

TRATAMENTO DE EFLUENTES SUPERFICIAIS DE PÁTIOS DE COMPOSTAGEM DA INDÚSTRIA DE CELULOSE ATRAVÉS DO USO DE ÁREAS ALAGADAS CONSTRUÍDAS DE SUPERFÍCIE ALAGADA LIVRE

Sebastião Tomas Carvalho¹, Millôr Godoy Sabará², Jacinto Moreira Lana¹, Leonardo Souza de Caux¹, Leandro Coelho Dalvi¹

¹ Celulose Nipo Brasileira S/A CENIBRA . Brasil

² Universidade Estadual de Minas Gerais - UEMG Brasil

RESUMO

Nos últimos anos, sistemas alagados artificiais têm sido construídos para simular o efeito de áreas alagadas naturais. Áreas Alagadas Construídas estão sendo 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 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 domingensis* e dois foram deixados sem vegetação. Os quatro leitos apresentavam 30 cm de água. Uma aliquota 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 com frequência semanal, sendo realizadas *in situ* os parâmetros Temperatura, pH, Oxigênio dissolvido, Saturação de Oxigênio, Potencial Redox, e em laboratório as variáveis DQO, DBO₅, 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 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 Domingensis*, para tratamento do efluente superficial de áreas de compostagem, apresentou as seguintes eficiências de remoção sendo: 26,9 % de DQO, 42,4 % de DBO₅, 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, 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.

1. 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)

As pesquisas que vem ocorrendo recentemente em países em desenvolvimento, para verificar a eficiência de áreas alagadas naturais e construídas para promover a melhoria e a conservação da qualidade da água de rios, lagos e represas, têm sido utilizadas, na Europa, para o tratamento de águas servidas, desde as décadas de 60 e 70, do século passado, 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).

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. Nelas 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).

Pelo acima exposto, o presente trabalho visa investigar se existe eficiência significativa 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*.

2. 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.

2.1 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 m³.

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 conforme figura 1.



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

2.2 Coleta e plantio das macrófitas

Os espécimes de *Typha dominguensis* foram coletados em um lago natural localizado na região de Caratinga – MG (Lagoa Silvana). As macrófitas foram coletadas com o auxílio de

uma cavadeira, que permitiu a remoção da planta com o sistema radicular. Dos quatro leitos construídos, dois foram plantados com indivíduos da macrófita *Thypha domingensis* e dois foram usados como controle, ou seja, não possuíam vegetação (figura 2).



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

2.3 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 m³. A utilização do tanque permitiu regular o fluxo em épocas de chuvas, alimentação do sistema em épocas de secas e decantação de partículas pesadas.

O monitoramento do projeto foi realizado no período de fevereiro a outubro de 2008 com frequência 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.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Resultados das análises *in situ*.

Os resultados das variáveis medidas no local do experimento são mostrados e discutidos a seguir, 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 4 mostra a variação do pH na entrada e saída dos controles e dos tratamentos.

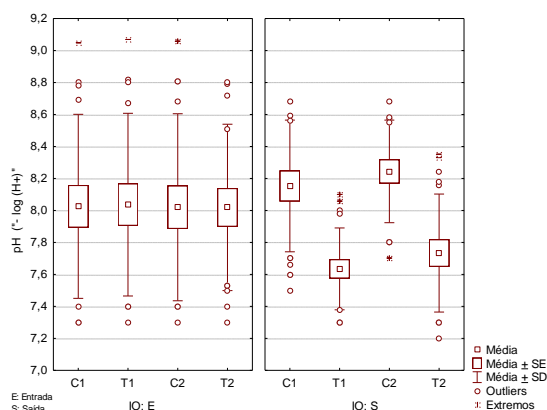


Figura 4: Valores médios do pH na entrada (IO:E) e saída (IO:S) do experimento para os leitos de controle (C1 e C2) e de tratamento (T1 e T2).

Os 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 domingensis*. 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).

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 GOSELINK, 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. A temperatura do efluente não mostrou diferenças significativas entre os tratamentos e controles e entre a entrada e saída dos efluentes (figura 5). 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 construídas é regulada pelo sombreamento e pela estação do ano.

