

## **Avaliação do Uso de Áreas Construídas de Superfície Alagada Livre (SAL) para Tratamento de Efluentes Superficiais de Pátios de Compostagem da Indústria de Celulose**

**Sebastião Tomas Carvalho, Isabela Cristina Rodrigues Martins, Plínio Storck Gonçalves, Ronan Lana Siqueira**

*Centro Universitário do Leste de Minas Gerais/Coronel Fabriciano.*

*Sebastião.tomas@yahoo.com.br; isabelacrm@yahoo.com.br; pliniostorck@yahoo.com.br; ronanlanasiqueira@yahoo.com.br*

**Millor Godoy Sabará**

*Universidade do Estado de Minas Gerais - UEMG*

*mgsabará@uemg.gov.br*

*Recebido: 20/11/10 - revisado: 02/05/11 – aceito: 09/12/11*

---

### **RESUMO**

*Nas últimas décadas, sistemas alagados artificiais têm sido construídos para simular o efeito de áreas alagadas naturais. Áreas Alagadas Construídas estão sendo agora utilizadas para tratar fontes pontuais e difusas de poluição hídrica. Esta pesquisa foi realizada para se avaliar a eficiência de Áreas Alagadas Construídas de Superfície de Água Livre (SAL) na depuração de escoamento superficial poluído gerado em áreas de compostagem de resíduos de celulose Kraft de Eucalyptus. O experimento foi constituído por quatro leitos de superfície alagada livre. Dois foram plantados com *Thypha dominguensis* Pers. (*Thypaceae*) e dois foram deixados sem vegetação. Os quatro leitos apresentavam 30 cm de água. Uma alíquota do efluente era encaminhada para o sistema com vazão de 9,92 ml/segundo em cada leito para um tempo de residência de 7 dias. O monitoramento do projeto foi realizado no período de fevereiro a outubro de 2008, com frequência semanal, sendo realizadas in situ os parâmetros Temperatura, pH, Oxigênio dissolvido, Saturação de Oxigênio, Potencial Redox, e em laboratório as variáveis DQO, DBO<sub>5</sub>, Sólidos Suspensos Totais, Nitrogênio Total Kjeldahl na forma de N, Fósforo total e Turbidez. Seguindo metodologia Standard Methods. Os resultados sugerem uma melhoria significativa na qualidade do efluente. Houve diferenças significativas nas eficiências de remoção entre os tanques vegetados com macrófitas, em relação aos tanques sem vegetação. O sistema de áreas construídas de superfície alagada livre plantado com *Typha Dominguensis*, para tratamento do efluente superficial de áreas de compostagem, apresentou as seguintes eficiências de remoção sendo: 26,9 % de DQO, 42,4 % de DBO<sub>5</sub>, 80,6 % de Sólidos Suspensos Totais, 35,6 % de Nitrogênio total Kjeldahl, 56,5 % de Fósforo total e 71,9 % de Turbidez. Houve um acréscimo significativo, porém pequeno, nos valores de oxigênio dissolvido nos efluentes dos tanques vegetados pela transferência de oxigênio para o leito. Pelo acima exposto, recomenda-se o uso dessa biotecnologia para tratamento de efluentes de áreas de resíduos de polpação de celulose Kraft de Eucalyptus.*

**Palavras chaves:** Efluentes de compostagem, Áreas Alagadas Construídas, tratamento de efluentes

---

### **INTRODUÇÃO**

A simplicidade funcional de um sistema de tratamento de efluentes é característica desejável e de grande relevância dentro da realidade de países subdesenvolvidos, pois, o maior déficit está em localidades isoladas, onde a rede convencional de esgotamento é, na maioria das vezes, inviável do ponto de vista econômico (Roque, 1997; Zang *et al.* 2010).

Além de países em desenvolvimento, a eficiência em promover a melhoria e a conservação da qualidade da água de rios, lagos e represas, áreas alagadas naturais e áreas alagadas construídas têm

sido utilizadas, na Europa, para o tratamento de águas servidas, desde as décadas de 60 e 70, obtendo-se bons resultados (Hegemann, 1996; Melo *et al.*, 2007; Schneider, 2007).

Essas áreas alagadas construídas são projetadas para se utilizar plantas aquáticas superiores (macrófitas) submersas ou parcialmente submersas, crescendo sobre substratos diversos (areia, solo ou rocha), formando blocos de vegetação e/ou biofilmes que, por meio de processos biológicos, químicos e físicos, tratam águas residuárias (Tanner e Sukias, 1995; Tundisi *et al.*, 2002; Stottmeister *et al.*, 2003; Solano *et al.*, 2004).

Chorume de aterros sanitários e/ou áreas de compostagem geralmente contêm altas concentrações de compostos orgânicos naturais, nitrogênio amoniacal, fósforo e, dependendo da natureza do material, altas concentrações de metais pesados, hidrocarbonetos e agrotóxicos (García *et al.*, 1997; Kadlec e Zmarthieb, 2010).

A proposta de avaliar o uso de áreas alagadas construídas para tratamento de efluentes contaminados é em função das mesmas serem consideradas como um método de tratamento eficiente, utilizando tecnologia simples, de fácil operação, custo baixo e que usa basicamente a radiação solar como fonte principal de energia, dispensando combustíveis fósseis, com pouco ou nenhum uso de energia elétrica. Nas elas ocorre, principalmente, uma ciclagem eficiente de nutrientes, a remoção da matéria orgânica e a diminuição dos microrganismos patogênicos presentes nas águas residuárias (Garcia *et al.*, 2008).

Numerosos processos físicos, químicos e biológicos são responsáveis pela remoção de poluentes em áreas alagadas. Destacam-se a sedimentação, assimilação, transformação, predação e a competição. A não ser pela sedimentação, classificada como um processo físico causado pela redução da velocidade da água, todos os demais são biológicos, devido especialmente à microflora e microfauna aderida aos sedimentos, macrófitas e de vida livre. (Brix, 1994; Mitsch e Gosselink, 2007; Faulwetter *et al.*, 2009).

Um exemplo de possibilidade de utilização dessa biotecnologia é o tratamento de efluentes superficiais de pátio de compostagem de resíduos de cascas de *Eucalyptus*.

