



Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal
of Applied Science

ISSN: 1980-993X

ambi-agua@agro.unitau.br

Universidade de Taubaté

Brasil

Vieira de Mendonça, Henrique; Bandeira de Melo Ribeiro, Celso; Carraro Borges, Alisson; Rocha Bastos, Ronaldo

Remoção de nitrogênio e fósforo de águas residuárias de laticínios por sistemas alagados construídos
operando em bateladas

Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science, vol. 7, núm. 2, 2012, pp. 75-87

Universidade de Taubaté

Taubaté, Brasil

Disponível em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=92823633008>

- ▶ Como citar este artigo
- ▶ Número completo
- ▶ Mais artigos
- ▶ Home da revista no Redalyc

redalyc.org

Sistema de Informação Científica

Rede de Revistas Científicas da América Latina, Caribe, Espanha e Portugal
Projeto acadêmico sem fins lucrativos desenvolvido no âmbito da iniciativa Acesso Aberto

Remoção de nitrogênio e fósforo de águas residuárias de laticínios por sistemas alagados construídos operando em bateladas

(<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.805>)

Henrique Vieira de Mendonça¹; Celso Bandeira de Melo Ribeiro²;
Alisson Carraro Borges³; Ronaldo Rocha Bastos⁴

^{1,2,4}Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, MG,

³Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG,

e-mails: henriqueufv@gmail.com, celso.bandeira@ufjf.edu.br,

borges@ufv.br, ronaldo.bastos@ufjf.edu.br

RESUMO

Este trabalho apresenta os resultados de um estudo realizado durante 7 (sete) meses sobre a eficiência de sistemas alagados construídos, no tratamento de águas residuárias de laticínios, com ênfase na remoção de nitrogênio e fósforo. Os 6 (seis) sistemas experimentais foram construídos em tanques de PEAD com volume de 115 litros cada, com relação comprimento/largura na proporção de 2:1. Os materiais suporte utilizados foram brita 0 em três dos sistemas e brita 0 e areia em outros três, na proporção de 80% brita e 20% areia. Os sistemas foram operados em bateladas com ciclos de 48 horas, aplicando-se 7,5 litros do efluente por ciclo. Quatro das unidades experimentais foram cultivadas e duas mantidas como testemunhas. As espécies selecionadas foram as macrofitas *Typha dominguensis* e o *Hedychium coronarium*. A eficiência na remoção de compostos nitrogenados apresentou-se promissora com valores entre 29,4 a 73,4%, a remoção de fósforo pelos leitos foi inferior, atingindo eficiências entre 18,61 a 34,3%, valores promissores levando em conta a dificuldade da remoção destes elementos por sistemas convencionais.

Palavras-chave: nutrientes eutrofizantes, ecotecnologia, efluentes de laticínios.

Removal of nitrogen and phosphorus from dairy wastewater using constructed wetlands systems operating in batch

ABSTRACT

This work presents the results of a study conducted for a period of seven months on the effectiveness of constructed wetland systems for the treatment of dairy wastewater aiming at removing, nitrogen and phosphorus. Six experimental systems were assembled with a net volume of 115 L using HDPE tanks, with length/width ratio of 2:1. In three of the systems, gravel 0 was used as substrate, while gravel 0 and sand was used in the three others, in the percentage of 80% and 20%, respectively. The systems were operated in batch cycles of 48 hours, applying 7.5 L of influent per cycle. Four of the experimental units were cultivated, and two kept as controls. The selected species chosen were the macrophytes, *Typha domingensis* and *Hedychium coronarium*. The removal efficiency concerning nitrogen compounds showed to be quite promising with values ranging from 29.4 to 73.4%, while phosphorus removal from the beds was lower, reaching efficiencies between 18.61 and 34.3%, considered good values, since the removal of these substances is quite difficult through conventional treatment.

Keywords: eutrophying nutrient, ecotechnology, dairy effluent.

1. INTRODUÇÃO

As águas residuárias da indústria de laticínios (ARL) além de apresentarem alta carga orgânica, possuem concentrações relevantes de nutrientes eutrofizantes como nitrogênio e fósforo. A concentração destes nutrientes é potencializada quando os efluentes provenientes do processo de transformação e beneficiamento do leite são misturados com os efluentes sanitários gerados no próprio empreendimento. Segundo Von Sperling (2005), os efluentes sanitários apresentam em média uma concentração de 50 mg/L de nitrogênio e 8,1 mg/L de fósforo.

As águas brutas de laticínios, mesmo não havendo mistura prévia com os efluentes sanitários, apresentam teores de nutrientes semelhantes e por vezes superiores aos do esgoto doméstico. Como exemplo, uma indústria que produz leite UHT e doces de leite podem apresentar concentrações de 26,5 a 86,2 mg/L de nitrogênio e 4,5 a 14,2 mg/L de fósforo, (Wilson e Murphy, 1986; CETESB, 1990; Abrahão, 2006).

Segundo Von Sperling (2005), 50% do fósforo presente nas águas residuárias pode ser atribuído ao uso de detergentes, produto largamente utilizado para limpeza de equipamentos do processamento do leite, limpeza de pisos e utensílios de refeitórios.

Nas últimas décadas as estações de tratamento de efluentes convencionais foram projetadas para remover primordialmente material orgânico biodegradável. Estas estações de tratamento são desprovidas de compartimentos onde possa ocorrer a remoção de nitrogênio por mecanismos microbiológicos como nitrificação seguida de desnitrificação. Em relação ao fósforo, as estações de tratamento convencionais também apresentam dificuldades para remover o elemento, pois não são dimensionadas com tal propósito.

Segundo Shutes (2001), na década de 40 teve inicio da utilização de sistemas alagados construídos para tratar diversos tipos de águas residuárias. Ao longo das décadas o uso deste sistema natural de tratamento mostrou que além de remover satisfatoriamente a matéria orgânica biodegradável dos efluentes, ainda possuía considerável capacidade de remover nutrientes como o nitrogênio e o fósforo.