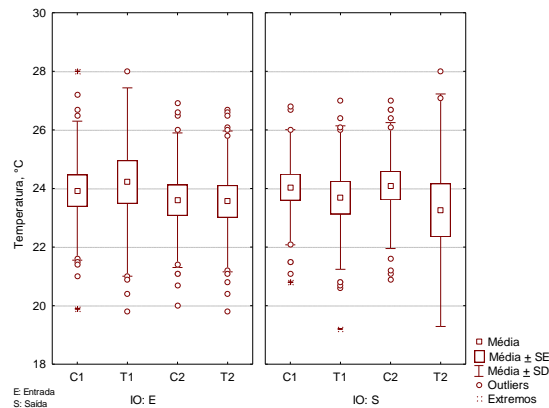


Figura 5: Valores médios da temperatura na entrada (IO:E) e saída (IO:S) do experimento para os leitos de controle (C1 e C2) e de tratamento (T1 e T2). SE – Erro padrão SD – desvio padrão.

O oxigênio dissolvido é a segunda molécula mais importante em ecossistemas aquáticos após a água, em si mesmos (TUNDISI e TUNDISI, 2008). A figura 6 mostra a variação da concentração de O_2 , em $mg L^{-1}$, na entrada e saída dos controles e dos tratamentos.

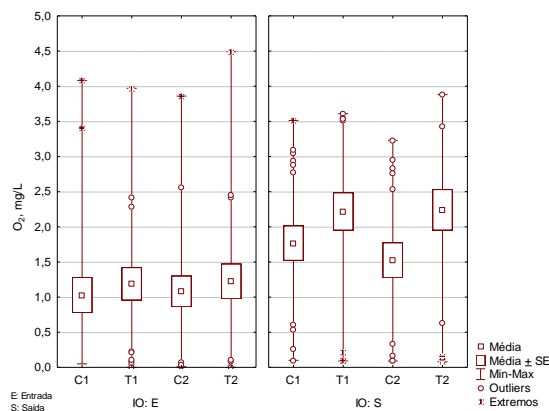


Figura 6: Valores médios da concentração de oxigênio dissolvido na entrada (IO:E) e saída (IO:S) do experimento para os leitos de controle (C1 e C2) e de tratamento (T1 e T2). SE – Erro padrão SD – desvio padrão.

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.

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

A análise de variância ($\alpha = 0,05$) sugere um aumento significativo das médias da concentração de O_2 dissolvido (cerca de $1,0 \text{ mg } O_2 \text{ L}^{-1}$) dos tratamentos T1 e T2 e para o tanque controle C1.

3.2 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)	Turb. (NTU)
E	575	58	63	0,20	6,1	138
S	527	42	30	0,15	5,4	57
ER (%)	8,3	27,6	52,4	25,0	11,5	58,7
TRATAMENTO						
	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	SST (mg/L)	PT (mg/L)	NTK (mg/L)	Turb. (NTU)
E	572	59	62	0,23	9,0	135
S	418	34	12	0,1	5,8	38
ER (%)	26,9	42,4	80,6	56,5	35,6	71,9

3.3 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 domingensis* 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 (%)	69,0	34,9	35,0	55,8	67,7	18,3

A figura 7 mostra a variação da concentração de DQO, expressa como $\text{mg O}_2 \text{L}^{-1}$, na entrada e saída dos controles e dos tratamentos.

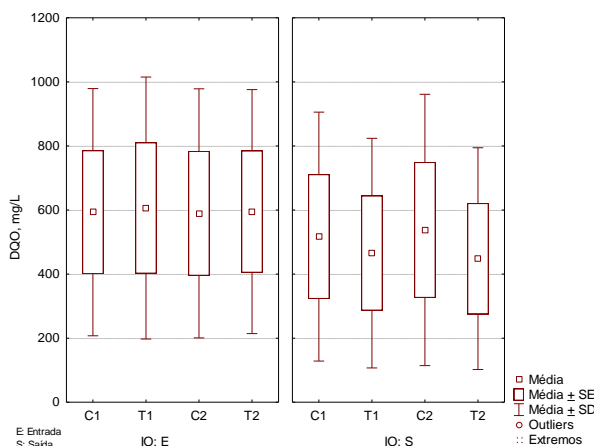


Figura 7: Valores médios da concentração de DQO expressa como $\text{mg O}_2 \text{L}^{-1}$ na entrada (IO:E) e saída (IO:S) do experimento para os leitos de controle (C1 e C2) e de tratamento (T1 e T2). SE – Erro padrão SD – desvio padrão.

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 8).