Pelo acima exposto, o presente trabalho visa investigar se existe significativa eficiência de áreas construídas de superfície alagada livre em melhorar a qualidade do escoamento superficial poluído gerado em áreas de compostagem de resíduos de polpação de celulose kraft de *Eucalyptus*. A racionalidade dessa proposta se apóia principalmente em alguns conceitos correntes em ecologia aplicada (Thébault e Loreau, 2005):

## MATERIAIS E MÉTODOS

O experimento foi realizado em uma área de compostagem inserida dentro de um lote florestal denominado “projeto Marola,” situada na região Leste de Minas Gerais, no município de Belo Oriente (19°17'50,26"S - 42°24'40,98"W).

A área em estudo é de 6,93 ha com um perímetro de 1218 m. A altitude máxima é de 250 metros e a mínima de 220 metros. O comprimento do talvegue é de 0,533 km e a sua declividade é de 0,0563m/m.

### Construção do experimento

O experimento foi constituído por quatro leitos de superfície alagada livre, os mesmos foram construídos em alvenaria e distribuídos paralelamente nas seguintes dimensões: altura de 0,35 metro, largura 2,0 metro e comprimento 10,0 metro. Cada tanque foi alimentado até altura de 0,30 metros, o que representa uma capacidade de armazenamento de 6 m<sup>3</sup>.

No fundo dos tanques, foi instalada uma manta de plástico e acima da manta foram realizadas compactações com argila, ambas as ações foram para evitar infiltração e possível contaminação do lençol subterrâneo. Essa compactação foi feita com auxílio de compactador manual antes da instalação dos tanques, a camada compactada ficou em torno de 10 cm de altura. Sobre o solo compactado foi inserida uma camada de solo para permitir o plantio das macrófitas emergentes (figura 1).



Figura 1 - Leito vegetado de área construída de superfície alagada livre. Fonte: o autor

Para melhor distribuição do fluxo de efluente tanto de entrada quanto da saída de cada unidade, foi construído um compartimento e depositada uma camada de brita de 30cm x 30cm nos 2 metro de largura dos tanques, o material possuía uma granulometria variando de 15 a 20 mm.

## Coleta e plantio das macrófitas

Os espécimes de *Typha dominguensis* foram coletados em um lago natural localizado na região de Caratinga – MG (Lagoa Silvana) no dia 13/12/2007. As macrófitas foram coletadas com o auxílio de uma cavadeira, que permitiu a remoção da planta com o sistema radicular. As coletas foram realizadas mediante permissão concedida pela autoridade responsável pela lagoa.

As mudas foram transportadas até o local do experimento em sacos plásticos e mantidas com água até o plantio, não sendo utilizado nenhum tipo de fertilizante ou nutriente, o intervalo entre coleta e plantio foi de até 4 horas.

Dos quatro leitos construídos, dois foram plantados com indivíduos da macrófita *Typha domingensis* e dois foram usados como controle, ou seja, não possuíam vegetação.



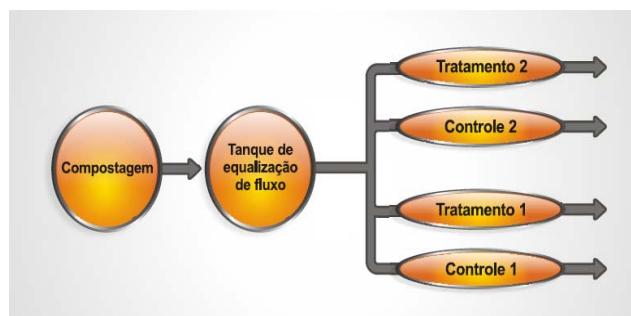
**Figura 2 - Tanques plantados com macrófitas.**  
Fonte: o autor

Para o plantio das macrófitas os leitos foram saturados com água, as mudas foram selecionadas, e as plantas que não apresentavam sinais de deformidades foram plantadas. Após o plantio foi completado o volume dos tanques com água até a altura de 30 cm. A densidade de plantio foi, em média, de 9 plantas/m<sup>2</sup>. Devido algumas mudas não ter brotado, houve a necessidade de replantio, no dia 22/12/2007 foi realizado a reposição de 20 mudas, sendo 12 mudas no tanque de tratamento 1 e 8 mudas no tanque de tratamento 2. No dia 30/01/2008 foi iniciado a adição de efluente nos leitos Figura 2.

## Funcionamento e operação do sistema

Uma parte do efluente superficial gerado na área de compostagem foi encaminhada por gravidade para um tanque pulmão com capacidade de armazenamento com as seguintes dimensões: 5 m de altura, 5 m de largura e 2 m de profundidade, o que gerou uma capacidade de armazenamento de 50 m<sup>3</sup>. A utilização do tanque permitiu regular o fluxo em épocas de chuvas, alimentação do sistema em épocas de secas e decantação de partículas pesadas.

Durante o período do estudo, uma alíquota do efluente era encaminhada para a planta piloto, através de tubulações independentes de PVC com diâmetro de 50 mm. Na entrada de cada leito foi instalada válvula de gaveta para regular o fluxo. A vazão foi regulada diariamente através de proveta graduada em 9,92 ml/segundo. Um esquema do tratamento é demonstrado na figura 3.



**Figura 3 - Fluxograma de funcionamento do sistema de áreas alagadas construídas para o tratamento de efluentes de compostagem. Fonte: o autor**

## Monitoramento

O monitoramento do projeto foi realizado no período de fevereiro a outubro de 2008 com freqüência semanal, em laboratório de pesquisa ambiental de um centro universitário da região do Vale do aço e por um por um laboratório de Pesquisas de uma empresa do setor de Celulose da região. Nesse período foram realizadas 21 coletas para todos os parâmetros.

As variáveis Temperatura, pH, O<sub>2</sub> dissolvido, Saturação de O<sub>2</sub>, Potencial Redox, foram determinadas no local do experimento através de sonda de avaliação de qualidade de água ligada a um leitor da HACH modelo HQ40d. As amostras foram coletadas em um Becker e imediatamente analisada pelo equipamento previamente calibrado. A sonda foi mergulhada na água até estabilização da leitura.

As variáveis DQO, DBO<sub>5</sub>, Sólidos Suspensos Totais, nitrogênio total Kjeldahl (NTK), fósforo total e Tubidez foram realizadas em laboratório.

As amostras do experimento foram coletadas na entrada e saída do tratamento em garrafas de polietileno com volume de 1 litro. Após a coleta as amostras eram armazenadas sob refrigeração em caixas térmicas e transportadas para o laboratório. As amostras não analisadas no mesmo dia eram preservadas e conservadas em geladeira.

Todos os procedimentos de coleta, preservação e análise de um total de 927 dados foram realizados conforme procedimentos descritos por A-PHA (2005).

