7), 63-66, 1994.



9. MADONI, P., GORBI, G., TAJE, E. Toxic effect of chemical disinfection of wastewater on freshwater ciliates. *Acta Protozoologica*. 37 (4), 221-225, 1998.
10. NGUYEN, L.M. Organic matter composition, microbial biomass and microbial activity in gravel-bed constructed wetlands treating farm dairy wastewaters. *Ecol Eng*; 16:199–221, 2000.
11. NGUYEN, L.M. Accumulation of organic matter fractions in a gravel-bed constructed wetland. *Water Sci Technol*; 44:281–7, 2001.
12. NURK K, TRUU J, TRUU M, MANDER U. Microbial characteristics and nitrogen transformation in planted soil filter for domestic wastewater treatment. *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng*; 40:1201–14, 2005
13. PHILIPPI, L. S., SEZERINO, P. H. Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas. Florianópolis, Santa Catarina. 1ª Edição. 2004.
14. PUIGAGUT, J., MALTAIS-LANDRY, G., GAGNON, V., BRISSON, J. Are ciliated protozoa communities affected by macrophyte species, date of sampling and location in horizontal sub-surface flow constructed wetlands? *Water research* 46, 2012.
15. PUIGAGUT, J., SALVADO, H., GARCIA, D., GRANES, F., GARCIA, J. Comparison of microfauna communities in full scale subsurface flow constructed wetlands used as secondary and tertiary treatment. *Water Research* 41 (8), 1645 a 1652, 2007.
16. RAGUSA, L.S.R., MCNEVIN, D., QASEM, S., MITCHELL, C. Indicators of biofilm development and activity in constructed wetlands microcosms. *Water Research* 38 (12), 2865-2873, 2004.
17. TANNER, C.C. Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. *Water Science and Technology* 44(11-12), 9-17, 2001.
18. VYMAZAL, J. Long-term performance of constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: Ten case studies from the Czech Republic. *Ecological Engineering* 37, 54–63, 2011.
19. VYMAZAL, J., KRÖPFELOVÁ, L. *Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow*. Springer, 2008.
20. WILHELM, S.R., S.L. SCHIFF, and W.D. ROBERTSON. Chemical fat and transport in a domestic septic system: Unsaturated and saturated zone geochemistry. *Environ. Toxicol. Chem.* 13(2):193–203, 1994.



**TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO EM WETLANDS
HORIZONTAIS DE FLUXO SUBSUPERFICIAL EM ESCALA DE BANCADA:
AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DA VEGETAÇÃO E DO TEMPO DE DETENÇÃO
HIDRÁULICA**

Daniele Vital Vich⁽¹⁾

Bióloga pela Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP). Mestre em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos (EESC/USP). Doutora em Hidráulica e Saneamento pela EESC/USP. Pós-doutoranda na Escola de Artes, Ciências e Humanidades (EACH/USP).

Gabriela Lourenço Ribeiro Silva⁽¹⁾

Aluna de graduação do curso de Gestão Ambiental na Escola de Artes, Ciências e Humanidades (EACH/USP). Bolsista de iniciação científica do CNPq.

Vitor Cano⁽¹⁾

Gestor Ambiental pela Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo (EACH/USP). Mestrando em Saúde Pública (Saúde Ambiental) na Faculdade de Saúde Pública da USP.

Marcelo Antunes Nolasco⁽¹⁾

Biólogo pela Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR). Doutor em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos (EESC/USP). Professor associado do curso de Gestão Ambiental da EACH-USP, Professor do Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública e Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade da USP. Líder do Grupo de Estudos e Pesquisa “Água, Saneamento e Sustentabilidade” – GEPASS.

Endereço⁽¹⁾: Universidade de São Paulo (USP) - Escola de Artes, Ciências e Humanidades (EACH) - Avenida Arlindo Béttio, 1000 - Ermelino Matarazzo - São Paulo/SP - CEP 03828-000 - Brasil - Tel: +55 (11) 3091-8920 – e-mail: danielevich@hotmail.com

RESUMO

Wetlands construídos são uma alternativa de baixo custo para o tratamento de águas residuárias. O tratamento ocorre através da interação entre microrganismos, vegetação e substrato, compreendendo processos físicos, químicos e biológicos, incluindo a sedimentação, filtração, precipitação, adsorção química, atividade microbiológica e processos de sorção e liberação de componentes pela vegetação. Sua aplicação para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário encontra-se em desenvolvimento, mas já apresenta potencial para remoção de matéria orgânica, nutrientes e metais tóxicos. A influência da vegetação e do tempo de detenção hidráulica na degradação de lixiviado de aterro sanitário foi investigada em *wetlands* construídas horizontais de fluxo subsuperficial operados em série. As eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal, com concentração afluente média de 161 ± 44 mg L⁻¹, foram de 48% e 64% para as unidades controle (sem vegetação) e com plantas, respectivamente. A remoção de demanda química de oxigênio (DQO) não ultrapassou 20% de eficiência média em todos os sistemas. O aumento do tempo de detenção hidráulica (TDH) e a presença de vegetação favoreceram a maior remoção de nitrogênio amoniacal, mas não elevaram a eficiência de remoção de DQO. Além do nitrogênio amoniacal, os sistemas mostraram-se eficientes na remoção de turbidez. No entanto, mais estudos são necessários para que sejam encontradas as melhores condições de operação que possibilitem otimizar o uso desse sistema que possui baixo custo de operação quando comparado aos sistemas convencionais de tratamento.

PALAVRAS-CHAVE: *Wetlands* Construídos, Plantas Tropicais, Lixiviado, Nitrogênio Amoniacal, Matéria Orgânica

INTRODUÇÃO

O lixiviado de aterro sanitário possui elevada toxicidade, pois se caracteriza por alta concentração de matéria orgânica biodegradável e recalcitrante, incluindo ácidos húmicos e fúlvicos, nitrogênio amoniacal, metais pesados e compostos xenobióticos (Sisino, 2002; Reneou et al, 2008). Por ser resultante da interação dos



processos de biodegradação da matéria orgânica sólida presente no aterro e da infiltração de águas pluviais, sua composição é bastante heterogênea, variando geográfica e sazonalmente (Lange e Amaral, 2009).

Devido às características bastante distintas entre lixiviados de diferentes aterros, torna-se importante o desenvolvimento de diferentes técnicas de tratamento que possam atender à aplicação em diferentes situações (Wisznioski et al., 2006; Povinelli e Sobrinho, 2009). Além disso, as técnicas aplicadas devem ser versáteis o suficiente para suportarem mudanças sazonais na composição do lixiviado, além das alterações que ocorrem ao longo da vida útil do aterro (Cheung et al., 1997; Reneou et al., 2008).

Ao se selecionar um sistema de tratamento para lixiviado de aterro sanitário, é importante levar em conta diversos fatores, como o custo de implantação, demanda de energia e o uso de aditivos químicos. Além disso, alguns sistemas apenas transportam o poluente para outra fase, requerendo uma destinação adequada dos subprodutos (Wisznioski et al., 2006).

De maneira geral, para o tratamento de lixiviados novos, sistemas baseados em processos biológicos resultam em boa eficiência para remoção de DQO e nitrogênio amoniacal. Para lixiviados com menor biodegradabilidade, processos físico-químicos podem atuar como um polimento do sistema biológico, eliminando substâncias orgânicas recalcitrantes. Assim, essa combinação eleva a eficiência do tratamento, pois supre as desvantagens individuais de cada tipo de sistema (Reneou et al., 2008).

O sistema de tratamento por *wetland* é um sistema alternativo de tratamento de águas residuárias, baseado em um banhado artificial, onde são cultivadas macrófitas aquáticas aderidas a um substrato inerte, como areia ou pedra. Esse sistema possibilita o crescimento de biofilme composto por rica diversidade de micro-organismos responsáveis por processos de degradação da matéria orgânica. Essa forma de tratamento compreende processos físicos, químicos e biológicos, incluindo a sedimentação, filtração, precipitação, adsorção química, interações microbiológicas e processos de sorção pela vegetação (Kivaisi, 2001; Chernicharo, 2001; Sousa et al., 2004; Kamarudzaman et al., 2011).

O sistema de *wetland* é mais amplamente aplicado ao tratamento de esgoto doméstico em relação ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário, uma vez que seus estudos se iniciaram com este tipo de água residuária. Assim, sua aplicação para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário ainda encontra-se em desenvolvimento (Bernard e Lauve, 1995; Nivala et al., 2007; Kamarudzaman et al., 2011). De forma geral, verifica-se baixa eficiência de remoção de matéria orgânica em banhados construídos quando comparados a outros sistemas visto que, em muitos casos, o lixiviado a ser tratado apresenta baixa biodegradabilidade (Vymazal, 2009).

Este estudo visou avaliar a influência da vegetação e do tempo de detenção hidráulica (TDH) na remoção dos principais poluentes presentes no lixiviado de aterro sanitário em *wetlands* construídos. Para isso, foram construídos dois sistemas em escala de bancada compostos por duas *wetlands* horizontais de fluxo subsuperficial operadas em série. A fim de avaliar o papel das plantas, os sistemas diferiam entre si pela presença de vegetação em apenas um dos sistemas (*wetlands* controle – sem vegetação; *wetlands* plantados – *Heliconia psittacorum*). Para avaliar a influência do TDH, o efluente foi coletado, nos dois sistemas, após passar pela primeira *wetland* e ao final da série, para comparação de suas características.