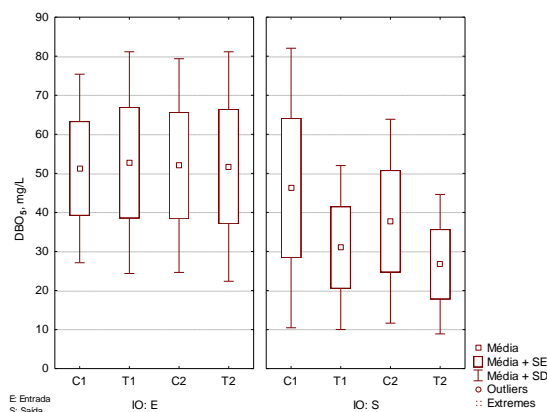


Figura 8: Valores médios da concentração de DBO5 na entrada (IO:E) e saída (IO:S) do experimento para os leitos de controle (C1 e C2) e de tratamento (T1 e T2). SE – Erro padrão SD – desvio padrão.

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 suprimiram 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.

3.4 Remoção de Sólidos Suspensos Totais (SST) e Turbidez

A figura 9 mostra a variação da concentração de SST, expressa como $\text{mg O}_2 \text{L}^{-1}$, na entrada e saída dos controles e dos tratamentos.

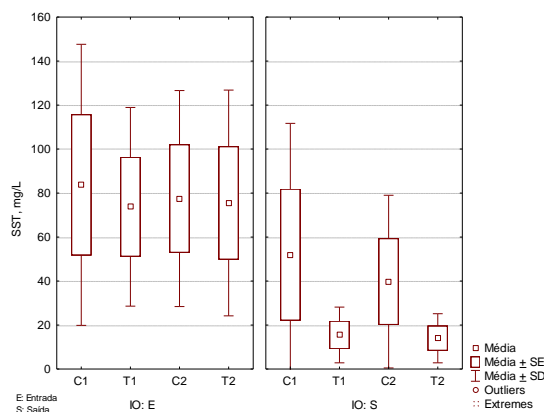


Figura 9: Valores médios da concentração de SST na entrada (IO:E) e saída (IO:S) do experimento para os leitos de controle (C1 e C2) e de tratamento (T1 e T2). SE – Erro padrão SD – desvio padrão.

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 10)

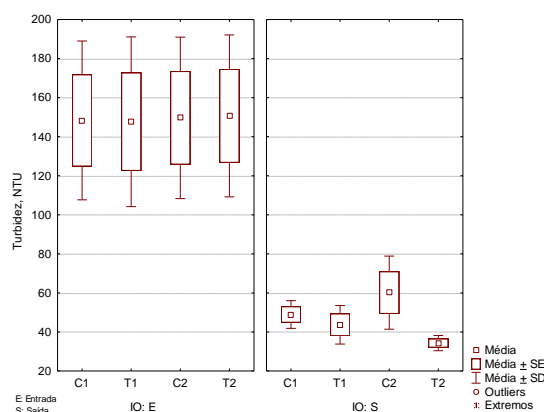


Figura 10: Valores médios da turbidez na entrada (IO:E) e saída (IO:S) do experimento para os leitos de controle (C1 e C2) e de tratamento (T1 e T2). SE – Erro padrão SD – desvio padrão.

Diversos autores afirmam que sistemas de tratamento por áreas alagadas construídas são bastante eficientes na remoção de sólidos em suspensão (SST) e conseqüentemente da turbidez. A redução desses valores nesses sistemas é devido principalmente á 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).

3.5 Remoção de fósforo e nitrogênio.

A figura 11 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.

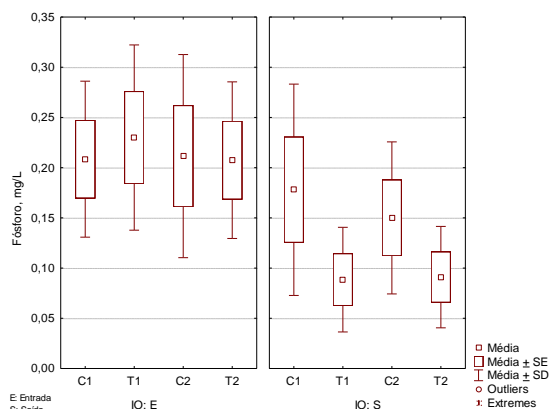


Figura 11: Valores médios da concentração de fósforo na entrada (IO:E) e saída (IO:S) do experimento para os leitos de controle (C1 e C2) e de tratamento (T1 e T2). SE – Erro padrão SD – desvio padrão.

A eficiência de remoção de fósforo nas saídas dos tanques de tratamentos plantados com *Typha domingensis* 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.

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'ANGELO, 1997).

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 e da concentração de fósforo na água residuária. A USEPA (2000) reportou que a remoção de fósforo em todos os tipos de áreas alagadas, tratando águas residuárias urbanas, sempre requer tempo de residência hidráulica para gerar efluente com baixa concentração de fósforo.