Os mecanismos envolvidos no tratamento por estes sistemas são: filtração e degradação microbiana da matéria orgânica, absorção de nutrientes pelos rizomas das vegetações e microrganismos, adsorção e desorção. Diversos autores como Cooper (1998), Zanella (2008), Sezerino (2006), Mansor (1998) e U.S.EPA (2003), concluíram que os sistemas apresentam considerável capacidade de nitrificação e desnitrificação, devido à presença de sítios aeróbios proporcionados pela transferência de oxigênio da planta para o meio suporte anóxico, por meio dos rizomas das vegetações cultivadas. Na remoção de nitrogênio o mecanismo de oxidação anaeróbio da amônia (Anammox), também deve ser contabilizado. Neste processo biológico, em condições predominantemente anóxicas, ocorre à oxidação do íon amônio a nitrogênio gasoso (Van de Graaf et al., 1996), sendo este liberado para a atmosfera.

As formas de nitrogênio inorgânico de maior importância ao se estudar sistemas alagados são amônia (NH_4^+), óxido nitroso (N_2O), óxido nítrico (NO_2 ou N_2O_4), gás nitrogênio (N_2), nitrito (NO_2^-) e nitrito (NO_3^-) sendo que os quatros primeiros apresentam-se no estado gasoso dissolvido. As formas orgânicas de maior importância incluem produtos como aminoácidos, uréia, purinas e pirimidinas (APHA, 1995). Todas estas formas de nitrogênio são bioquimicamente convertíveis e são componentes do complexo ciclo de nitrogênio tanto em sistemas alagados naturais quanto construídos.

A remoção de fósforo dos efluentes dar-se-á de duas formas: o fósforo reativo solúvel é assimilado pelas plantas e é convertido a fósforo orgânico estrutural, sendo assim, armazenado na biomassa das vegetações. As frações de fósforo precipitadas e insolúveis são adsorvidas pelo meio suporte, principalmente por estruturas de rochas ricas em ferro e alumínio.

A ocorrência de fósforo em águas naturais e em águas residuárias se dá quase que exclusivamente na forma de fosfato (PO_4^{3-}). Os fosfatos são classificados como ortofosfatos, fosfatos condensados (piro-, meta-, e outros polifosfatos), além de fosfatos ligados a compostos orgânicos (APHA, 1995).

Segundo a Wetland International (2003, citado por Eustáquio Jr. et al., 2010) a biomassa da planta cultivada nos sistemas alagados construídos, deve ser regularmente removida para assegurar elevada remoção de nutrientes do meio. Assim, quanto maior a produtividade da planta, maior a sua capacidade de remover poluentes das águas residuárias, por essa razão, a seleção da vegetação deve ser cuidadosa, de forma a se maximizar essas remoções.

No presente trabalho, adotou-se a sigla SAC para representar o sistema alagado construído, passando-se, a só se fazer referência a este sistema pela mesma.

Nos últimos anos, o uso de sistemas alagados construídos para o tratamento de águas residuárias de laticínios tem ganhado popularidade, devido a seu baixo custo de implantação e monitoramento em comparação aos demais sistemas convencionais. Nos Estados Unidos e Europa, o uso de SAC(s) vem sendo registrado em um grande número de indústrias de laticínios, apresentando resultados promissores (Healy e Cawley, 2002).

Na Irlanda, o método mais comum de tratamento da ARL era a disposição no solo. Atualmente este método vem sendo substituído pelos SAC(s), por estes fornecerem desempenho de tratamento eficaz, proporcionando também redução de espaço físico para implantação e aumento substancial das taxas de carga orgânica a serem aplicadas (Healy e Cawley, 2002).

Na província de Reggio Emilia, Itália, Mantovi et al. (2003), relataram o uso de um sistema alagado construído para tratar a ARL de uma queijaria. O sistema possuía um pré-tratamento composto por um decantador tipo Imhoff e dois SAC(s) de 72 m², preenchidos com cascalho lavado e brita # 3. Ambos os sistemas alagados foram cultivados com caniço d'água (*Phragmites australis*). Os resultados encontrados foram considerados promissores e os autores apontaram que esta ecotecnologia é apropriada para reduzir nutrientes contidos na ARL, com valores aceitáveis para sua descarga em corpos de águas superficiais. Os sistemas apresentaram remoções de 48,5 % de NTK e 60,6% de fósforo da água residuária.

Na Lituânia, Gasiunas et al. (2005), relataram o uso de um sistema de 100 m² com substrato composto por areia grossa e cultivados com *Phragmites australis*. Os autores obtiveram na pesquisa uma remoção de 71% de nitrogênio total e 58% de fósforo total do efluente bruto.

Kern e Brettar (2002) na Alemanha, utilizando uma unidade experimental de 10 m² cultivados com *Spartina pectinata*, *Phragmites australis* e *Acutiformis carex* encontraram altas eficiências na remoção de nutrientes. Mesmo com altas concentrações de nitrogênio total (264 mg.L⁻¹) no efluente bruto, foi detectada uma remoção de 85 a 90% deste parâmetro.

Em uma pesquisa realizada na Universidade de Connecticut (EUA), Neafsey e Clausen (1994), utilizando três células em paralelo, ocupando uma área total de 0,037 ha, adotando um tempo de detenção hidráulica de 27 dias, cultivando as macrófitas *Typha* spp., *Phragmites* spp. e *Scirpus americanus*, conseguiram uma remoção de 55,3 a 99,6% de NTK e 44,9 a 99,3% de fósforo total.

No Reino Unido, Job (1992), operando dois sistemas em série obteve remoções de 90% de compostos nitrogenados, mesmo verificando baixas taxas de nitrificação nos leitos devido a carência de oxigênio no substrato.

Em 2006, um estudo realizado na Universidade Federal de Viçosa por Abrahão, utilizando SAC(s) de escoamento subsuperficial cultivados com forrageiras (capim tifon-85 e napier), foi observado uma remoção média de 50 a 70% de nitrogênio total pelos leitos vegetados.