MATERIAIS E MÉTODOS

Os *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial horizontal foram montados em escala de bancada. Para a montagem dos *wetlands* (Figura 1) foram usados módulos plásticos de 70 cm de comprimento, 30 cm de largura e 14 cm de altura, preenchidos com brita branca de jardim (\varnothing 0,5mm), distribuídos em duas unidades com plantas operadas em série e duas unidades controle, também em série e sem vegetação. O volume útil de cada unidade foi de 10,7 litros. Para compor a vegetação, foram escolhidas macrófitas aquáticas emergentes das espécies *Heliconia psittacorum*. O sistema foi plantado com densidade de 14,3 mudas/m². Os *wetlands* foram alimentados durante 95 dias com lixiviado diluído em água de torneira, com as seguintes características: demanda química de oxigênio (DQO) = 691±84 mg L⁻¹, carbono orgânico total (COT) = 271±51 mg L⁻¹, nitrogênio total (N-total) = 228±72 mg L⁻¹, nitrogênio amoniacal (N-amoniacal) = 161±44 mg L⁻¹, nitrato (N-



$\text{NO}_3^- = 3 \pm 2 \text{ mg L}^{-1}$, cor aparente = $1480 \pm 421 \text{ mg PtCo L}^{-1}$, cor real = $1010 \pm 309 \text{ mg PtCo L}^{-1}$, turbidez = $44 \pm 14 \text{ NTU}$ e $\text{pH} = 8,24 \pm 0,95$.

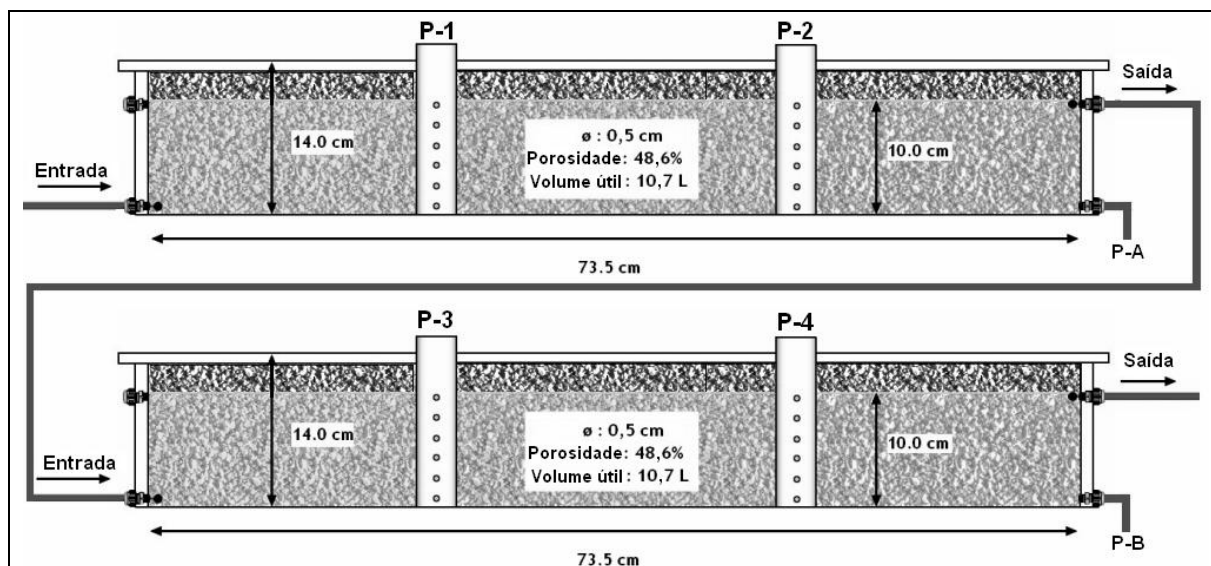


Figura 1: Desenho esquemático do sistema de *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial horizontal operados em série.

O lixiviado foi coletado mensalmente no aterro sanitário Quitaúna, localizado na Região Metropolitana de São Paulo, na cidade de Guarulhos ($-23^\circ 23' 49.53'' \text{ S}$, $-46^\circ 33' 28.80'' \text{ W}$). O aterro possui área total de 413.000 m^2 , recebe há 10 anos resíduos domésticos e industriais e possui vida útil de operação prevista em 12 anos. Após coletado, o lixiviado foi armazenado e congelado em freezer até o momento de utilização.

Durante o experimento, o lixiviado foi coletado semanalmente nos pontos de entrada e saída dos *wetlands* para determinação dos seguintes parâmetros: pH, cor, turbidez, demanda química de oxigênio (DQO), carbono orgânico total (COT), nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e nitrato. Os parâmetros foram determinados de acordo com o *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os sistemas foram monitorados durante 95 dias. Nos primeiros 75 dias, os *wetlands* foram operados com um tempo de detenção hidráulica (TDH) médio de $3,9 \pm 0,5$ dias em cada *wetland*, totalizando um TDH final médio de $7,0 \pm 0,3$ dias. A partir do 76º dia, o TDH individual de cada *wetland* passou a ser de $7,8 \pm 0,9$ dias, totalizando um TDH final médio de $14,0 \pm 0,6$ dias (Figura 2).

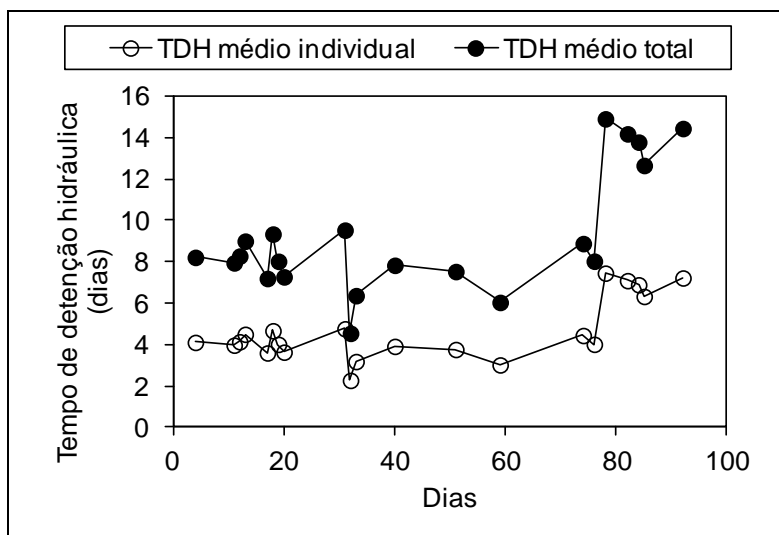


Figura 2: Média do tempo de detenção hidráulica (TDH) individual e total nos wetlands.

Durante os 30 primeiros dias do experimento, o pH do líquido afluente era de $9,48 \pm 0,16$. Após este período, optou-se pela correção do pH, que passou a ser de $7,47 \pm 0,13$. A Figura 3 mostra a variação de pH nos wetlands ao longo do tempo.

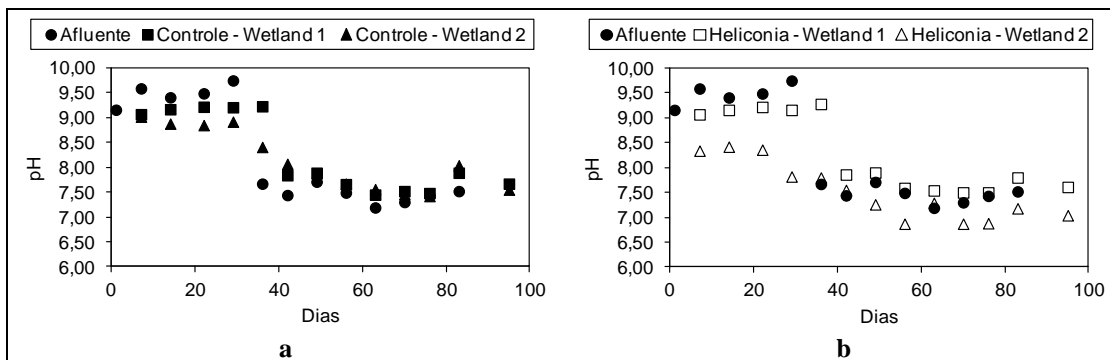


Figura 3: Variação do pH ao longo do tempo no líquido afluente (●) e no líquido efluente dos wetlands controle (a) e com *Heliconia psittacorum* (b): Wetland 1 (■, □); Wetland 2 (▲, △).

Na Tabela 1 estão expressas as concentrações médias dos parâmetros analisados no líquido afluente e efluente de cada wetland. A Figura 4 compara a eficiência média dos wetlands na remoção dos parâmetros analisados.

Tabela 1: Concentrações médias dos parâmetros analisados no líquido afluente e efluente.

Parâmetro	Unidade	Afluente	Efluente			
			Controle Wetland 1	Controle Wetland 2	Heliconia Wetland 1	Heliconia Wetland 2
COT	mg L ⁻¹	271±51	268±60	246±44	258±58	238±40
DQO	mg L ⁻¹	691±84	687±105	592±74	653±90	566±78
N-total	mg L ⁻¹	228±72	249±52	203±40	237±53	166±38
N-amoniacoal	mg L ⁻¹	161±44	160±36	75±29	148±27	59±33
Nitrato	mg L ⁻¹	3±2	23±18	81±28	26±19	78±26
Cor real	mg PtCo L ⁻¹	1010±309	1026±189	1099±221	1024±153	1086±239
Cor aparente	mg PtCo L ⁻¹	1480±421	1359±179	1318±183	1358±190	1307±226
Turbidez	NTU	44±14	17±3	10±7	25±9	7±8

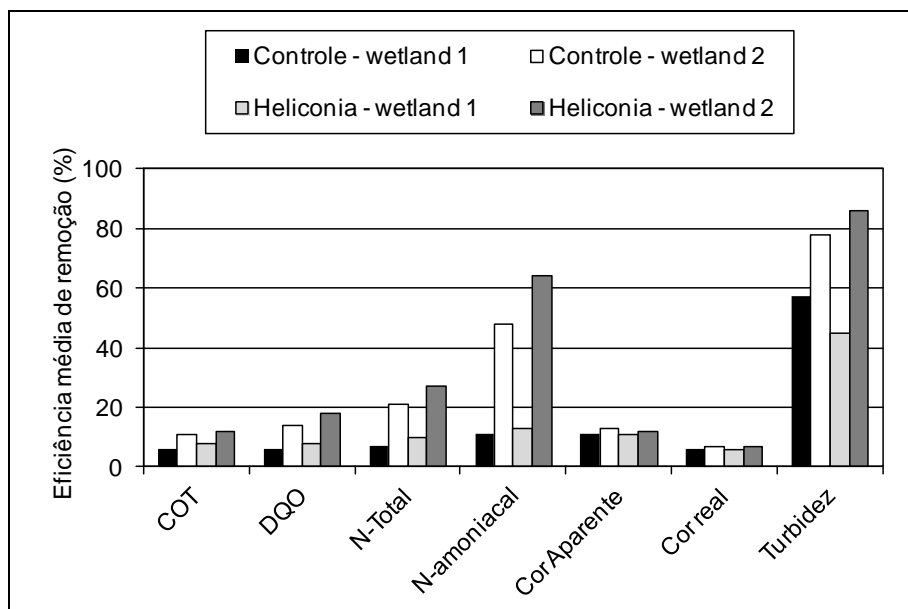


Figura 4: Eficiência média de remoção de COT, DQO, N-total, N-amoniacoal, cor e turbidez nos *wetlands*.