### Análises Estatísticas

Os dados obtidos durante o monitoramento foram agrupados e tratados através do software Statistica 6.0. Esses testes são fundamentalmente utilizados em pesquisas que tem como objetivo comparar condições experimentais já que os mesmos fornecem respaldo científico na interpretação dos resultados. Como os dados obtidos nesse trabalho não apresentaram uma distribuição normal, optou-se pela realização do teste não-paramétrico, conforme recomendado por Callegari-Jacques (2003).

Os resultados da estatística básica (média, desvio padrão e erro padrão da média), juntamente com os outliers e valores extremos foram determinados para todas as variáveis analisadas nos efluentes.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Resultados das análises *in situ*.

Os resultados das variáveis medidas no local do experimento são mostrados e discutidos a seguir (tab. 1), serão comparadas variações ocorridas entre a entrada e saída dos leitos de tratamentos e de controles do sistema de Área Alagada Construída para tratamento de efluentes de compostagem de resíduos de produção de celulose Kraft de *Eucalyptus*.

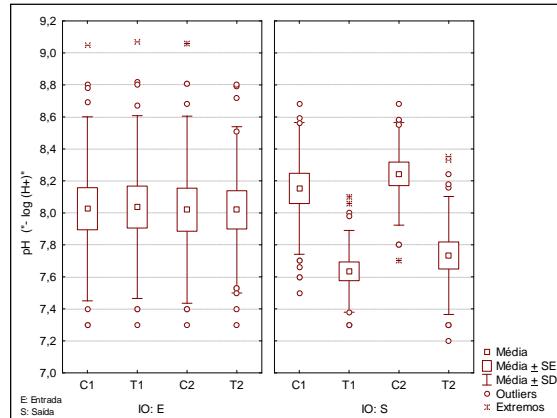
A figura 5 mostra a variação do pH na entrada e saída dos controles e dos tratamentos.

Os resultados sugerem que o efluente tinha uma natureza básica, com uma média de pH na entrada tanto do controle quanto do tratamento em torno de 8,0 com picos de 7,1 a 9,3 tanto nos controles quanto nos tanques com *Typha dominguensis*. O efeito do tratamento (tanques com macrófitas), sobre o pH foi significativo, sugerindo que houve

uma redução real de 0,3 unidade de pH nos tratamentos, enquanto o pH nos controles subiu ligeiramente (0,2 unidade de pH), apesar de não ser um aumento significativo. Possivelmente, um dos maiores efeitos na diminuição dos valores de pH veio da produção de ácidos orgânicos naturais por bactérias, como subproduto da decomposição incompleta da matéria orgânica. (Pollard, 2010).

**TABELA 1 - Valores médios das variáveis físico-químicas na entrada e saída dos tanques controle e tratamento e a diferença percentual.**

CONTROLE					
	Temp. °C	OD (mg/L)	Sat.O2 (%)	pH	Pot.Redox (mV)
Entrada	23,8	1,1	12,2	8,0	-89,6
Saída	24,1	1,6	19,9	8,2	-101,6
Diferença (%)	1,2	31,3	38,7	2,4	11,8
TRATAMENTO					
	Temp. °C	OD (mg/L)	Sat.O2 (%)	pH	Pot.Redox (mV)
Entrada	23,9	1,2	14,0	8,0	-90,1
Saída	23,5	2,2	26,6	7,7	-70,3
Diferença (%)	-1,7	45,5	47,4	-3,9	-28,2



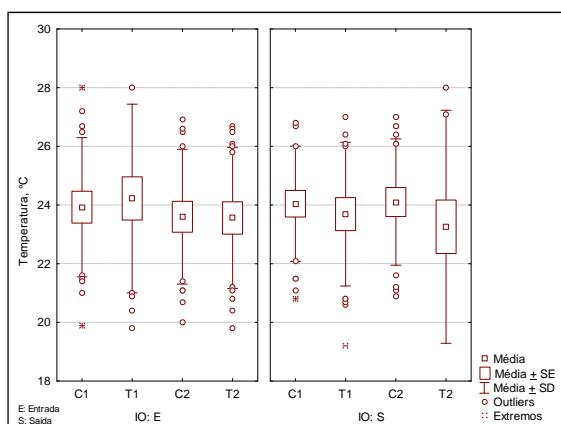
**Figura 5 - Valores médios do pH na entrada (IO:E) e saída (IO:S) do experimento para os leitos de controle (C1 e C2) e de tratamento (T1 e T2).**

Os valores elevados de pH de alguns dos resíduos de compostagem poderiam ter mantido o pH elevado, mesmo na presença de ácidos orgânicos naturais, de fraca acidez, mas a complexação deles

com o Fe, presente em altas concentrações, sugere uma inibição desse efeito. Mayes *et al.* (2009) registraram diminuições maiores (2 a 3 unidades de pH), para efluentes com pH >8,0 em tratamento com áreas alagadas de superfície livre plantadas com macrófitas.

Gschlöbl *et al.* (1998) verificaram que sistemas de áreas alagadas quando recebem efluentes em faixa de pH alcalina, levam-no à neutralidade. Essa tendência foi verificada nos tanques de tratamento plantados com macrófitas.

(Mitsch *et al.*, 2008; Mitsch e Gosselink, 2007 e ZHANG *et al.*, 2010) para latitudes tropicais, a temperatura da água em áreas alagadas construídas é mais uma função do tamanho dos tanques, pela luminosidade mais ou menos constante ao longo do ano e consequente exposição à radiação solar. Esses autores encontraram variações de menos de 2 graus Celsius ao longo do ano em tanques de AAC nos trópicos, independente da presença e/ou espécies utilizadas.

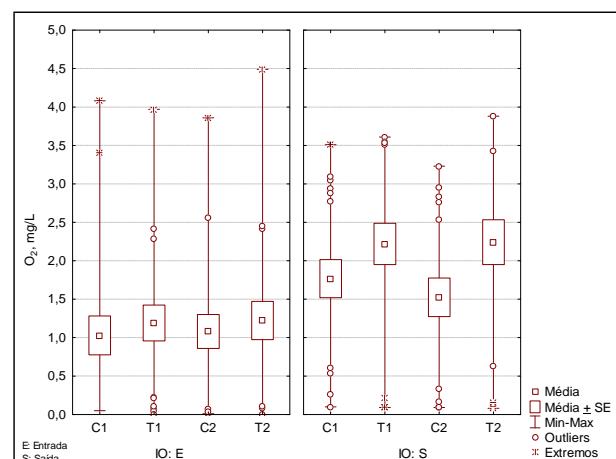


**Figura 7 - Valores médios da temperatura na entrada (IO:E) e saída (IO:S) do experimento para os leitos de controle (C1 e C2) e de tratamento (T1 e T2). SE – Erro padrão SD – desvio padrão.**

A temperatura do efluente não mostrou diferenças significativas entre os tratamentos e controles e entre a entrada e saída dos efluentes (figura 7). Entretanto, foi possível verificar que a temperatura dos efluentes da saída dos tanques controle (sem vegetação) apresentou ligeira elevação em relação à entrada e em relação aos tanques de tratamento (com vegetação). Comportamentos semelhantes aos observados por Tanner *et al.* (2002) que sugere que a temperatura da água em áreas alagadas construí-

das é regulada pelo sombreamento e pela estação do ano.