Devido a carência de pesquisas sobre o tratamento de efluentes de laticínios, em condições de clima tropical, utilizando sistemas alagados construídos, com ênfase na remoção de nutrientes eutrofizantes, objetivou-se com esta pesquisa, avaliar o potencial destes sistemas para remover nitrogênio e fósforo, nas condições climáticas do município de Juiz de Fora - MG.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

O experimento foi conduzido nas instalações do Laticínio Flórida no município de Juiz de Fora – MG, com coordenadas geográficas 21°40'45" de latitude sul e 43°26'31" de longitude oeste. No laticínio são fabricados os seguintes subprodutos do leite: doce de leite em pasta e barra, leite condensado e leite empacotado tipo C.

Nesta pesquisa, a água residuária de laticínios (ARL) aplicada aos SAC(s) foi submetida apenas a tratamento preliminar, composto por grades finas em alumínio de 3/8" x 1", com espaçamento de 25 mm, largura de 0,30 m, comprimento 0,60 m e ângulo de inclinação de 60°, desarenador com 0,30 m de largura e 1,55 m de comprimento e uma caixa de gordura com 1,37 m de comprimento e 0,84 m de largura. O *layout* do sistema de tratamento e suas respectivas dimensões estão apresentados na Figura 1 a seguir.

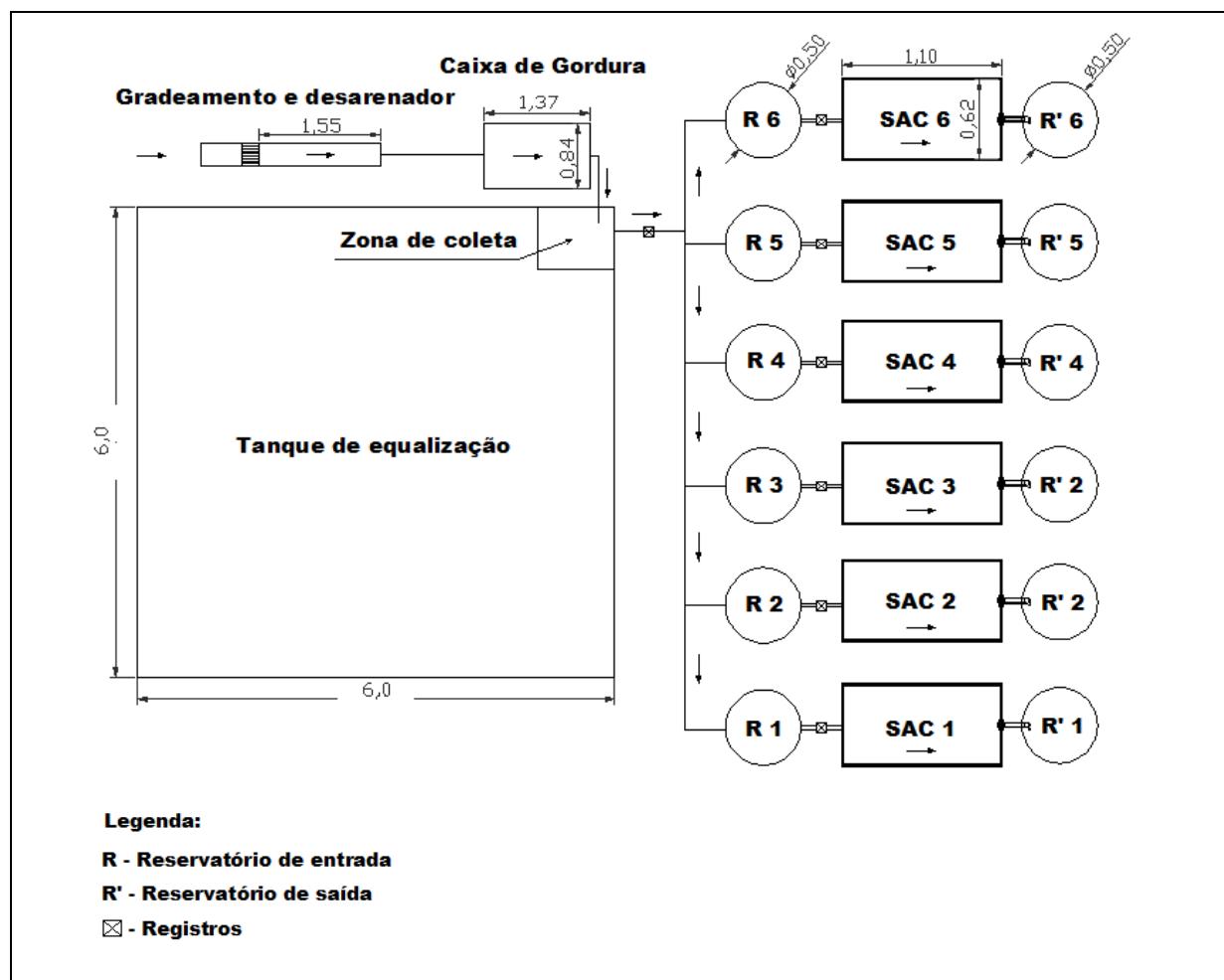


Figura 1. Layout completo do sistema de tratamento (unidades em m).

Os efluentes sanitários são misturados aos efluentes provindos da fábrica em um tanque de equalização a jusante da caixa de gordura. A água resíduária aplicada aos SAC(s) foi

coletada na zona de mistura do efluente sanitário com o efluente da fábrica, no interior do tanque de equalização.

As unidades experimentais foram constituídas por seis leitos horizontais em escala piloto instalados em paralelo. Os SAC(s) foram construídos a partir de bombonas de PEAD de 200 L, serradas transversalmente ficando cada calha com o volume útil aproximado de 115 L.

Cada unidade apresentava seção transversal semicircular com raio interno aproximado de 0,31 m e comprimento de 1,10 metros, com uma declividade média de 0,5% sobre o solo.

Como meio suporte foram utilizadas: brita # 0 em três dos SAC(s) e brita e areia grossa em outros três, na proporção de 80% brita # 0 e 20% de areia, como apresentado na Figura 2 a seguir.