COR E TURBIDEZ

Os *wetlands* apresentaram baixa capacidade de remoção de cor do lixiviado, com eficiências médias inferiores a 20% em todos os sistemas (Figura 4). Segundo Al-Hamadani et al. (2011), a concentração de cor no lixiviado é proveniente principalmente dos compostos orgânicos dissolvidos. Estes compostos podem estar presentes sob a forma de material recalcitrante composto principalmente de ácidos húmicos e substâncias semelhantes. Em contrapartida, a remoção da turbidez foi elevada, com eficiência de 78% no efluente final dos *wetlands* controle e 86% no efluente final dos *wetlands* com *Heliconia*.

MATÉRIA ORGÂNICA

Por meio da análise da Figura 4, é possível observar que a remoção de matéria orgânica, quantificada nas análises de DQO e COT, foi inferior a 20% em todos os *wetlands*. A Figura 5 apresenta a carga orgânica volumétrica de DQO e a eficiência de remoção deste parâmetro ao longo do tempo em todos os *wetlands*. A carga orgânica volumétrica não variou entre os *wetlands* 1 e 2 nas condições controle e com *Heliconia*, pois os sistemas não foram eficientes na remoção de DQO. No entanto, observa-se um ligeiro aumento de eficiência em todos os sistemas após o 76º dia, quando se dobrou o tempo de detenção hidráulica (Figura 2).

Embora a remoção de matéria orgânica biodegradável ocorra rapidamente nos *wetlands*, mesmo com TDH abaixo de cinco dias (Lavrova e Koumanova, 2010), esse comportamento pode ser compreendido ao se levar em conta que o *wetland* de fluxo horizontal apresenta baixa capacidade de incorporação de oxigênio na fase líquida, resultando em menor disponibilidade de oxigênio dissolvido. Assim, o aumento de TDH proporcionou maior quantidade de oxigênio disponível por meio do transporte por difusão. Vich et al. (2013) obtiveram aumento de eficiência de remoção de DQO de 5% para 40% ao aumentarem o THD de 5 dias para 21 dias em um *wetland* com *Heliconia* tratando lixiviado com concentração média de DQO de 700 mg L⁻¹.

A baixa remoção de DQO nos sistemas também pode ser atribuída à baixa biodegradabilidade da mesma. A identificação das características do efluente com ênfase na matéria orgânica faz parte da estratégia operacional do tratamento biológico e um dos parâmetros mais amplamente usados para essa identificação é a DQO. No entanto, ele não diferencia a matéria orgânica biodegradável da inerte. A fração de DQO inerte passa inalterada pelo tratamento e mascara o resultado de tratabilidade biológica. Lange e Amaral (2009), ao caracterizarem lixiviados provenientes de diferentes aterros sanitários brasileiros, observaram que as frações de DQO inerte a processos aeróbios e anaeróbios foram de 44 e 42%, respectivamente.

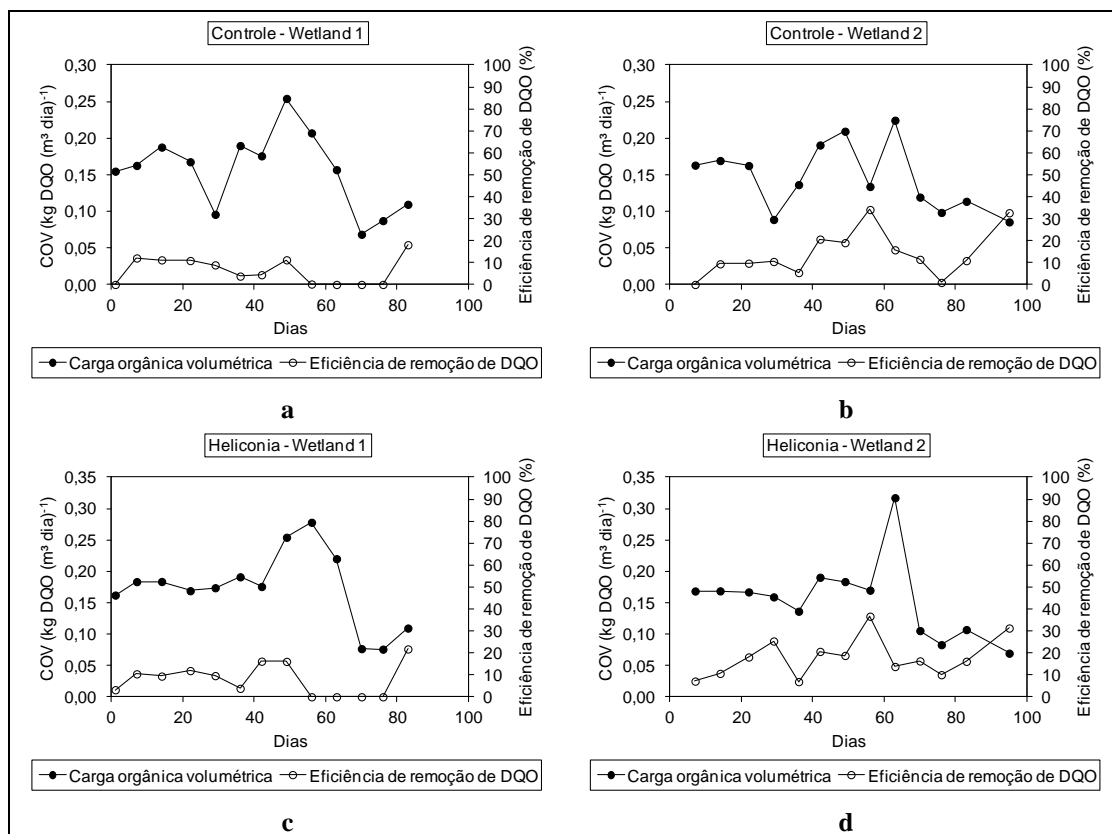


Figura 5: Carga orgânica volumétrica (COV - ●) e eficiência de remoção de demanda química de oxigênio (DQO -○) ao longo do tempo nos wetlands controle (wetland 1-a; wetland 2-b) e com *Heliconia psittacorum* (wetland 1-c; wetland 2-d).

NITROGÊNIO

A eficiência de remoção de nitrogênio total no lixiviado foi próxima de 10% no efluente dos primeiros wetlands e não ultrapassou 30% no efluente final, tanto nos wetlands controle como nos wetlands com *Heliconia* (Figura 4). A eficiência média de remoção de nitrogênio amoniacal não diferiu entre os primeiros wetlands, ficando próxima de 10% no controle e na unidade com *Heliconia*. No entanto, observou-se uma maior eficiência média de remoção no efluente final dos wetlands com *Heliconia* (64%) quando comparada aos wetlands controle (48%). Pode-se inferir que esse aumento de eficiência nos wetlands com plantas se deve ao fato das mesmas atuarem como um meio suporte para a degradação microbiana e promoverem o transporte de oxigênio pela rizosfera para a biodegradação aeróbia (Lim et al., 2001).

A Figura 6 apresenta a carga orgânica volumétrica de N-amoniacal e a eficiência de remoção deste parâmetro ao longo do tempo em todos os wetlands. Assim como ocorreu com a DQO, o aumento do TDH a partir do 76º dia também elevou as eficiências de remoção de N-amoniacal em todos os wetlands.