O oxigênio dissolvido é a segunda molécula mais importante em ecossistemas aquáticos após a água, em si mesmos (TUNDISI e TUNDISI, 2008). A figura 8 mostra a variação da concentração de O<sub>2</sub>, em mg L<sup>-1</sup>, na entrada e saída dos controles e dos tratamentos.



**Figura 8 - Valores médios da concentração de oxigênio dissolvido na entrada (IO:E) e saída (IO:S) do experimento para os leitos de controle (C1 e C2) e de tratamento (T1 e T2). SE – Erro padrão SD – desvio padrão.**

Nas raízes das macrófitas, estão fixadas as bactérias que recebem oxigênio e nitrogênio conduzidos pelos aerênquimas do caule até as raízes. Em troca, as bactérias decompõem a matéria orgânica que é transformada em nutrientes que são fornecidos para a planta.

Nos sistemas convencionais de tratamento de esgoto, o oxigênio possui uma ação direta na eliminação dos germes ou bactérias causadoras de doenças, eliminando facilmente bactérias patogênicas e coliformes fecais. (Valentim, 1999; Pollard, 2010).

O tratamento biológico do efluente está associado aos processos desempenhados pelos micro-organismos que vivem ao redor das macrófitas e pela remoção de poluentes, diretamente por assimilação pelos tecidos da própria planta (Breen, 1990; Pollard, 2010).

A transferência de oxigênio pelas plantas, para a região da rizosfera, é um requisito importante para a remoção efetiva de alguns poluentes pelos microorganismos (Reddy *et al.*, 1989; Moorhead e Reddy, 1990).

A análise de variância ( $\alpha = 0,05$ ) sugere um aumento significativo das médias da concentração de  $O_2$  dissolvido (cerca de 1,0 mg  $O_2$  L $^{-1}$ ) dos tratamentos T1 e T2 e para o tanque controle C1. Em C2 os valores de  $O_2$  dissolvido foram baixos, sugerindo elevado consumo para oxidação de compostos orgânicos. O aumento da concentração de  $O_2$  dissolvido se deve, provavelmente, à produção por microalgas. A razão do mesmo processo não ter acontecido em C2 é desconhecida, mas a herbivoria por organismos zooplactônicos pode ter sido mais intensa em C2. Herbivoria por zooplâncton já mostrou afetar a concentração de  $O_2$  dissolvido em lagos rios tropicais (Esteves, 1998; Tundisi, 2002; Tundisi *et al.*, 2002; Tundisi e Tundisi, 2008);

#### Análises de laboratório.

Nesta seção são mostrados (tab. 2) e discutidos os valores médios das variáveis medidas em laboratório, para se avaliar a eficiência da remoção de poluentes e de depuração dos efluentes de compostagem de resíduos de produção de celulose Kraft de *Eucalyptus*.

**TABELA 2 - Valores médios de Demanda Química e Bioquímica de Oxigênio (DQO e DBO), (SST), Fósforo Total (PT), Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) e Turbidez (Turb.) na entrada (E) e saída (S), e a eficiência de remoção (ER) nos tanques de controle e tratamento.**

CONTROLE					
	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	SST (mg/L)	PT (mg/L)	NTK (mg/L)
E	575	58	63	0,20	6,1
S	527	42	30	0,15	5,4
ER (%)	<b>8,3</b>	<b>27,6</b>	<b>52,4</b>	<b>25,0</b>	<b>11,5</b>
	<b>58,7</b>				
TRATAMENTO					
	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	SST (mg/L)	PT (mg/L)	NTK (mg/L)
E	572	59	62	0,23	9,0
S	418	34	12	0,1	5,8
ER (%)	<b>26,9</b>	<b>42,4</b>	<b>80,6</b>	<b>56,5</b>	<b>35,6</b>
	<b>71,9</b>				

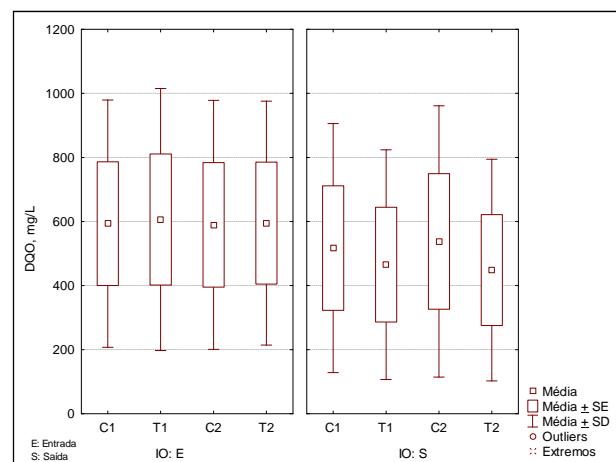
#### DQO e DBO

Os valores de Demanda Química de Oxigênio (DQO) sugerem uma eficiência média de remoção de 8,3% para os tanques controle (sem vegetação), em comparação com 26,9% de eficiência para os tratamentos. A tab. 3 demonstra que os tanques vegetados foram mais eficientes em relação aos tanques sem macrófitas, sugerindo a importância da *typha dominguensis* na depuração do efluente.

**TABELA 3 - Valores de eficiência de remoção do tratamento em relação ao controle (ERTC) para os parâmetros Demanda Química e Bioquímica de Oxigênio (DQO e DBO), (SST), Fósforo Total (PT), Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) e Turbidez (TURB).**

	DQO	DBO	SST	PT	NTK	TURB.
ERTC (%)	<b>69,0</b>	<b>34,9</b>	<b>35,0</b>	<b>55,8</b>	<b>67,7</b>	<b>18,3</b>

A figura 9 mostra a variação da concentração de DQO, expressa como mg  $O_2$  L $^{-1}$ , na entrada e saída dos controles e dos tratamentos.