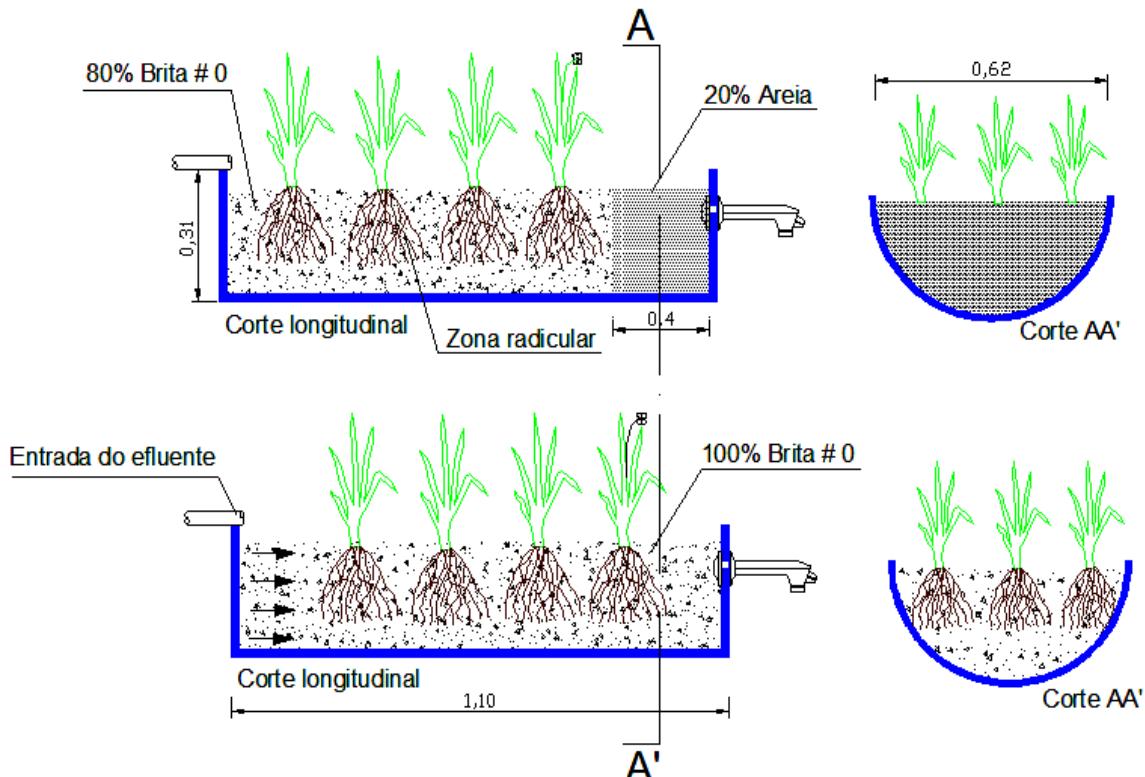


Figura 2. Planta da configuração dos SAC(s) em “bombonas” de PEAD, utilizados na pesquisa (unidades em m).

As espécies vegetais selecionadas para o cultivo foram a *Typha dominguensis* (taboa) e a *Hedychium coronarium* (lírio do brejo), espécies inéditas no tratamento da ARL em SAC(s).

Quatro leitos foram plantados, sendo dois com cada espécie selecionada e dois sistemas foram mantidos sem vegetação, servindo como testemunhas.

O volume aplicado aos sistemas 7,5 L, foi empregado para manter a taxa de aplicação de carga orgânica em torno de $232 \text{ kg (ha.d)}^{-1}$, levando em consideração uma DBO de 1.701 mg.L^{-1} , valor médio da água residuária gerada pelo empreendimento. Abrahão (2006) fez uso em sua pesquisa no tratamento da ARL, de taxas de aplicação de carga orgânica entre 66 e $570 \text{ kg (ha.d)}^{-1}$, sendo assim, neste trabalho procurou-se utilizar um valor intermediário da pesquisa supracitada.

O método empregado na operação dos SAC(s) foi realizado por meio de uma adaptação do método de fluxo intermitente ou bateladas, onde a ARL bruta ao ser aplicada na zona de entrada dos leitos, expulsava o efluente tratado para os reservatórios a jusante dos sistemas, sem haver esvaziamento das unidades experimentais. O tempo de ciclo (TC) adotado foi de 2,0 dias.

A Tabela 1 sumariza a concepção das unidades experimentais de tratamento e na Tabela 2 são informadas as concentrações de nitrogênio total de Kjeldahl (NTK) e Fósforo total (P_t) na ARL bruta.

Tabela 1. Concepções de tratamento adotadas no experimento.

Sistema	Substrato*	Vegetação	Volume	TC
SAC1	B e A	Taboa	7,5 L	2 dias
SAC2	B e A	Lírio	7,5 L	2 dias
SAC3	B	Taboa	7,5 L	2 dias
SAC4	B	Lírio	7,5 L	2 dias
SAC5	B	Testemunha	7,5 L	2 dias
SAC6	B e A	Testemunha	7,5 L	2 dias

*B – Brita # 0; A – Areia grossa; TC = Tempo de ciclo.

Tabela 2. Concentração em mg.L⁻¹ de NTK e P total na ARL bruta referente às análises de outubro 2009 até abril 2010.

Variável	Unidade	Média	Desvio Padrão
NTK	mg.L ⁻¹	29,1	± 8,3
P _t	mg.L ⁻¹	15,6	± 5,1

Visando a desobstrução dos poros do meio suporte, foi realizada a lavagem deste com água limpa por 15 dias. Posteriormente, por 30 dias fez-se saturação dos tanques diariamente, com o efluente bruto, objetivando-se o desenvolvimento de um biofilme adaptado às condições do ecossistema construído, antes de sua efetiva operação.

Em seguida, foram plantadas as vegetações por meio de propágulos vegetativos (rizoma + caule) com, aproximadamente, 25 cm de comprimento, no caso da taboa. O lírio do brejo foi inserido ao meio suporte, plantando-se mudas jovens entre 30 e 40 cm.