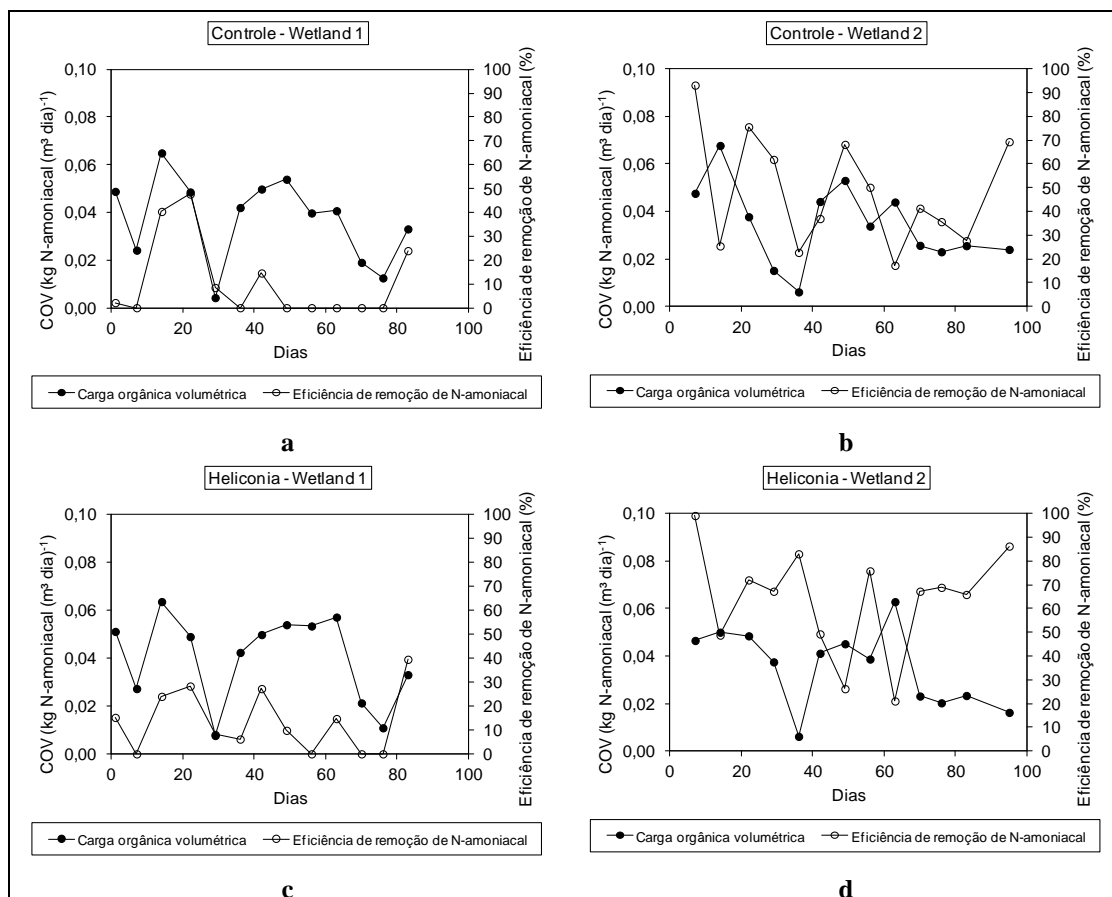


Figura 6: Carga orgânica volumétrica (COV - ●) e eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal (N-amoniacal -○) ao longo do tempo nos wetlands controle (wetland 1-a; wetland 2-b) e com *Heliconia psittacorum* (wetland 1-c; wetland 2-d).

Os wetlands foram mais eficientes em remover N-amoniacal do que N-total, como mostra a Figura 4. A remoção de nitrogênio total em um wetland pode ser atribuída aos micro-organismos desnitrificantes, que convertem o nitrato a nitrogênio gasoso (N_2), assimilação pelas plantas e micro-organismos, amonificação, nitrificação e volatilização da amônia. Aparentemente, a nitrificação pode ser uma causa plausível para a redução do nitrogênio amoniacal e sua conversão a nitrato (Akinbile et al., 2012). No entanto, as elevadas concentrações de N-total e o acúmulo de nitrato nos sistemas (Figura 7) podem pressupor que o ambiente dos wetlands não favoreceu a desnitrificação, possivelmente por falta de ambiente anóxico propício ou ainda por falta de matéria orgânica de fácil assimilação, a qual é indispensável para viabilidade do processo.

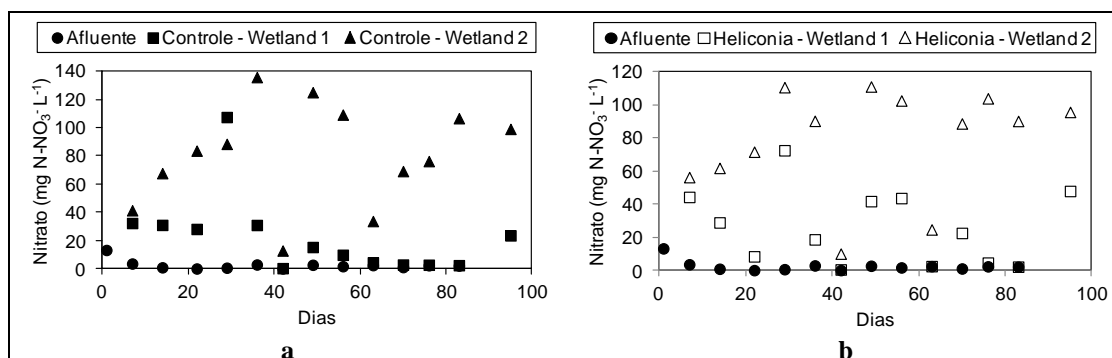


Figura 7: Variação da concentração de nitrato ao longo do tempo no lixiviado aflente (●) e no lixiviado efluente dos wetlands controle (a) e com *Heliconia psittacorum* (b): Wetland 1 (■, □); Wetland 2 (▲, △).



CONCLUSÕES

Com base no trabalho realizado com *wetlands* horizontais de fluxo subsuperficial operados em série, concluiu-se que:

A presença da vegetação favoreceu a remoção de nitrogênio nos *wetlands*, aumentando em 16% e 6% as eficiências médias de remoção de N-amoniacoal e N-total, respectivamente, nos *wetlands* com *Heliconia* em relação aos *wetlands* controle;

A eficiência de remoção de matéria orgânica (DQO, COT) não variou em função da presença de vegetação; o mesmo ocorreu com as eficiências de remoção de cor e turbidez;

A remoção de cor e turbidez não variou em função da presença de vegetação. A remoção de turbidez foi

A remoção de nitrogênio em um *wetland* está relacionada ao tempo de detenção hidráulica (TDH) do sistema. As eficiências médias de remoção de N-total e N-amoniacoal no efluente final foram superiores àquelas determinadas no efluente intermediário dos sistemas. A concentração de nitrato também foi superior no efluente final dos sistemas.

As eficiências de remoção de COT e DQO nos sistemas não ultrapassaram 20%, independente do TDH adotado. A porção de DQO inerte, não biodegradável, pode ser a principal causa da baixa eficiência dos sistemas.

TDHs mais longos não alteram a eficiência de remoção de cor no lixiviados, mas contribuí para a redução da turbidez.

Os *wetlands* mostraram-se eficientes na remoção de turbidez e N-amoniacoal em lixiviados.

Os *wetlands* surgem como uma alternativa aos sistemas convencionais de tratamento de lixiviados. No entanto, mais estudos são necessários para que sejam encontradas as melhores configurações experimentais e condições de operação dos sistemas. Aumentar o tempo de detenção hidráulica ou promover o desenvolvimento de biomassa mais adaptada são alternativas que possivelmente aumentariam a eficiência do sistema.

AGRADECIMENTOS

UNESCO – IHE, FINEP e FAPESP pelo financiamento da pesquisa. CAPES e CNPq pela concessão das bolsas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AKINBILE, C. O. A.; YUSSOF, M. S.; ZUKI, A. Z. A. Landfill leachate treatment using sub-surface flow constructed wetland by *Cyperus haspan*. *Waste management* 32: 1387-1393, 2012.
2. AL-HAMADANI, Y. A. J.; YUSOFF, M. S.; UMAR, M.; BASHIR, M. J. K.; ADLAN, M. N. Application of psyllium husk as coagulant and coagulant aid in semi-aerobic landfill leachate treatment. *Journal of Hazardous Materials* 190: 582–587, 2011.
3. APHA; AWWA; WPCF. Standard methods for examination of water and wastewater. 20Th. Ed. Washigton: American Public Health association, American Water Works Association, Water Environment Federation, 1998.
4. BERNARD, J. M.; LAUVE, T. E. A comparison of growth and nutrient uptake in phalaris arundinacea l. growing in a wetland and a constructed bed receiving landfill leachate. *Wetlands* 15(2): 176 – 182, 1995.
5. BULC, T. G. Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment. *Ecological Engineering* 26 (4): 365 - 374, 2006.
6. CHERNICHARO, C. A. L. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. Belo Horizonte: Projeto PROSAB, p. 544, 2001.



7. CHEUNG, K. C.; CHU, L. M.; WONG, M. H. Ammonia stripping as a pretreatment for landfill leachate. *Water, Air and Soil Pollution* 94: 209-221, 1997.
8. KAMARUDZAMAN, A. N.; ISMAIL, N. S.; AZIZ, R. A.; JALIL, M. F. A. Removal of nutrients from landfill leachate using subsurface flow constructed *wetland* planted with *Limnocharis flava* and *Scirpus*. In: 2011 International Conference on Environmental and Computer Science, 2011.
9. KIVAISI, A. K. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecological Engineering* 16 (4): 545–560, 2001.
10. LANGE, C. L.; AMARAL, M. C. S. Geração e características do lixiviado. In: GOMES, L. P. (coordenadora). Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. Rio de Janeiro: ABES, 2009.
11. LAVROVA, S., KOUMANOVA, B. Influence of recirculation in a lab-scale vertical flow constructed *wetland* on the treatment efficiency of landfill leachate. *Bioresource Technology* 6 (101): 1756 - 1761, 2010.
12. LIM, P. E.; WONG, T. F.; LIM, D. V. Oxygen demand, nitrogen and copper removal by free-water-surface and subsurface-flow constructed wetlands under tropical conditions. *Environment International* 26: 425-431, 2001.
13. NIVALA, J.; HOOS, M. B.; CROSS, C.; WALLACE, S.; PARKIN, G. Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed *wetland*. *Science of Total Environment* 380: 19–27, 2007.
14. POVINELLI, J.; SOBRINHO P. A. Introdução. In: GOMES, L. P. (coordenadora). Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. Rio de Janeiro: ABES, 2009.
15. RENEUO, S.; GIVAUDAN, J. G.; PULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials* 150: 468 – 493, 2008.
16. SIM, C. H.; YUSSOF, M. K.; SHUTES, B.; HO, S. C.; MANSOR, M. Nutrient removal in a pilot and full scale constructed *wetland*, Putrajaya city, Malaysia. *Journal of Environmental Management* 88:307-317, 2008.
17. SISINNO, C. L. S. Destino dos resíduos sólidos urbanos e industriais no Estado do Rio de Janeiro: avaliação da toxicidade dos resíduos e suas implicações para o ambiente e para a saúde humana. 102 p. Tese (Doutorado), Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2002.
18. SOUSA, J. T.; VAN HAANDEL, A.; LIMA, E. P. C.; HENRIQUE, I. N.; Utilização de *wetland* construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. *Engenharia Sanitária e Ambiental* 9 (4): 285 - 290, 2004.
19. VICH, D. V., CANO, V., SILVA, G. R. L., NOLASCO, M. Constructed wetlands systems for landfill leachate treatment. 4th Latin America Regional Meeting. Resúmenes Extendidos. Excellence Center for Development Cooperation, Sustainable Water Management: 58-62, 2013.
20. VYMAZAL, J. The use of constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. *Ecological Engineering* 35: 1 – 17, 2009.
21. WISZNIEWSKI, J., ROBERT, D., SURCMACZ-GORSKA, J., MIKSCH, K., WEBER, J. V. Landfill leachate treatment methods: a review. *Environmental Chemistry Letters* 4: 51 – 61, 2006.