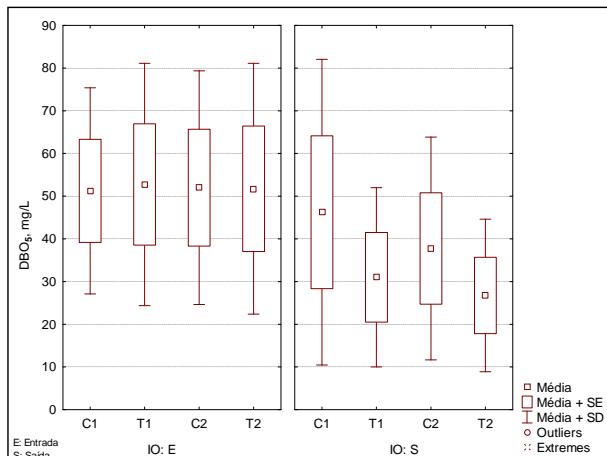


**Figura 9 - Valores médios da concentração de DQO expressa como mg  $O_2$  L $^{-1}$  na entrada (IO:E) e saída (IO:S) do experimento para os leitos de controle (C1 e C2) e de tratamento (T1 e T2). SE – Erro padrão SD – desvio padrão.**

Para a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) houve uma eficiência média de remoção de 27,6% para os tanques controle (sem vegetação),

enquanto que nos tratamentos houve uma eficiência de 42,4%. Apesar dos tanques vegetados serem 34,9% mais eficientes em relação aos tanques sem macrófitas, a diferença foi inferior em relação à DQO. (figura 10).

Sendo a DBO um “roubo” de oxigênio de ambientes aquáticos pela degradação da matéria orgânica carbonácea (Von Sperling, 1996), as elevadas concentrações de carbono nos efluentes de entrada sugerem uma possível explicação para o observado. Nas áreas controle, algas planctônicas possivelmente supriram parte do oxigênio dissolvido necessário. Garcia *et al.* (2008) não encontrou diferenças significativas na eficiência de remoção de DBO (74%) entre áreas alagadas plantadas com macrófitas e áreas alagadas construídas colonizadas por microalgas na Espanha, recebendo efluente poluído agrícola. Esse resultado parece ressaltar o papel crucial das algas em áreas alagadas construídas.



**Figura 10 - Valores médios da concentração de DBO<sub>5</sub> na entrada (IO:E) e saída (IO:S) do experimento para os leitos de controle (C1 e C2) e de tratamento (T1 e T2). SE – Erro padrão SD – desvio padrão.**

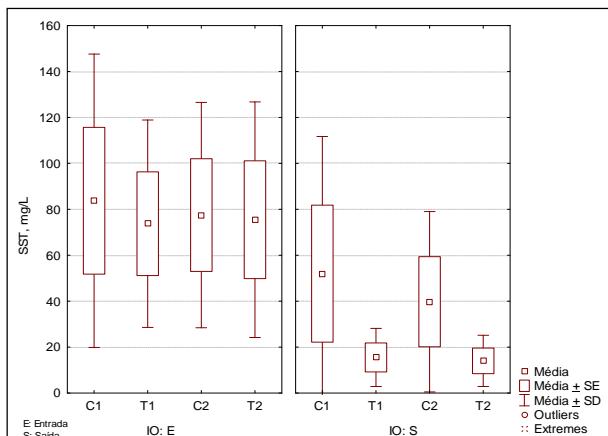
Amostras de escoamento superficial de resíduos de casca e madeira de *Picea abies* (L.), ou Pinheiro da Noruega, registraram concentrações de DQO entre 2475 a 6563 mg L<sup>-1</sup>, pH variando de 4,0 a 4,6, N-Total entre 0,07 a 1,19 mg N L<sup>-1</sup> e concentrações de P-Total entre 0,23 e 3,15 mg P L<sup>-1</sup>. Para *Populus tremuloides* a concentração de DBO<sub>5</sub><sup>20</sup>, em amostras de água de chuva que atravessou pilhas de resíduos dessa espécie variou de 500 a 5000 mg L<sup>-1</sup>.

### Remoção de Sólidos Suspensos Totais (SST) e Turbidez

Na tab. 4 encontra-se uma comparação da eficiência de remoção de SST por outras áreas alagadas construídas com este estudo. A figura 11 mostra a variação da concentração de SST, expressa como mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>, na entrada e saída dos controles e dos tratamentos.

**TABELA 4 - Comparaçao de eficiências de remoção de SST entre os resultados desse estudo com tratamentos para efluentes municipais e de lixiviado de aterro sanitário. Concentrações em mg SST L<sup>-1</sup>.**

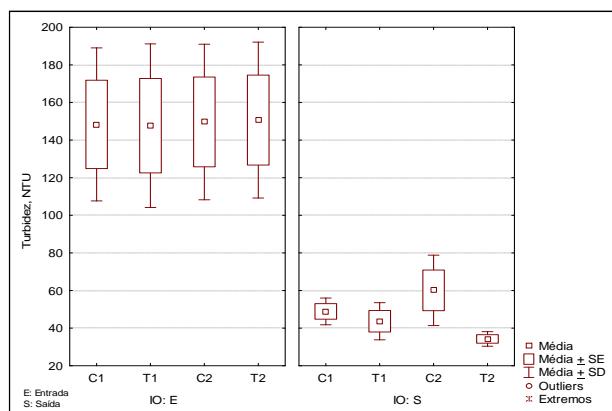
Tipos de efluentes	Entrada	Saída	Eficiência (%)	Referências
Tratamento terciário de efluentes municipais	20,0	7,5	62,5	Ghermandi <i>et al.</i> , 2007
Lixiviado de aterros sanitários	512	146,4	71,1	Campos <i>et al.</i> , 2002
Lixiviado de compostagem de resíduos de celulose	61,7	12,0	80,6	Este estudo



**Figura 11 - Valores médios da concentração de SST na entrada (IO:E) e saída (IO:S) do experimento para os leitos de controle (C1 e C2) e de tratamento (T1 e T2). SE – Erro padrão SD – desvio padrão.**

A turbidez, ou a capacidade da água em absorver luz (Von Sperling, 1996), foi reduzida significativamente em todos os tanques, com e sem macrófitas (figura 12).