Após o plantio das vegetações, foi iniciada a operação dos sistemas, com ciclos de 48 horas em regime de bateladas, durante 7 (sete) meses.

A regra operacional foi realizada da seguinte forma: a ARL foi coletada no tanque de equalização por meio de um balde com volume definido e posteriormente armazenada nos reservatórios indicados por (1) na Figura 3. Logo após abria-se lentamente os registros dos reservatórios, permitindo o escoamento do efluente pelas mangueiras (2) por gravidade até os SAC(s) indicados por (3). A ARL depois de ocupar o volume de vazios dos leitos, permanecia estática por dois dias em seu interior. Ao completar 48 horas iniciava-se um novo ciclo. Na medida em que a água bruta ia ocupando o interior dos leitos, gradativamente o efluente tratado deslocava-se para os reservatórios de coleta (4), onde se realizava as inspeções de qualidade da água residuária previamente tratada. Encerrando-se o processo a água tratada seguia para a rede coletora do empreendimento (5).



Figura 3. Regra operacional das unidades experimentais.

Para avaliar se houveram diferenças significativas entre as médias das eficiências dos tratamentos dos SAC(s) vegetados e não vegetados, fez-se uso de análise de variância ANOVA para medidas repetidas e os testes de Dunnett e Student-Newman-Keuls. As análises estatísticas foram realizadas com o auxílio do *software PRIMER OF BIOSTATISTICS* versão 3.0 (Stanton, 1992).

Neste estudo foram analisados 2 parâmetros, sendo eles, nitrogênio total Kjeldahl e fósforo total.

Foram realizadas 7 amostragens, uma para cada mês de operação, para quantificar a remoção de Nitrogênio (NTK) e Fósforo total (P_t) pelos SAC(s), sendo o primeiro determinado pelo método de Kjeldahl, e a última quantificada por digestão nítrico-perclórica da amostra e quantificada em espectrofotômetro.

As análises laboratoriais foram realizadas em conformidade com as recomendações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1995).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados das eficiências de tratamento dos parâmetros analisados são apresentados a seguir.

3.1. Remoção de nitrogênio (NTK) pelos SAC(s)

A avaliação da eficiência dos leitos na remoção de NTK teve início no mês de outubro de 2009. A primeira análise apresentou elevada remoção de compostos nitrogenados com destaque para os SAC(s) cultivados. O SAC 1 cultivado com taboa e com meio suporte constituído por brita #0 e areia, obteve a maior eficiência média na remoção de NTK com 53,47%. A eficiência máxima encontrada ao longo do experimento foi de 73,40 %, também verificada no SAC 1. O SAC 3, cultivado com taboa tendo como meio suporte brita #0 apresentou a segunda melhor eficiência com 52,91%, seguido do SAC 2 (lírio do brejo, brita

#0 e areia) com 51,0%. O SAC 4 cultivado com lírio do brejo em brita # 0 obteve a quarta melhor eficiência com 46,01%. Os SAC(s) testemunhas obtiveram remoções de nitrogênio inferiores aos SAC(s) vegetados. O SAC 5, testemunha, cujo meio suporte foi composto somente por brita # 0 teve eficiência média de 31,60%. O SAC 6, testemunha, composto por brita # 0 e areia apresentou o menor valor entre as médias com 29,40%. Em todas as parcelas houve tendência de decaimento da eficiência em relação ao tempo de operação, que foi justificada pela estabilização do crescimento e desenvolvimento das vegetações cultivadas.

A análise de variância (ANOVA), assim como os testes de Dunnett e Student-Newman-Keuls, todos em nível de significância de 5% mostraram que houve diferença significativa ($P < 0,05$) na remoção de NTK entre SAC(s) vegetados e testemunhas, confirmando que a presença das vegetações proporcionam maiores remoções deste parâmetro.

Na Tabela 3 a seguir são apresentados os valores de NTK do efluente bruto e tratado pelos SAC(s), e na Figura 4, a série temporal da remoção de NTK.

Tabela 3. Valores de nitrogênio total (NTK) do afluente bruto (entrada) e dos efluentes tratados (saída) pelas seis unidades experimentais.

Amostragens	Afluente*	SAC 1*	SAC 2*	SAC 3*	SAC 4*	SAC 5*	SAC 6*
29/10/2009	25,85	8,25	10,10	12,40	11,33	21,87	19,44
13/11/2009	25,13	10,17	11,40	12,52	14,87	15,52	17,59
10/12/2009	19,11	7,63	9,06	10,15	12,94	15,56	13,40
07/01/2010	43,11	22,00	19,60	13,17	14,89	34,00	25,70
04/02/2010	35,00	16,63	17,06	15,20	19,95	20,56	25,40
04/03/2010	29,11	15,63	15,01	13,17	14,94	15,51	19,42
08/04/2010	21,00	13,93	15,04	14,12	14,92	15,56	19,39

*Valores em mg.L^{-1} .