**ECOTOXICIDADE DE EFLUENTES DE PROPRIEDADE RURAL TRATADOS
COM SISTEMA *UASB/FILTRO ANAERÓBIO/WETLANDS/UV***

Filipe Vargas Zerwes⁽¹⁾

Engenheiro Ambiental, Mestre em Tecnologia Ambiental – UNISC

Tamara Bianca Horn⁽²⁾

Bióloga, Mestre em Tecnologia Ambiental- Universidade de Santa Cruz do Sul - UNISC

Daniele Damasceno Silveira⁽³⁾

Bióloga. Mestre do Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental - PPGTA-UNISC. Doutoranda do Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental pela UFSC.

Deivid Ismael Kern⁽⁴⁾

Biólogo – Mestre em Tecnologia Ambiental - Universidade de Santa Cruz do Sul - UNISC

Lourdes Teresinha Kist⁽⁵⁾

Química, Doutora em Química Inorgânica, professora da Universidade de Santa Cruz do Sul - UNISC

Eduardo Alexis Lobo Alcayaga⁽⁶⁾

Biólogo, Doutor em Biologia, professor da Universidade de Santa Cruz do Sul - UNISC

Enio Leandro Machado⁽⁷⁾

Químico Industrial, Doutor em Engenharia, professor da Universidade de Santa Cruz do Sul - UNISC

Endereço⁽⁷⁾: Avenida Independência, 2293. Bairro Universitário. Santa Cruz do Sul - RS - CEP: 96815-900 - Brasil - Tel: (51) 3717-7545 - e-mail: enio@unisc.br

RESUMO

A fim de avaliar a efetividade de sistema integrado de saneamento foram construídos, em uma propriedade rural no interior da cidade de Vera Cruz – RS, banheiro e área de serviço com sistema de tratamento das águas residuárias constituído por reator UASB, filtro anaeróbio, quatro *wetlands* construídos e dois fotorreatores para a desinfecção do efluente tratado visando reúso. A partir do acompanhamento foi possível obter melhoramentos no sistema de tratamento, bem como atestar sua eficiência e possibilidade de gerar efluentes tratados passíveis de reúso, uma vez que se obtiveram reduções de DQO que variaram entre 93 e 97%, de DBO de 97 a 98%, de NTK superior a 97%, nitrogênio amoniacal de 100%, coliformes termotolerantes <18 NMP e de redução maior que 90% para fósforo total. Através de testes utilizando *Daphnia magna* determinou-se redução da toxicidade aguda durante as fases do tratamento empregado.

PALAVRAS-CHAVE: tratamento de esgoto no meio rural, efluentes domésticos, sistemas integrados, *wetlands* construídos, reúso

INTRODUÇÃO

Para o reaproveitamento de águas residuárias no meio rural há carência de maior número de estudos que sistematizem a aplicação, pois ajustes técnicos são necessários para que o sistema de tratamento seja eficaz. Técnicas de tratamento eficazes, práticas, econômicas, mas com avaliação da receptividade dos agricultores, necessitam de continuidade de pesquisas.

Os principais poluentes e contaminantes de água no meio rural consistem de material coloidal, matéria orgânica, agentes patogênicos originados de esgoto doméstico e dejetos de animais sem o devido tratamento, além de agrotóxicos e fertilizantes utilizados nas culturas.

Colóides, matéria orgânica e patógenos podem ser eliminados por meio de processos de separação de fases, filtração/adsorção, anaerobiose, sistemas microbiológicos mistos, entre outros. No entanto, pesticidas, fármacos e hormônios dissolvidos na água raramente são eliminados, mesmo por processos de tratamentos de água utilizados pelas companhias de abastecimento público. Processos de decantação, filtração e desinfecção



são utilizados na sequência para o tratamento de água, mas podem ser também aplicados para o reúso de efluentes pré-tratados.

Assim sendo, além da necessidade de implantação de sistema mínimo de saneamento na área rural, tanto para esgoto residencial como para dejetos de animais, há a possibilidade de, paralelamente, assumir esta competência pública e desenvolver pesquisas para ampliar as opções de sistemas de saneamento.

A educação ambiental, que deve ser uma constante nas ações de gestão ambiental, pode fortalecer a sustentabilidade do saneamento rural, o qual deve estar relacionado ao baixo custo e a recuperação de energia, nutrientes e água. Estes fatos direcionam pesquisas para saneamento descentralizado, baixo custo e que requeiram o mínimo de manutenção, sendo o perfil de necessidade do saneamento no meio rural.

Neste sentido, apesar das condições climáticas caracterizarem os estados da região sul com invernos rigorosos, processos de tratamento utilizando macrófitas nos sistemas chamados *Wetlands* Construídos (WCs) estão aptos e integrados as potencialidades de saneamento rural de baixo custo e com potencial para reúso de águas residuárias. O uso de WCs para o tratamento primário, secundário e terciário visa, sobretudo, propiciar resultados para o tratamento de poluentes como a matéria orgânica, reciclando nutrientes e melhorando a qualidade do efluente tratado (SANTIAGO, 2005; SEZERINO, 2006).

O presente trabalho operou, controlou e agregou modificações de configuração para proporcionar circuito semi-fechado de águas residuárias, azuis, cinzas e negras em uma propriedade rural localizada no Vale do Rio Pardo, RS. O sistema de tratamento das águas residuárias é constituído por UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), Filtro Anaeróbio, *Wetlands* construídos e reatores de desinfecção por radiação ultravioleta (UV).

Os ganhos de conhecimento com a unidade integrada de UASB/Filtro Anaeróbio/WCs/UV envolveu o objetivo geral de aprimoramento de alternativas de saneamento a serem adotadas na região de estudos com potenciais investimentos da agência nacional das águas (ANA), bem como disponibilizar uma tecnologia de tratamento para efluentes gerados nas propriedades rurais.

MATERIAIS E MÉTODOS

O local selecionado para a instalação do experimento encontra-se no município de Vera Cruz, Rio Grande do Sul, situado próximo a uma rodovia estadual, a RST 287, em uma área estritamente rural com pequenas propriedades que possuem como meio de subsistência atividades de agricultura familiar e plantações de tabaco.

A propriedade foi selecionada de acordo com alguns critérios estabelecidos pelo projeto. Dentre os critérios constava a necessidade de área para a instalação da estação de tratamento, a disponibilidade da família, bem como o comprometimento do uso da instalação, e principalmente o fato de que todos os moradores permanecessem em suas residências durante as suas atividades diárias. A residência é caracterizada como unifamiliar de baixa renda, onde residem cinco moradores.

Nesta residência foi implantado um sistema de tratamento correspondente a três tipos de água. A primeira refere-se à linha de água azul, a qual consiste em captar a água da chuva através do telhado e aproveitá-la diretamente no tanque e na máquina de lavar roupa, e outros fins, como irrigação da horta, lavagem de pisos e veículos (esta linha não será avaliada neste artigo). A segunda linha é a de água cinza, proveniente da máquina de lavar roupas, do tanque e do chuveiro. A terceira linha é caracterizada pela água negra, proveniente do vaso sanitário. A segunda e terceira linhas serão encaminhadas para o processo de tratamento e, posteriormente, também serão reaproveitadas para fins não potáveis.

A inauguração do Sistema de Tratamento, bem como da unidade geradora de efluente, ocorreu no dia 18 de novembro de 2011.

O banheiro construído para este experimento localiza-se ao lado da residência, onde os moradores o utilizam para realizar suas necessidades habituais e também para a lavagem de roupas e utensílios com utilização da máquina de lavar e do tanque.



O efluente gerado neste banheiro segue por ação da gravidade para os reatores anaeróbios e, posteriormente, para o sistema de *wetlands*, conforme a Figura 1. Após o tratamento pelos WCs o efluente adentra em uma caixa de passagem de fibra de vidro com volume de 250 litros, onde, através de uma bomba (Shurflo S2088) foi encaminhado para o sistema de desinfecção com lâmpadas UV para, somente então, ser reutilizado.