Diversos autores afirmam que sistemas de tratamento por áreas alagadas construídas são bastante eficientes na remoção de sólidos em suspensão (SST) e consequentemente da turbidez. A redução desses valores nesses sistemas é devido principalmente a processos físicos que retêm colóides e partículas milimétricas contidas nos efluentes. O desenvolvimento do sistema de raízes das plantas que, aliado ao tempo de retenção, é fundamental no processo de retenção das partículas. O desenvolvimento das raízes no meio também estabilizou o leito evitando a formação de caminhos preferenciais de fluxo, e reduziu a variação dos valores do efluente tratado. (Gschlöbl *et al.*, 1998; Neralla *et al.*, 2000; Campos *et al.*, 2002).



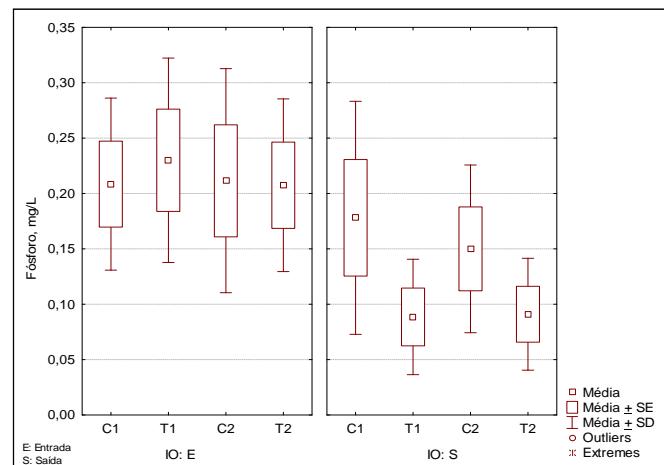
**Figura 12 - Valores médios da turbidez na entrada (IO:E) e saída (IO:S) do experimento para os leitos de controle (C1 e C2) e de tratamento (T1 e T2). SE – Erro padrão SD – desvio padrão.**

### Remoção de fósforo e nitrogênio.

A Figura 13 mostra a variação da concentração de Fósforo, expressa como  $\text{mg O}_2 \text{L}^{-1}$ , na entrada e saída dos controles e dos tratamentos.

Em áreas alagadas construídas pode-se obter até 95% de remoção de fósforo nos primeiros anos de operação. Wood e Mcatamney (1996) avaliaram áreas alagadas construídas com substrato constituído por laterita granulada, rica em óxidos de ferro e alumínio, como meio suporte e obtiveram remoção de 96% do fósforo.

A eficiência de remoção de fósforo nas saídas dos tanques de tratamentos plantados com *Typha Dominguensis* foi em média 56,5%. Esses valores foram superiores aos valores encontrados por Toet *et al.* (2005), que estudando áreas alagadas construídas de água livre observou uma redução de 26% de N e 5% de redução de fósforos.



**Figura 13 - Valores médios da concentração de fósforo na entrada (IO:E) e saída (IO:S) do experimento para os leitos de controle (C1 e C2) e de tratamento (T1 e T2). SE – Erro padrão SD – desvio padrão.**

O fósforo presente nas águas residuárias, quer seja na forma iônica ou complexada, encontra-se, geralmente, como fosfato e sua remoção por disposição dos esgotos em áreas alagadas é controlada pelos processos biótico e abiótico (Reddy e D'Aangelo, 1997).

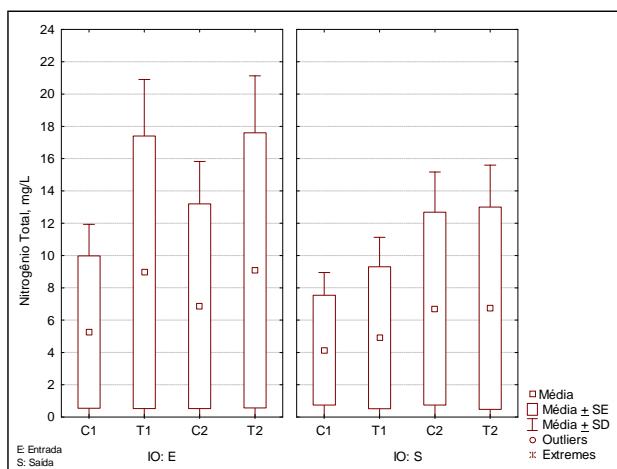
A remoção de fósforo se deve principalmente a precipitação das formas solúveis com metais como ferro e alumínio principalmente (Merz, 2000), e adsorção de partículas ao material constituinte do leito, como argila, silte, pedras, entre outros (Drizo *et al.*, 1997 e Merz, 2000). Por consequência, a capacidade de retenção e remoção de fósforo em uma área alagada construída é limitada e exaure após um certo tempo que varia em função principalmente, das características químicas do meio suporte.

Para Reed *et al.* (1995), desde que deposição de sedimento é o principal caminho para remoção de fósforo, o valor da taxa de remoção é função da área superficial da AAC e da concentração de fósforo na água residuária. A USEPA (2000) reportou que a remoção de fósforo em todos os tipos de AAC, tratando águas residuárias urbanas, sempre requer tempo de residência hidráulica para gerar efluente com baixa concentração de fósforo.

Os valores de nitrogênio ( $\text{mg N-Total L}^{-1}$ ) obtidos durante o monitoramento para entrada e saída dos controles e dos tratamentos são mostrados na figura 14.

Com a liberação de oxigênio pelas raízes na água, ocorre oxidação das substâncias. Mas o processo mais importante que suporta a base científica

do uso das macrófitas é a simbiose entre as plantas e os microrganismos presentes. Como na rizosfera ocorre uma justaposição entre uma região aeróbia e outra anóxica, com a presença de nitrogênio em suas diversas formas, ocorre o desenvolvimento de várias bactérias que executam o processo de nitrificação-desnitrificação (Valentim, 1999).



**Figura 14 - Valores médios da concentração de nitrogênio na entrada (IO:E) e saída (IO:S) do experimento para os leitos de controle (C1 e C2) e de tratamento (T1 e T2).**

A remoção de nitrogênio nas saídas dos tanques de tratamentos plantados com *Typha Dominguensis* foi em média 35,6%, enquanto que nos tanques usados como controle (sem plantas) a remoção foi de 11,5%. Os dados apresentados mostraram que o abastecimento de oxigênio no leito pode ter sido insuficiente ou não bem distribuído. Isto pode ser concluído pela baixa remoção de nitrogênio amoniacal e Kjeldahl obtidas no processo, pois vários trabalhos reportam a nitrificação-denitrificação como sendo uma das principais vias de recuperação de nitrogênio dos esgotos em áreas alagadas construídas de fluxo superficial e subsuperficial (Mcbride e Tanner, 2000; Tanner *et al.*, 2002).