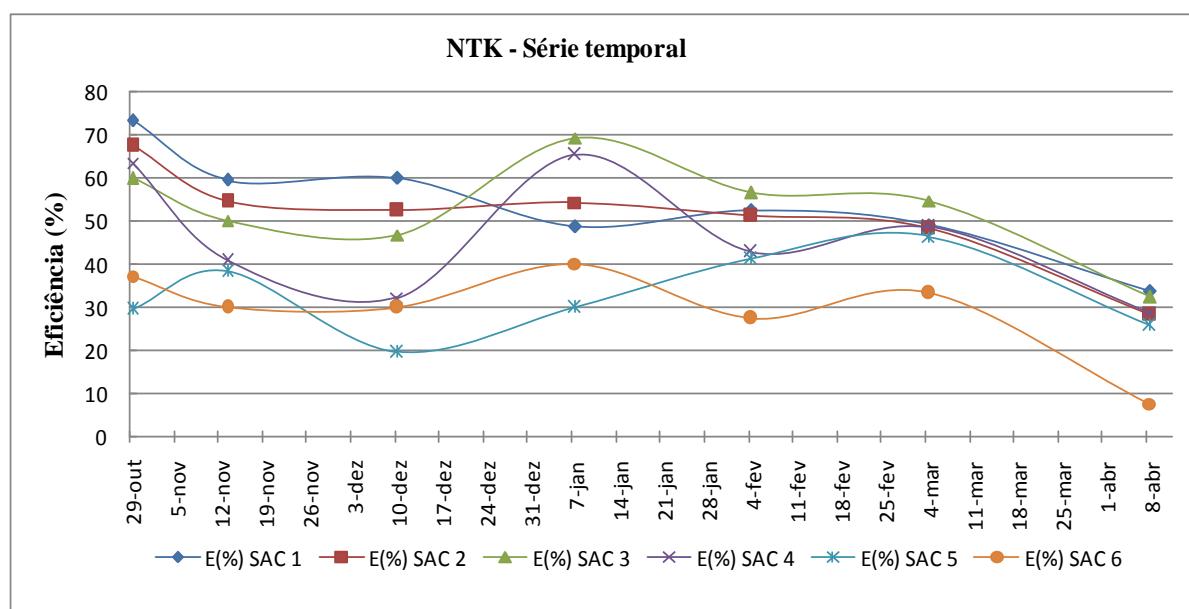


Figura 4. Série temporal da variação da eficiência de remoção de NTK pelos SAC(s).

Em conformidade com os valores apresentados na Figura 4, pode-se aferir que inicialmente a remoção de NTK nos SAC(s) foi influenciada pelo desenvolvimento das vegetações, uma vez que estas fizeram uso metabólico deste elemento para seu brotamento e crescimento. Após o estabelecimento das vegetações, atingindo estas a maturidade a assimilação destes compostos foi reduzida. A mesma afirmação foi feita por (Mansor, 1998), onde o autor relata que ocorre maior absorção de compostos nitrogenados durante o período de crescimento das vegetações.

De forma geral, além da influência das vegetações cultivadas, supõe-se que a remoção de NTK nos leitos pode ter se dado por meio de processos microbiológicos, como a nitrificação autotrófica, ou mesmo a oxidação anaeróbia da amônia. Contudo, para que tal afirmação fosse validada, estudos envolvendo técnicas como extração de DNA teriam que ser realizadas.

Valores semelhantes aos desta pesquisa acerca da remoção de compostos nitrogenados da ARL foram relatados por Matos et al. (2008), os SAC(s) avaliados pelos autores atingiram eficiências de remoção de NTK entre 29,3 a 70,4 %, fazendo uso de um tempo de detenção de 4,8 dias. Mantovi et al. (2003), cultivando a macrófita *Phragmites australis*, obteve uma remoção de 48,5% de NTK da ARL em condições de clima frio na Itália. Em um laticínio na Alemanha, Kern e Brettar (2002), fazendo uso de consórcio entre as macrófitas *Spartina pectinata*, *Phragmites australis* e *Acutiformis carex* em SAC(s), atingiram uma eficiência de remoção entre 85 a 90% de compostos nitrogenados da ARL. Os valores superiores ao da presente pesquisa atingidos pelos autores foram atribuídos ao tempo de detenção de 25 dias empregado no tratamento da ARL, sendo assim os mecanismos de remoção foram intensificados.

Os resultados apresentados pelas diversas pesquisas citadas e também do presente estudo demonstram que a ecotecnologia é promissora na remoção de nitrogênio, a um baixo custo de implantação e monitoramento, sobretudo condizente ao cenário atual do saneamento no Brasil.

3.2. Remoção de fósforo total (P_t) pelos SAC(s)

A maior eficiência média encontrada na remoção de P_t foi de 34,3% no SAC 3 cultivado com taboa e com substrato composto por brita # 0. O SAC 4 composto por brita # 0 e cultivado com lírio do brejo, apresentou a segunda maior média com eficiência de 34,2%, valor muito próximo do SAC 3. A maior eficiência encontrada no período experimental 48,2% oriunda do SAC 4. O SAC 1, composto por brita # 0 e areia cultivado com taboa apresentou a terceira melhor média com 33,6% seguido pelo SAC 2 cultivado com lírio do brejo e meio suporte idêntico ao SAC 1. Os SAC(s) não vegetados 5 e 6, (testemunhas) apresentaram valores percentuais de remoção de 18,81 e 18,61%, respectivamente. Os valores de remoção de P_t entre os SAC(s) não vegetados foram inferiores aos vegetados e foram detectadas diferenças significativas entre as médias pelos testes ANOVA, Dunnett e Student-Newman-Keuls, todos a nível de probabilidade de 5% ($P < 0,05$), demonstrando que a presença das vegetações influenciou positivamente na remoção deste parâmetro.

A remoção encontrada ao longo do tempo neste trabalho apresentou comportamento desuniforme, sem haver desenvolvimento de uma tendência. O mesmo comportamento foi verificado por Fia (2008), utilizando os sistemas para tratamento de águas residuárias da lavagem/descartamento e despolpa dos frutos do cafeeiro (ARC). Na Tabela 4 a seguir são apresentados os valores de P-total (P_t) do efluente bruto e tratado pelos SAC(s), e na Figura 5, a série temporal da remoção de P-total pelas unidades experimentais.

Tabela 4. Valores de fósforo total (P-total) do afluente bruto (entrada) e dos efluentes tratados (saída) pelas seis unidades experimentais.

Amostragens	Afluente*	SAC 1*	SAC 2*	SAC 3*	SAC 4*	SAC 5*	SAC 6*
29/10/2009	22,0	13,30	15,03	15,29	14,53	13,58	13,40
13/11/2009	16,60	10,10	11,15	10,13	13,27	14,37	15,40
10/12/2009	16,20	12,13	12,98	12,47	11,44	13,94	13,12
07/01/2010	21,00	18,13	13,00	14,56	15,44	19,94	19,12
04/02/2010	8,00	5,13	4,98	4,47	4,44	6,00	7,10
04/03/2010	10,50	6,13	8,98	7,47	5,44	8,94	7,12
08/04/2010	15,00	9,00	10,98	8,40	9,44	13,94	13,12

*Valores em mg.L⁻¹.