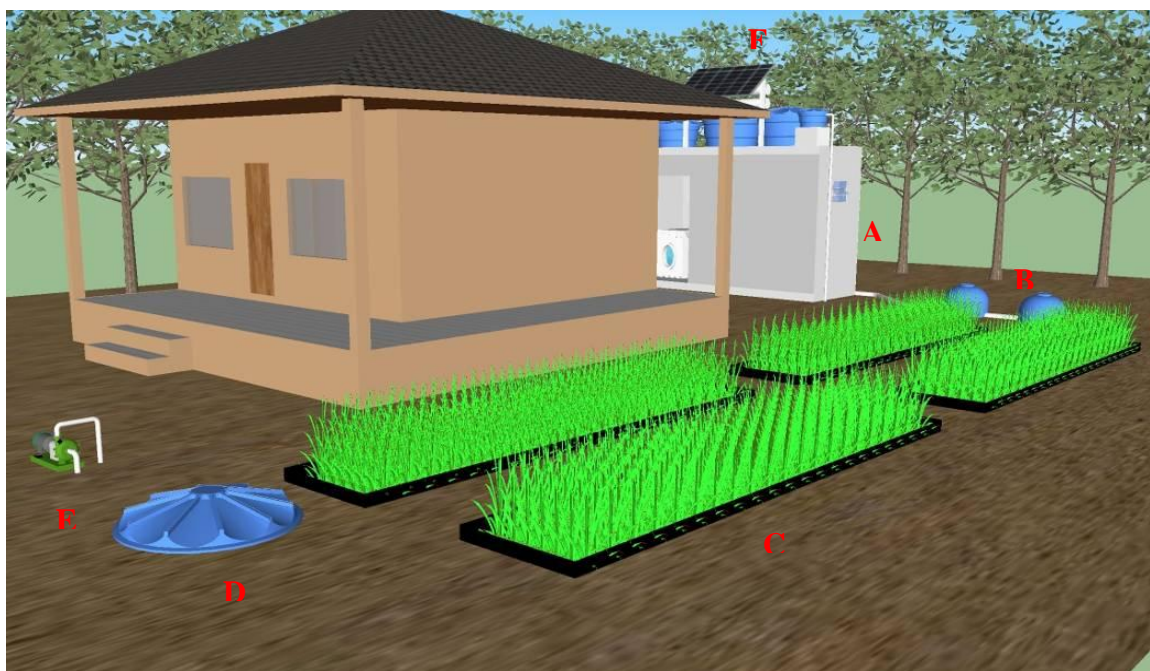


Figura 1 – Esquema tridimensional do sistema de tratamento. A: banheiro e área de serviço; B: UASB/FA; C: *wetlands* construídos; D: tanque de recalque; E: bomba da água de reúso; F: sistema de desinfecção e armazenamento.

Fonte: Autor, 2013.

O tratamento primário foi composto por dois reatores anaeróbios (UASB e Filtro anaeróbio) adquiridos no comércio, os quais foram selecionados para funcionar com eficiência média de 80%.

O Reator Anaeróbio (UASB) utilizado neste trabalho é cilíndrico, composto pelos seguintes elementos: distribuidor de fluxo, cone defletor, separador de fases, calha vertedoura, tubo de sucção, tubo de limpeza, suspiro e tampa de inspeção.

O segundo módulo do sistema biológico foi integrado pelo Filtro Anaeróbio (FA) com volume útil de 210 L, o qual tem como material de recheio britas nº4 (diâmetro entre 64 a 100 mm).

Como tratamento secundário foram adotados sistemas do tipo *wetlands* construídos com regime sub-superficial de fluxo horizontal. Os quatro leitos de *wetlands* sequenciais foram construídos no solo com a utilização de uma manta de impermeabilização PEAD de 1,6 mm de espessura.

O meio suporte filtrante foi composto por 30 cm de brita nº4 (64 a 100 mm) e sobreposta por 30 cm de brita nº1 (20 a 40 mm). Os acessórios hidráulicos utilizados para compor as zonas de distribuição e recolhimento foram constituídos por tubos de PVC perfurados e flanges com diâmetro de 40 mm.

A macrófita selecionada foi a *Hymenachne grumosa* (Nees) Zuloaga, por possuir características desejáveis para o tratamento com *wetlands* e também pelo seu excelente desenvolvimento relatado no estudo feito por Silveira, (2010). A Figura 2 mostra imagens registradas no início da construção do sistema com detalhe da manta, britas e da macrófita.



Figura 2 – Detalhe da manta, material suporte e macrófita utilizados nos wetlands construídos.
Fonte: Autor, 2012.

O sistema de desinfecção foi constituído por dois tubos de PVC com diâmetro de 100 mm, ligados em série, sendo equipados com duas lâmpadas de radiação ultravioleta, as quais estão dispostas concêntricamente dentro dos tubos tem como objetivo reduzir organismos patogênicos através da utilização de lâmpada ultravioleta (UV) germicida, com comprimento de onda predominante de 254 nm.

Após a etapa de desinfecção, o efluente foi direcionado para um reservatório de 1.000 litros sob o telhado do banheiro, sendo posteriormente lançado à canalização destinada à descarga do vaso sanitário e demais usos não nobres, conforme a sua caracterização pelas análises realizadas para os parâmetros gerais DQO, DBO₅, N-NH₃, NTK e P total (APHA/AWWA, 2005).

A avaliação da toxicidade aguda com *D. magna* foi executada conforme a metodologia estabelecida na ABNT NBR 12713. O princípio do método consiste na exposição de neonatos com idade entre 2 a 26 horas, a diferentes concentrações ou diluições da amostra teste, por um período de 48 horas de duração.

Devido a variação de composição do efluente bruto, optou-se por avaliar seu efeito tóxico em ensaios envolvendo nove concentrações (de 100% a 0,390%). Os ensaios foram executados em béqueres de 50 mL, em duas séries. Para cada concentração houve a exposição de vinte organismos testes, dez por béquer. Os organismos foram adicionados aos béqueres a partir do meio ISO, da menor para a maior concentração. Posteriormente a disposição dos filhotes, os béqueres foram cobertos com filme plástico de PVC e levados a incubadora (20°C ± 1), sem alimentação e com ausência de luminosidade.

Após o período de 48 horas, a quantificação por concentração do número de indivíduos imóveis/mortos foi registrada e os resultados foram então expressos em EC50 48 horas que corresponde a concentração efetiva inicial que causa efeito de imobilidade ou mortalidade em 50% dos organismos. Para estimar o EC50 foi utilizado o método estatístico não paramétrico (*Trimmed Spearman-Kärber Method*) proposto por Hamilton *et al.*, (1979). As classificações qualitativas dos ensaios de toxicidade levaram em conta os critérios estabelecidos em Lobo *et al.*, (2006), conforme Tabela 1.

Tabela 1 – Escala de toxicidade relativa para ensaio de toxicidade aguda.

Percentil	EC(i) 50	Toxicidade
25°	<25%	Extremamente tóxica
50°	25-50%	Altamente tóxica
75°	50-75%	Moderadamente tóxica
---	>75%	Pouco tóxica

Fonte: Lobo *et al.*, (2006).



RESULTADOS E DISCUSSÃO

Avaliação de Parâmetros Gerais nos Efluentes

Os resultados das análises, a seguir, fazem o comparativo das duas configurações analisadas durante o período de 13 de dezembro de 2011 a 19 de dezembro de 2012.

Na Figura 3 é possível observar o comportamento da DQO durante as duas fases analisadas, através do comparativo direto das cargas poluentes em todos os pontos amostrais.

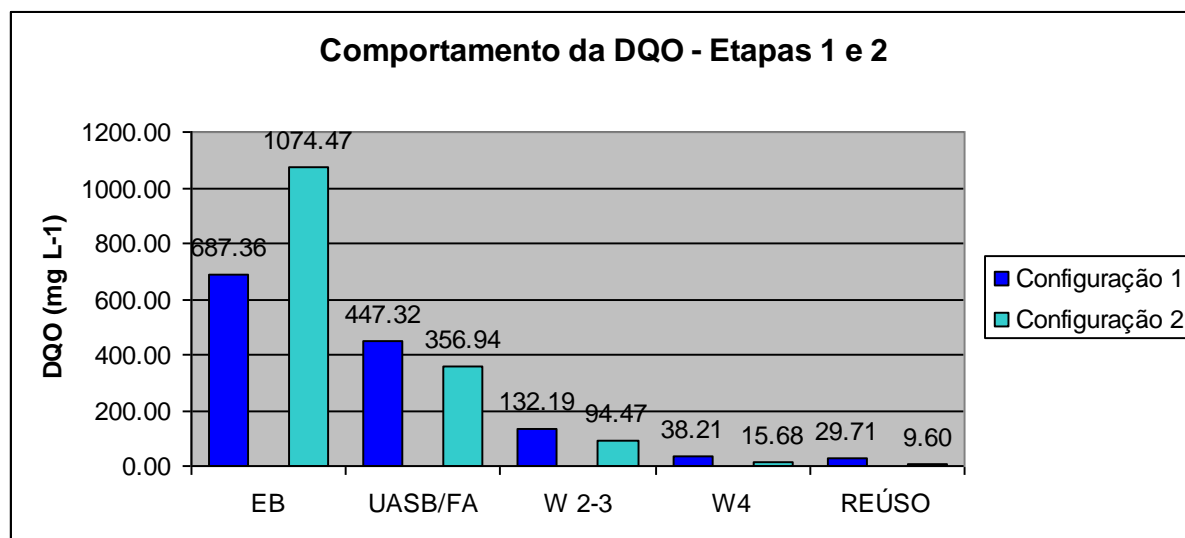


Figura 3 – Evolução do tratamento para DQO. Configuração 1: sequencial UASB/FA/WCs/UV. Configuração 2: fluxo em paralelo UASB e FA/WCs/UV. Fonte: Autor, 2013.

A mudança da configuração influenciou diretamente na concentração de DQO do efluente bruto e também nas demais etapas do tratamento. Desta forma fica evidente a importância do sistema UASB/FA como pré-tratamento dos wetlands construídos. Esta maior eficiência ocorreu a partir da mudança da configuração do sistema.

Levando em consideração apenas o sistema de wetlands construídos pode-se observar a redução gradativa da carga poluente. Ambas as configurações apresentaram alta eficiência, sendo superior a 93% para a configuração 1 e superior a 97% para a configuração 2.

A taxa de aplicação de DQO passou de 1,92 na configuração 1, para 1,53 g de DQO m⁻². dia⁻¹ na configuração 2, valores estes bem abaixo dos aplicados por Souza et al. (2004) e Horn (2011).

Na Figura 4 são expostos os valores de DBO₅ para ambas as configurações estudadas.