O valor menor de redução nitrogênio na saída dos controles, em relação aos tanques de tratamento pode ser atribuído à presença de Cyanobactérias, fixando N<sub>2</sub> dissolvido na água e excretando-o como N-orgânico ou como produto de lise celular. As condições para fixação de N<sub>2</sub> por Cyanobactérias diminuem nos tanques de tratamento, pelo sombreamento e maior competição por nutrientes com as plantas e algas perifíticas.

## CONCLUSÕES

Diante dos resultados obtidos durante os nove meses de monitoramento da planta piloto da área construída de Superfície Alagada Livre no tratamento de efluente superficial para tratamento de efluentes superficiais de pátios de compostagem da indústria de celulose, é possível apresentar as seguintes conclusões:

O pH que apresentava natureza alcalina na entrada do tratamento foi favoravelmente afetado pela passagem pelas áreas alagadas plantadas, após o tratamento houve redução do parâmetro com tendência a neutralização;

Houve diferenças de 55,8% e 67,7% para fósforo total e Nitrogênio Total Kjeldahl respectivamente nas eficiências de remoção de nutrientes entre os tanques vegetados com macrófitas, em relação aos tanques denominados controle sem vegetação, que sugerem um efeito benéfico na depuração deste tipo de efluente de resíduos de polpação Kraft de *Eucalyptus*.

O sistema de áreas construídas de superfície alagada livre plantado com *Typha dominguensis* para tratamento do efluente superficial de pátios de compostagem, apresentou resultados de remoção sendo: 26,9 % de DQO, 42,4 % de DBO<sub>5</sub>, 80,6 % de Sólidos Suspensos Totais, 35,6 % de Nitrogênio total Kjeldahl, 56,5 % de Fósforo total e 71,9 % de Tubidez.

Houve um acréscimo médio de 45% nos valores de oxigênio dissolvido nos efluentes dos tanques vegetados pela transferência de oxigênio para o leito.

A *Typha dominguensis* mostrou potencialidade para tratamento do efluente de resíduos de polpação Kraft de *Eucalyptus* utilizado, com resistência às taxas de aplicação superficiais aplicadas.

Além da obtenção de resultados, considerados satisfatórios, as áreas alagadas podem ser utilizadas para atividades de educação ambiental, especialmente aquelas relativas à reflexão sobre a importância da preservação e gerenciamento dos recursos hídricos.

## REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. Standard Methods For The Examination Of Water

And Wastewater. 21º. ed. Washington. D.C.: APHA 2005.

BREEN, P.F. A mass balance method for assessing the potential of artificial wetlands for wastewater treatment. *Water Res.* 24: 689-702. 1990.

BRIX, H. Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Water Science Technology*, 4. (29): 71-78. 1994.

CALLEGARI-JACQUES, S. M. *Bioestatística: Princípios e Aplicações*. Porto Alegre: Artmed, 2003.

CAMPOS, J.C. ; FERREIRA, J.A.; MANNARINO, C.F.; SILVA, H.R.; BORBA, S.M.P. Tratamento do chorume do aterro sanitário de Piraí (RJ) utilizando wetlands. *In: VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Anais, Vitória-ES: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 2002.

DRIZO, A.; FROST, C. A.; SMITH, K. A.; GRACE, J. Phosphate and ammonium removal by constructed wetlands with horizontal subsurface flow, using shale as a substrate. *Water Science and Technology*, 35, (5), 95 – 102, 1997.

ESTEVES, F. A. *Fundamentos de limnologia*. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602p.

FAULWETTER, J. L.; GAGNONB, V.; SUNDBERGC, C.; CHAZARENCD, F.; BURRA M. D.; BRISSONB J., CAMPERA A. K.; STEINA O. R. Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review. *Ecological Engineering* 35: 987-1004. 2009.

GARCÍA, H.; RICO, J. e GARCÍA, P.; Comparison of anaerobic treatment of Leachates from an Urban-Solid-Waste Landfill at Ambient Temperature and at 35ºC. *Bioresource Technology* 58,: 273-277. 1997

GARCÍA, M.; FÉLIX S.; GONZÁLES, J. M.; BÉCARES, E. A comparison of bacterial removal efficiencies in constructed wetlands and algae-based systems. *Ecological Engineering* 32: 238–243. 2008.

GSCHLÖBL, T.; STEINMANN, C.; SCHLEYEPEN, P.; MELZER, A. Constructed wetlands for effluent polishing of lagoons. *Water Research*, 32, (9): 2639 – 2645, 1998.

HEGEMANN, W. Natural wastewater treatment systems in Germany – constructed wetland and lagoons. *In: CHERNICHARO, C. A. L. e Von SPERLING, M. Seminário Internacional: Tendências no tratamento simplificado de águas residuárias domésticas e industriais*. Belo Horizonte. p. 81-104. 1996

KADLEC, R. H.; ZMARTHIEB L. A. Wetland treatment of leachate from a closed landfill. *Ecological Engineering*. 36: 946–957. 2010.

MAYES W.M.; BATTY L.C.; YOUNGER P.L.; JARVISA A.P.; KÖIVC M.; VOHLAC C.; MANDERC U. Wetland treatment at extremes of pH: A review. *Science of the total environment*. 407: 3944 – 3957. 2009.

McBRIDE, G. B.; TANNER, C. C. Modelling biofilm nitrogen transformations in constructed wetland mesocosms with fluctuating water levels. *Ecological Engineering*. 14 (93) – 106 - 113, 2000.

MELO A. S.; BINI L. M.; SIDINEI T.; Assessment of methods to estimate aquatic macrophyte species richness in extrapolated sample sizes. *Aquatic Botany*. 86 377–384. 2007.

MERZ, S. K. *Guidelines for Using Free Water Surface Constructed Wetlands to Treat Municipal Sewage*. Department of Natural Resources, Queensland, Australy, 2000.

MITSCH W J.; TEJADAB JULIO, NAHLIKA A.; KOHLMANNB B.; BERNALA B.; HERNÁNDEZB C. E. Tropical wetlands for climate change research, water quality management and conservation education on a university campus in Costa Rica. *Ecological Engineering* 34: 276–288. 2008.

MITSCH, W. J. e GOSSELINK, J. G. *Wetlands*. 4º Edition. Washington, D.C., USA. Wiley & Sons Inc. 582p. 2007.