Os valores de nitrogênio (mg N-Total L^{-1}) obtidos durante o monitoramento para entrada e saída dos controles e dos tratamentos são mostrados na figura 12

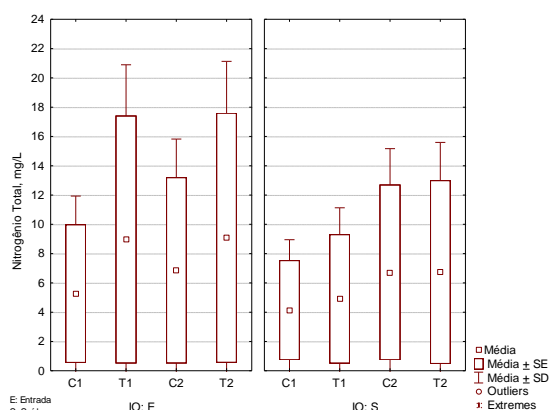


Figura 12: Valores médios da concentração de nitrogênio na entrada (IO:E) e saída (IO:S) do experimento para os leitos de controle (C1 e C2) e de tratamento (T1 e T2).

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).

A remoção de nitrogênio nas saídas dos tanques de tratamentos plantados com *Typha domingensis* 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 N₂ dissolvido na água e excretando-o como N-orgânico ou como produto de lise celular. As condições para fixação de N₂ por Cyanobactérias diminuem nos tanques de tratamento, pelo sombreamento e maior competição por nutrientes com as plantas e algas perifíticas.

4. CONCLUSÕES

Diante dos resultados obtidos durante o 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;

O sistema de áreas construídas de superfície alagada livre plantado com *Typha domingensis* para tratamento do efluente superficial de pátios de compostagem apresentou resultados de remoção sendo: 26,9 % de DQO, 42,4 % de DBO₅, 80,6 % de Sólidos Suspensos Totais, 35,6 % de Nitrogênio total Kjeldahl, 56,5 % de Fósforo total e 71,9 % de Tubidez.

A *Typha domingensis* 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

1. BREEN, P.F. A mass balance method for assessing the potential of artificial wetlands for wastewater treatment. *Water Res.* 24: 689-702. 1990.
2. 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, Anais, Vitória-ES: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2002.
3. 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.
4. GSCHLÖBL, T.; STEINMANN, C.; SCHLEYPEN, P.; MELZER, A. Constructed wetlands for effluent polishing of lagoons. *Water Research*, 32, (9): 2639 – 2645, 1998.
5. 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
6. 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.
7. 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.

8. MITSCH W. J.; TEJADAB JULIO, NAHLIKA A.; KOHLMANN B.; BERNALA B.; HERNÁNDEZ 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.
9. MITSCH, W. J. e GOSSELINK, J. G. *Wetlands*. 4th Edition. Washington, D.C., USA. Wiley & Sons Inc. 582p. 2007.
10. 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.
11. 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.
12. 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.
13. REED, S. C.; CRITES, R. W.; e MIDDLEBROOKS, E. J. *Natural systems for management and treatment*. New York: McGraw-Hill, Inc.. 435p. 1995
14. ROQUE, O.C.C. *Sistemas 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.
15. SCHNEIDER S. Macrophyte trophic indicator values from a European perspective. *Limnologica*. doi:10.1016/j.limno. 2007
16. 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.
17. STOTTMEISTER, U., WIEßNER, A.; KUSCHK, P.; KAPPELMEYER, 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.
18. 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.
19. TANNER, C. C. & SUKIAS, J. P. Accumulation of organic solids in gravel-bed constructed wetlands. *Water Science Technology*, 32, (3): 229-239. 1995.
20. TOET S.; VAN LOGTESTIJN R. S. P.; SCHREIJER MICHIEL, 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.
21. TUNDISI, J. G e TUNDISI, T. M. *Limnologia*. São Paulo, SP. Oficina de Textos Editora. 356p. 2008.
22. TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M.; ROCHA, O. *Limnologia de águas interiores. Impactos, conservação e recuperação de ecossistemas aquáticos*. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (Eds.) *Águas doces do Brasil: capital ecológico, uso e conservação*. 2.ed. São Paulo: Escrituras Editora e Distribuidora de Livros, p. 195-225. 2002.
23. VALENTIM, M. A. A. *Uso de Leitões Cultivados no Tratamento de Efluentes de Tanque Séptico Modificado*. Campinas, SP. (Dissertação de Mestrado). Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas. 1999
24. 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.
25. USEPA. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY *Manual on Constructed Wetlands for Municipal Wastewater Treatment*. EPA 625-R-99-010. USEPA, ORD, Cincinnati, Ohio, 2000.
26. 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.