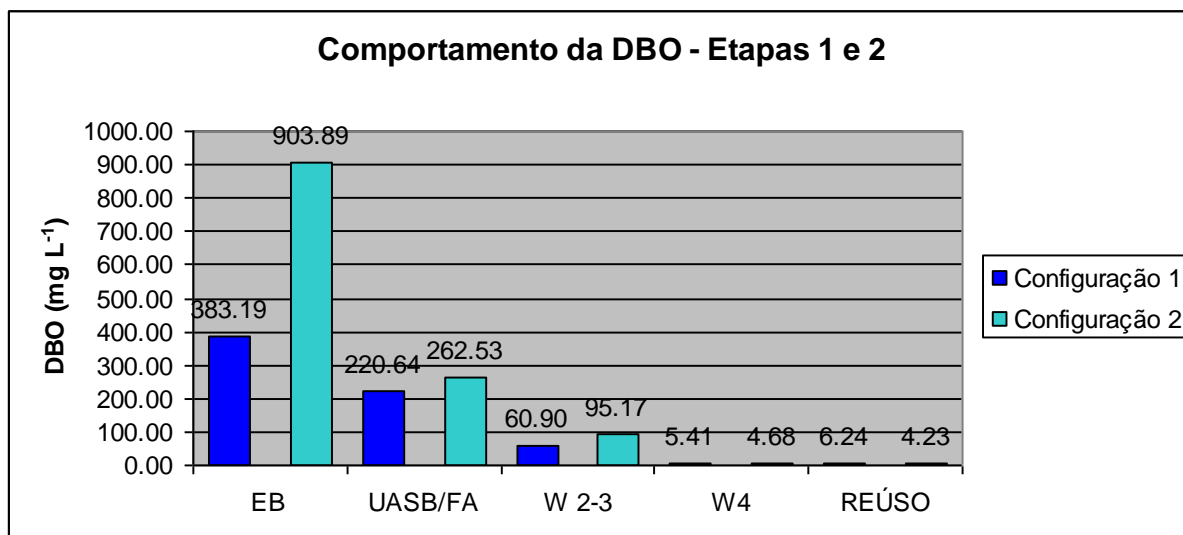


Figura 4 – Evolução do tratamento para DBO₅. Configuração 1: sequencial UASB/FA/WCs/UV. Configuração 2: fluxo em paralelo UASB e FA/WCs/UV. Fonte: Autor, 2013.

A DBO₅ afluente do sistema de WCs apresentou maior concentração para a configuração número 2, entretanto a eficiência na degradação do poluente não foi afetada, tanto que a concentração em mg L⁻¹ é inferior a encontrada durante a utilização da configuração 1.

Em ambas as configurações a efetividade do tratamento é notória, pois a taxa média de redução é superior a 97% e 98% para a configuração 1 e 2, respectivamente. Pagliarini (2011) e Horn (2011) obtiveram reduções de DBO₅ inferiores a 90%, entretanto suas concentrações de carga por metro quadrado são maiores do que as encontradas neste trabalho. A Figura 5 destaca o monitoramento da fração de nitrogênio total Kjeldahl para as diferentes configurações analisadas.

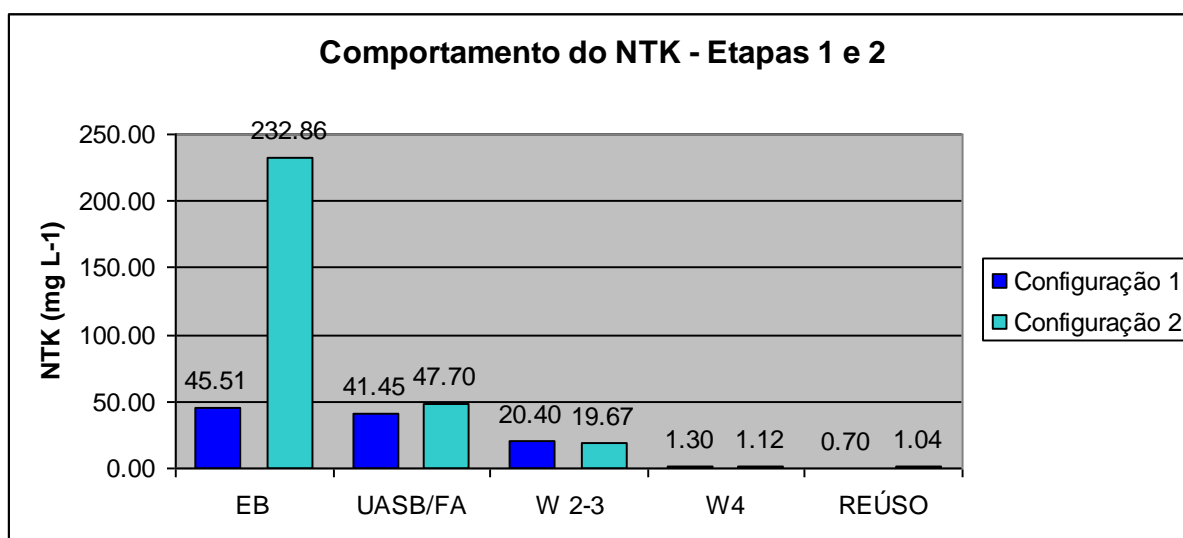


Figura 5 – Evolução do tratamento para NTK. Configuração 1: sequencial UASB/FA/WCs/UV. Configuração 2: fluxo em paralelo UASB e FA/WCs/UV. Fonte: Autor, 2013.

A variação de NTK do efluente bruto é o que mais chama atenção na Figura 5, mas quando se faz uma análise comparativa entre as concentrações de NTK e nitrogênio amoniacal (Figura 6), observa-se que a maior fração nitrogenada do nitrogênio total Kjeldahl é representada pela amônia presente no efluente.



Em termos de concentração final, a configuração 1 apresenta valores menores dos que os encontrados pela configuração 2, entretanto o percentual de redução difere por apenas 0,5%, uma vez que a configuração inicial obteve eficiência de 98,3% e a final de 97,8%.

As concentrações de nitrogênio amoniacal ao longo do sistema de tratamento são apresentadas na Figura 6.

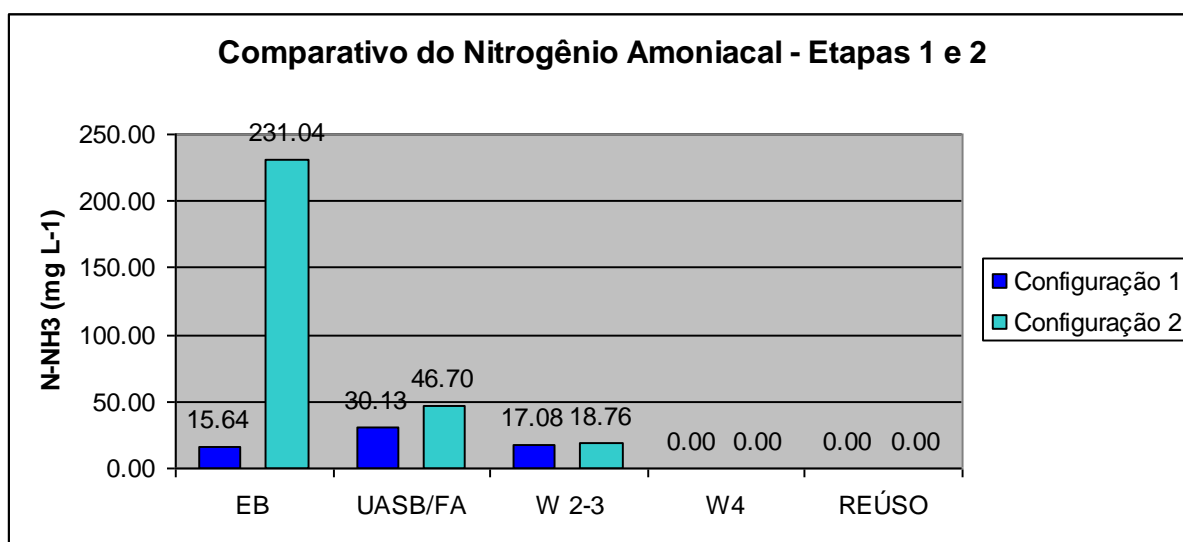


Figura 6 – Evolução do tratamento para nitrogênio amoniacal. Configuração 1: sequencial UASB/FA/WCs/UV. Configuração 2: fluxo em paralelo UASB e FA/WCs/UV.
Fonte: Autor, 2013.

Assim como na figura anterior, a concentração do poluente nitrogenado no efluente bruto é bastante alto, entretanto a porção de entrada no sistema de WCs é de pouco mais de 20% para a configuração 1. Neste parâmetro a mudança de configuração não influenciou na eficiência em ambos, uma vez que a remoção de nitrogênio amoniacal foi total.

A Figura 7 mostra as variações de fósforo total durante as etapas de tratamento.