MOORHEAD, K.K.; REDDY, K.R. Carbon and nitrogen transformations in wastewater during treatment with *Hydrocotyle umbellata* L. *Aquat. Bot.* 37: 153-164, 1990.

NERALLA, S.; WEAVER, R. W.; LESIKAR, B. J.; PERSYN, R. A. Improvement of domestic wastewater quality by subsurface flow constructed wetlands. *Bioresource Technology* 75.(19-25). 2000.

POLLARD P. C. Bacterial activity in plant (*Schoenoplectus validus*) biofilms of constructed wetlands. *Water Research*. (no prelo). doi:10.1016/j.watres.2010. 07.047. 2010.

REDDY, K.R.; PATRICK JR.; W.H., LINDAU, C.W. Nitrification-denitrification at the plant root-sediment interface in wetlands. *Limnol. Oceanogr.*, 23: 1004-1123, 1989.

REDDY, K.R.; D'ANGELO, E.M. Biogeochemical indicators to evaluate pollutant removal efficiency in constructed wetlands. *Water Science Technology* 35, (5): 1 – 10. 1997.

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

ROQUE, O.C.C. *Sistema Alternativos de Tratamento de Esgotos Aplicáveis às Condições Brasileiras*. Tese de Doutorado, Rio de Janeiro: Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, 153 p. 1997.

SCHNEIDER S. *Macrophyte trophic indicator values from a European perspective*. *Limnologica*. doi:10.1016/j.limno. 2007.

SOLANO, M. L.; SORIANO, P.; CIRIA, M. P. Constructed wetlands as a sustainable solution for wastewater treatment in small villages. *Biosystems Engineering*, 87. (1). 109-118. 2004.

STOTTMEISTER, U., WIEßNER, A.; KUSCHK, P.; KAPPELMAYER, U.; KÄSTNER, M.; BEDERSKI, O.; MÜLLER, R.A., MOORMANN, H. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, 22: 93 – 117. 2003.

TANNER, C. C. & SUKIAS, J. P. Accumulation of organic solids in gravel-bed constructed wetlands. *Water Science Technology*, 32, (3): 229-239. 1995.

TANNER, C. C.; KADLEC, R. H.; GIBBS, M. M.; SUKIAS, J. P.S.; NGUYEN, M. L. Nitrogen processing gradients in subsurface-flow treatment wetlands - influence of wastewater characteristics. *Ecological Engineering*, 18: 499 – 520, 2002.

THEBAULT E.; LOREAU M; Trophic Interactions and the relationship between species siversity and ecosystem stability. *The American Naturalist*. 166: E95 - E114. 2005.

TOET S.; VAN LOGTESTIJN R. S. P.; SCHREIJER MICHAEL, KAMPF R.; VERHOEVEN, J. T. A. The functioning of a wetland system used for polishing effluent from a sewage treatment plant. *Ecological Engineering* 25:101-124. 2005.

TUNDISI, J. G e TUNDISI, T. M. *Limnologia*. São Paulo, SP. Oficina de Textos Editora. 356p. 2008.

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

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M.; ROCHA, O. *Limnologia de águas interiores. Impactos, conservação e recuperação de ecossistemas aquáticos*. In: REBOUCAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (Eds.) *Águas doce do Brasil: capital ecológico, uso e conservação*. 2.ed. São Paulo: Escrituras Editora e Distribuidora de Livros, p. 195-225. 2002.

USEPA. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Wastewater Technology. Fact Sheet Wetlands: Subsurface Flow*. EPA 832-F-00-023. Washington, D. C. USA. 2000.

VALENTIM, M. A. A. *Uso de Leitos Cultivados no Tratamento de Efluentes de Tanque Séptico Modificado*. Campinas, SP. (Dissertação de Mestrado). Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas. 1999

VON SPERLING, M. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas residuárias. Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos*. Departamento de Engenharia sanitária e Ambiental – UFMG. 1996. 239p.

WOOD, R. B; & McATAMNEY, C. F. Constructed wetlands for waste water treatment: the use of laterite in the bed medium in phosphorus and heavy metal removal. *Hidrobiologia*, v.340, p.323-331, 1996.

ZHANG L.; WANG MING-HUANG, HU J.; HO Y.-S. A review of published wetland research, 1991-2008: Ecological engineering and ecosystem restoration. *Ecological Engineering* 36: 973-980. 2010.

**Evaluation of the Use of Built Areas of Flooded Surface of Free Water (SFW) To Treat Surface Effluents From Composting Yards in the Paper Pulp Industry**

**ABSTRACT**

In the last decades, artificial systems have been built to simulate the effect of natural areas. Built Flooded areas are now being used to treat punctual and diffuse sources of pollution water. This research was accomplished to evaluate the efficiency of built flooded areas of Surface of Free Water (SFW) in the purification of polluted superficial drainage generated in areas where Kraft or Eucalyptus cellulose residues are being composted. The experiment consisted of four free surface beds. Two were planted with *Thypha dominguensis* Pers. (Thypaceae) and two were left without vegetation. The four beds presented 30 cm of water. An aliquot of effluent was directed to the system with flow of 9.92 ml/ second in each bed for a time of residence of 7 days. The project was monitored, weekly from February to October 2008, and the following parameters were measured in situ: Temperature, pH, Dissolved Oxygen, Oxygen Saturation, Redox Potential, and in the laboratory the variables: COD, BOD<sub>5</sub>, Total Suspended Solids, Total Nitrogen Kjeldahl in the form of N, Total Phosphorus and Turbidity according to the Standard Methods. The results suggest a significant improvement in the quality of the effluent. There were significant differences in the removal efficiencies among the tanks with macrophytes, compared to the tanks without vegetation. The system of built areas of free surface planted with *Typha Dominguensis*, for treatment of the superficial effluent of composting areas presented the following removal efficiencies:: 26.9% of COD 42.4% of BOD<sub>5</sub>, 80.6% of Total Suspended Solids, 35.6% of Total Kjeldahl Nitrogen, 56.5% of total phosphorus and 71.9% of turbidity. There was a significant although small increment in the dissolved oxygen values in the effluent of the tanks vegetated by the transfer of oxygen to the bed. Thus, this biotechnology is recommended for the treatment of effluent in areas where there are Kraft residues. Based on what was presented above, the use of that bio-

*technology is recommended for treatment of effluent from areas where there is residue of Kraft Eucalyptus pulp.*

**Key words:** *Composting Effluent, Constructed wetlands, Effluent Treatment.*