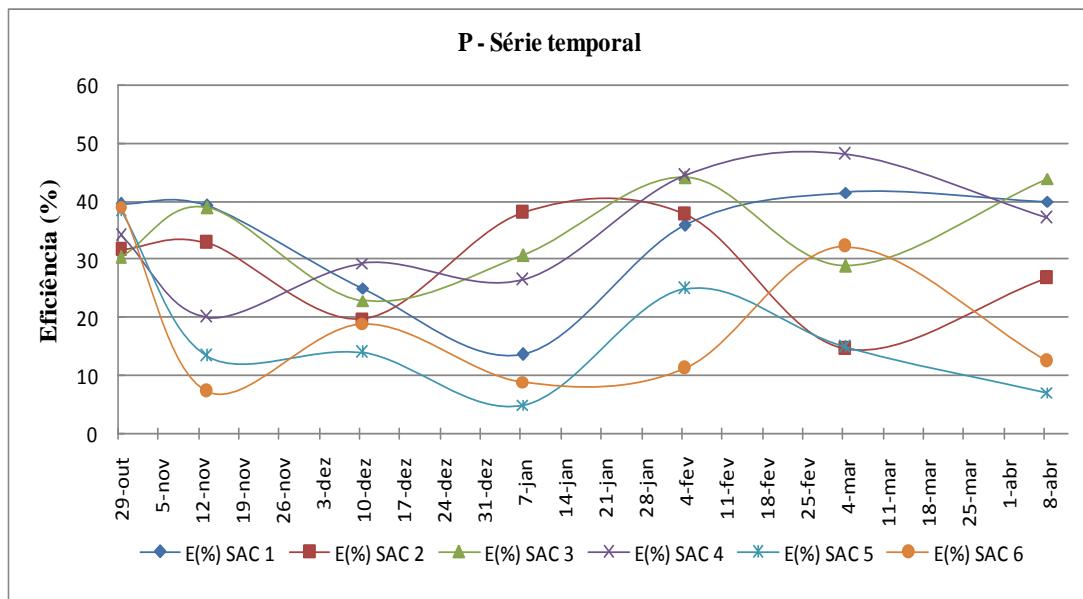


Figura 5. Série temporal da variação da eficiência de remoção de P_t pelos SAC(s).

A composição do meio suporte presente nos leitos foi crucial no que diz respeito a remoção de fósforo por processos de adsorção/dessorção, uma vez que íons fosfato (PO₄)³⁻ podem ser fixados por alumínio ou ferro. A brita utilizada nesta pesquisa foi retirada de jazidas de granito, rochas ígneas compostas basicamente por biotita e feldspato, minerais que possuem ferro e alumínio em sua estrutura molecular. Segundo Mansor (1998), este material possui composição química média de 11,50 a 13,75% de óxido de alumínio e de 15,93 a 9,01% de óxido de ferro. Sendo assim, pode-se aferir que a retenção de fósforo pelo substrato e remoção pelas vegetações são métodos potenciais na redução deste parâmetro nos efluentes tratados em SAC(s). Abrahão (2006) ao tratar ARL em SAC(s) cultivados com forrageiras, relatou que a eficiência na remoção do fósforo foi bastante insatisfatória independente da presença ou não da vegetação. O mesmo autor encontrou em alguns sistemas valores da concentração do elemento maiores na saída (efluente tratado) do que na entrada (efluente bruto), alegando que os resultados deveriam ser ponderados, levando-se em consideração o efeito da concentração do líquido residente, proporcionado pela evapotranspiração.

A presente pesquisa obteve resultados próximos aos encontrados por Valentim (2003) e Brasil et al. (2005), que obtiveram eficiência média de remoção de fósforo total da ordem de

23 a 36% (tempo de detenção hidráulica entre 2 a 4 dias), 38% (tempo de detenção hidráulica de 0,75 a 2,9 dias) e de 31 a 48% (tempo de 1,9 a 3,8 dias), respectivamente, em SAC(s) cultivados com taboa para o tratamento de esgoto doméstico. Freitas (2006) ao tratar águas resíduárias da suinocultura em SAC(s) de fluxo subsuperficial, concluiu que a fração de fósforo orgânico foi removida pela imobilização microbiológica no meio suporte, tal como observado por Lee et al. (2004).

No método de operação por bateladas, o mecanismo de adsorção foi intensificado, aderindo os compostos fosfóricos ao substrato com maior sucesso em relação a sistemas operados por fluxo contínuo. Em todos os leitos, possivelmente, houve também volatilização da fosfina (PH_3) e assimilação pelos microrganismos presentes no meio suporte, fato relatado por Kadlec e Knight (1996).

Devido às dificuldades de remoção de fósforo entre diversos sistemas convencionais e naturais de tratamento, os resultados da pesquisa foram considerados satisfatórios.

4. CONCLUSÕES

Perante aos resultados obtidos, pode-se concluir que:

- As duas espécies cultivadas apresentaram boa adaptação nos SAC(s), porém a *Typha dominguensis* apresentou melhor desempenho em crescimento e desenvolvimento foliar, assim como maior eficiência de remoção de nitrogênio e fósforo.
- Os testes estatísticos evidenciaram que houve diferenças significativas na remoção de nitrogênio e fósforo pelos leitos vegetados em relação aos não vegetados (testemunhas).
- Os resultados deste experimento em operação por bateladas confirmam a conclusão de outras pesquisas acerca da maior eficiência de remoção de nutrientes, por sistemas vegetados, em especial nitrogênio e fósforo, principais causadores da eutrofização dos recursos hídricos.
- Em comparação com outras pesquisas utilizando SAC(s), as duas espécies removeram satisfatoriamente os nutrientes da água resíduária.
- A utilização de brita somente ou brita com areia, não diferiram estatisticamente, em nível de 5% de probabilidade na remoção de nutrientes, embora a biomassa aderida ao meio suporte contribuiu, com pequena influência, no tratamento.
- Possivelmente houve remoção de nitrogênio pela oxidação anaeróbia da amônia, porém a verificação deste processo biológico de remoção deverá ser melhor estudado por meio de testes de DNA bacteriano.
- Os resultados obtidos neste trabalho, embora preliminares, indicaram que os sistemas alagados construídos cultivados com *Typha dominguensis* e *Hedychium coronarium* podem ser utilizados para remover nitrogênio e fósforo de águas resíduárias de laticínios. Porém existirá necessidade de um sistema complementar à jusante dos SAC(s), para potencializar a remoção de fósforo da água resíduária.