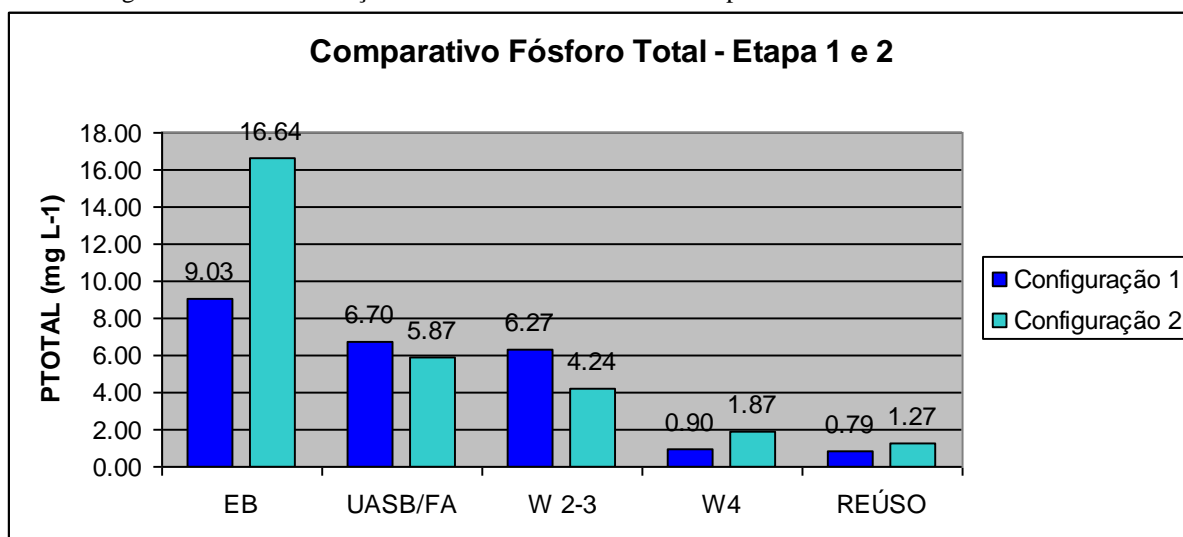


Figura 7 – Evolução do tratamento para fósforo total. Configuração 1: sequencial UASB/FA/WCs/UV. Configuração 2: fluxo em paralelo UASB e FA/WCs/UV.
Fonte: Autor, 2013.



A análise deste parâmetro mostra eficiências da configuração 1 e 2 com percentual de redução próximos de 90% para a concentração de fósforo total. Possíveis quedas de eficiência de remoção podem ser influenciadas pela diminuição da atividade metabólica da planta utilizada, uma vez que o crescimento das plantas avaliadas estavam estacionadas (período de floração). Esta hipótese poderá ser constatada com a avaliação continuada do sistema, tendo em vista que os WCs foram podados. Assim esperasse que a regeneração da biomassa influencie diretamente na redução de fósforo no efluente.

Análises Toxicológicas

Resultados da avaliação da toxicidade com *Daphnia magna* strauss, 1820

Os ensaios de toxicidade aguda envolvendo o micro crustáceo *Daphnia magna* foram executados no laboratório de ecotoxicologia da UNISC, através de seis repetições amostrais (n = 10). Os resultados de EC50 para o efluente bruto avaliado revelaram uma grande variação de concentração que, qualitativamente, atinge níveis de extremamente tóxico como os encontrados nas amostras 3, 5, 6, 7, 8, 9 e 10 a moderadamente tóxico como na resposta da amostra 2 conforme escala de toxicidade relativa proposta por Lobo et al, 2006.b. Esta variação resultou em um elevado coeficiente de variação para a média, com 89,2%. É importante salientar que o efluente bruto apresentou o nível de extremamente tóxico em 70% das amostras analisadas.

A variação da toxicidade aguda foi diminuída após a passagem do efluente bruto pelo sistema UASB/FA. As amostras oriundas do sistema UASB/FA apresentaram elevação dos valores de EC50 para níveis moderadamente tóxicos, com especial destaque para as amostras 1, 2 e 4. Entretanto, as outras amostras ainda apresentaram toxicidade extrema para *D. magna* (Tabela 2).

Tabela 2 – Valores de EC50 dos diferentes pontos de coleta no sistema.

	Bruto	Pós UASB/FA	W4	Reuso
Amostra 1	32.2	57.4	100.0	100.0
Amostra 2	59.5	57.4	100.0	100.0
Amostra 3	13.2	12.7	100.0	100.0
Amostra 4	45.1	59.5	100.0	100.0
Amostra 5	3.1	22.5	100.0	100.0
Amostra 6	1.8	10.3	100.0	100.0
Amostra 7	19.3	18.9	100.0	100.0
Amostra 8	13.3	3.5	100.0	100.0
Amostra 9	10.8	16.2	100.0	100.0
Amostra 10	12.3	13.4	100.0	100.0
Média	21.1	27.2	100.0	100.0
DP	18.8	21.9	0.0	0.0
CV (%)	89.2	80.7	0.0	0.0

Fonte: Autor, 2013.

Diferentes sistemas envolvendo *wetlands* construídos demonstraram eficiência na remoção da toxicidade aguda para *D. magna*. Silva (2010) apud Horn (2011), constatou remoção de aproximadamente 28% de toxicidade, elevando os níveis de média para baixa toxicidade com combinação de um reator anaeróbio com sistema de *wetland* construído.

Horn (2011) encontrou remoção do efeito de toxicidade aguda para todo o sistema de *wetland* e associou o eventual efeito tóxico a possível interferência do íon amônio. Esta mesma relação com o íon amônio foi constatada por Dupont (2010), tendo a ineficiência de remoção da toxicidade para um sistema convencional estudada pelo autor.



A eficiência do sistema estudado neste trabalho foi constatada por meio das respostas não tóxicas oriundas da saída final do sistema de *wetlands*. Neste caso, 100% das amostras não apresentaram toxicidade aguda para *D. magna*.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Apesar dos problemas operacionais encontrados durante a operação do sistema este se comportou de forma satisfatória, mesmo assim foram necessárias intervenções em sua proposta inicial, uma vez que os *wetlands* construídos estavam sofrendo com as condições operacionais as quais estavam sendo expostas (baixo tempo de detenção hidráulico no sistema biológico, composto pelo reator UASB e FA).

A avaliação do sistema de tratamento encontra-se em andamento, entretanto a partir das análises realizadas e de sua interpretação parcial é possível constatar a eficiência do sistema integrado UASB/FA/*wetland*/UV para o tratamento de efluentes domésticos gerados em propriedades rurais.

Há potencialidade na reutilização do efluente, contudo se faz necessário controle analítico permanente dos indicadores biológicos, uma vez que este indicador impossibilita a utilização da água de reúso até mesmo para fins de descarga em vaso sanitário, sendo este um dos usos menos nobres.

Quanto a ecotoxicidade a eficiência do sistema estudado neste trabalho foi constatada por meio das respostas não tóxicas oriundas da saída final do sistema de *wetland*. Neste caso, 100% das amostras não apresentaram toxicidade aguda para *D. magna*.

AGRADECIMENTOS

Agradecimentos aos apoios financeiros para FAPERGS, Edital PqG 02/11, processo 11/1476-9, e SCT-RS, apoiadora do projeto Secretaria de Ciência e Tecnologia via Pólo de Modernização Tecnológica do Vale do Rio Pardo, o qual é intitulado: *Água – Captação, Distribuição e Preservação: Sistema de Captação e Tratamento de Águas em Pequenas Propriedades visando a sua Reutilização*

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 12.713: *Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda - Método de ensaio com Daphnia spp.* (Cladocera, Crustacea). Rio de Janeiro, 2004. 16 p.
2. APHA/AWWA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21. ed. Washington: APHA/AWWA/WEF, 2005.
3. HAMILTON, M. A.; RUSSO, R. C.; THURSTON, R. V. *Trimmed Spearman-Kärber method for calculation of EC50 and LC values in bioassays*. Burlington Research, 7(11); 114-119p. (Software), 1979.
4. HORN, Tamara Bianca. *Integração de Sistemas Wetlands Construídos + Fotoozonização Catalítica no Tratamento de Efluentes de Campus Universitário*. 2011. 157 f. Dissertação (Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental - Mestrado), Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul, 2011.
5. LOBO, E. A.; RATHKE, F.S.; BRENTANO, D. M. *Ecotoxicologia aplicada: o caso dos produtores de tabaco na bacia hidrográfica do Rio Pardinho, RS, Brasil*. p. 41-68. In: ETGES, V. E.; FERREIRA, M. A. F. 2006. *A produção do tabaco: impacto no ecossistema e na saúde humana na região de Santa Cruz do Sul/RS*. Santa Cruz do Sul: EDUNISC, 248p.
6. PAGLIARINI JR., S. N.; PAROLIN, M.; CRISPIM, J. Q. *Estações de Tratamento de Esgotos por Zona de Raízes, uma alternativa viável para as cidades?* I Simpósio de Estudos Urbanos: Desenvolvimento Regional e Dinâmica Ambiental. Campos Mourão, 2011.
7. SANTIAGO, F. A.; CALIJURI, M. L.; LUÍS, P. G. *Potencial para a utilização de sistemas de wetlands no tratamento de águas residuárias: uma contribuição a sustentabilidade dos recursos hídricos no Brasil*. *Natureza & Desenvolvimento*, [S.I.], n. 1, p. 29-39, v. 1, 2005.
8. SEZERINO, P. H.; *Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical*. 2006. 171 f. Tese (Programa de



1º SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE APLICAÇÃO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS

9 a 11
Maio 2013
Florianópolis – SC

Pós-Graduação em Engenharia Ambiental – Doutorado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

9. SILVEIRA, Daniele. Estudos Fenológicos da macrófita *Hymenachne grumosa* (Magnoliophyta- Poaceae) na aplicação de *Wetlands* construídos para o tratamento de efluentes secundários de campus universitário. 2010. 103 f. Dissertação (Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental- Mestrado) - Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul, 2010.
10. SOUSA, J. T. et al. *Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. Eng. Sanit. Ambient.* Rio de Janeiro, n. 4, p. 285-290, v. 9, 2004.





1º SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE
APLICAÇÃO DE *WETLANDS* CONSTRUÍDOS
NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS

De 09 a 11 de Maio de 2013 - Auditório da Reitoria - UFSC

UFSC – Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado / GESAD

1º Simpósio brasileiro sobre aplicação de *wetlands* construídos no tratamento de águas residuárias. 09 a 11 de maio de 2013. Florianópolis / SC: UFSC – GESAD. DVD Rom – ISSN: 2317-4358

Os artigos publicados neste DVD-Rom são de total responsabilidade dos autores, eximindo assim a Comissão Organizadora de qualquer eventual responsabilidade sobre os mesmos.