5. REFERÊNCIAS

ABRAHÃO, S. S. **Tratamento de água resíduária de laticínios em sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras.** 2006. 110f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2006.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater.** 19. ed. Washington, DC, 1995.

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, Suplemento, p. 133-137, 2005.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. **Nota técnica sobre tecnologia de controle - indústria de laticínios - NT-17**. São Paulo, 1990. p. 20.

COOPER, P. A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 1., 27 set. a 02 out. 1998, Águas de São Pedro. **Anais...** Águas de São Pedro: CEA/UNESP;IAWQ, 1998. 1 CD-ROM.

EUSTÁQUIO JR., V.; MATOS, A. T.; CAMPOS, L. C.; BORGES, A. C. Desempenho agronômico da aveia-preta (*Avena strigosa Schreb*), cultivada em sistemas alagados construídos. **Revista Ambi-Água**, Taubaté, v. 5, n. 1, p. 68-78, 2010. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.120>

FIA, R. **Desempenho de sistemas alagados construídos no tratamento de águas residuárias da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro**. 2008. 181f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2008.

FREITAS, W. S. **Desempenho de sistemas alagados construídos, cultivados com diferentes espécies vegetais, no tratamento de águas residuárias da suinocultura**. 2006. 159f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2006.

GASIUNAS, V.; STRUSEVICIUS, Z.; STRUSEVICIÉNE, M. S. Pollutant removal by horizontal subsurface flow constructed wetlands in Lithuania, **Journal of Environmental Science and Health**, Philadelphia, v. 40, n. 6/7, p. 1467-1478, 2005. <http://dx.doi.org/10.1081/ESE-200055889>

HEALY, M. G.; CAWLEY, A. M. The nutrient processing capacity of a constructed wetland in western Ireland. **Journal of Environmental Quality**, New Jersey, v. 31, n. 5, p. 1739–1747, 2002. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2002.1739>

JOB, G. D. **Treatment of medium strength industrial and agricultural effluents using reed bed treatment systems**. 1992. 162f. Ph.D. thesis, University of Birmingham, Birmingham, 1992.

KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L. **Treatment wetlands**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1996. 893p.

KERN, J.; BRETTAR, I. Nitrogen turnover in a subsurface constructed wetland receiving dairy farm wastewater. In: TREATMENT WETLANDS FOR WATER QUALITY IMPROVEMENT, 2., 15-21 oct. 2002, Ontario. **Proceedings...** Ontario: CH2M Hill, 2002. p. 15-21.

LEE, C. Y.; LEE, C. C.; LEE, F. Y.; TSENG, S. K.; LIAO, C. J. Performance of subsurface flow constructed wetlands taking pretreated swine effluent under heavy loads. **Bioresource Technology**, n. 92, n. 2, p. 173-179, 2004. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2003.08.012>

MANSOR, M. T. C. Uso de leitos de macrófitas no tratamento de águas residuárias.
1998. 106f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1998.

MANTOVI, P.; MARMIROLI, M.; MAESTRI, E.; TAGLIAVINI, S.; PICCININI, S.; MARMIROLI, N. Application of a horizontal subsurface flow constructed wetland on treatment of dairy parlor wastewater. **Bioresource Technology**, v. 88, n. 2, p. 85–94, 2003. [http://dx.doi.org/10.1016/S0960-8524\(02\)00291-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0960-8524(02)00291-2)

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; PEREIRA, O. G. Desempenho agronômico de capim tifon 85 (*cynodon spp*) cultivado em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de água residuária de laticínios. **Revista Ambi-Água**, Taubaté, v. 3, n. 1, p. 43-53, 2008. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.41>

NEAFSEY, J. A.; CLAUSEN J. C. Constructed wetlands for treatment of milkroom wastewater. Internal report. [S.l.: s.n.], 1994. 122p.

SEZERINO, P. H. Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical. 2006. 176f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

SHUTES, R. B. E. Artificial wetlands and water quality improvement. **Environment International**, London, v. 26, n. 5/6, p. 441-447, 2001. [http://dx.doi.org/10.1016/S0160-4120\(01\)00025-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0160-4120(01)00025-3)

STANTON, A. G. Software PRIMER biostatistics: the program. Versão 3.0. London, 1992.

VALENTIM, M. A. A. Desempenho de leitos cultivados (“Constructed Wetlands”) para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação. 233f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.

UNITED STATES. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – U.S.EPA. A handbook of constructed wetlands. 2003. Disponível em: <<http://www.epa.gov/owow/wetlands/pdf/hand.pdf>>. Acesso em: 15 jul. 2003.

VAN DE GRAAF, A. A.; DE BRUIJN, P.; ROBERTSON, L. A.; JETTEN, M. S. M.; KUENEN, J. G. Autotrophic growth of anaerobic ammonium-oxidizing micro-organisms in a fluidized bed reactor. **Microbiology**, v. 142, n. 8, p. 2187-2196, 1996. <http://dx.doi.org/10.1099/13500872-142-8-2187>

VON SPERLING, M. Princípios de tratamento biológico de águas residuárias: introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2005. 425p.

WETLAND INTERNATIONAL. The use of constructed wetlands for wastewater treatment. Selangor, 2003. Disponível em: <<http://www.wetlands.org/pubs/&ConstructedWetlands.htm>>. Acesso em: 19 dez. 2009.

WILSON, R. W.; MURPHY, K. L. Anaerobic treatment of dairy effluent: a report for Agropur, Granby. Quebec: [s.n], 1986.

ZANELLA, L. Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: wetlands construídos utilizando brita e bambu como suporte. 2008. 106f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.