

II-098 - AVALIAÇÃO DE ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE FLUXOS VERTICAL NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO VISANDO O REÚSO EM ATIVIDADES NÃO POTÁVEIS

Mauro Henrique Batalha de Souza⁽¹⁾

Graduando em Engenharia Ambiental na Universidade Federal de Viçosa – UFV.

Maria Lúcia Calijuri

Engenheira Civil pela Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo - USP. Doutora em Engenharia Civil pela Universidade de São Paulo, área de concentração Geotecnia. Professora Titular, Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Viçosa- UFV.

Eduardo de Aguiar do Couto

Engenheiro Ambiental pela Universidade Federal de Viçosa. Mestre em Engenharia Civil, área de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Viçosa. Doutorando em Engenharia Civil, Engenharia Sanitária e Ambiental - UFV.

Aníbal Santiago

Engenheiro Ambiental pela Universidade Federal de Viçosa. Mestre em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos (USP). Doutor em Engenharia Civil, Engenharia Sanitária e Ambiental – UFV.

Gabriel Campos Vieira

Graduando em Engenharia Ambiental na Universidade Federal de Viçosa – UFV.

Endereço⁽¹⁾: Av. PH Rolfs, s/n – Campus Universitário, DEC/CCE, sala 320 – Viçosa – Minas Gerais - CEP: 36570-000 - Brasil - Tel: +55 (31) 3899-3098. e-mail: maurohbatalha@gmail.com

RESUMO

Alagados construídos de fluxo vertical podem ser utilizados como pós-tratamento para esgoto sanitário, por se tratar de sistema de simples operação e manutenção. Todavia, ainda existem lacunas de informação sobre esses sistemas, sobretudo em países de clima tropical. Diante disso, o estudo objetivou avaliar alagados construídos de fluxo vertical, operados sob alta taxa de aplicação como pós-tratamento de reator UASB, com vistas ao reúso do efluente. O experimento foi realizado em Viçosa, Minas Gerais, de janeiro a setembro de 2011, com coletas semanais. Os alagados construídos operaram com tempo de detenção de 0,42 dias e taxa de aplicação superficial de $1,63 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. A espécie vegetal utilizada foi Tifton (*Cynodon sp.*). As remoções de DQO, sólidos suspensos totais, nitrogênio total e fósforo total, foram de 54, 44, 12 e 14%, respectivamente. Sobre o atendimento à NBR 13969/1997, o efluente apresentou valores de turbidez passíveis de reúso para as classes 1, 2 e 3 em 31, 31 e 84% das amostras, e não atendeu aos valores estabelecidos para organismos indicadores de contaminação fecal. De acordo com a OMS, as concentrações de *Escherichia coli*, de $10^4 \text{ NMP } 100\text{mL}^{-1}$, atendem à agricultura restrita e piscicultura. Diante dos resultados, foi possível concluir que a modificação em critérios de operação, como a redução da taxa de aplicação e/ou a elevação do tempo de detenção hidráulica poderiam propiciar aumento da eficiência de tratamento, e melhor atendimento aos padrões de reúso. Além disso, a inclusão de etapa de desinfecção poderia ampliar o leque de possibilidades de reúso do efluente, aumentando a viabilidade do sistema.

PALAVRAS-CHAVE: Alagados construídos verticais, reúso, esgoto sanitário.

INTRODUÇÃO

O reúso de efluentes insere-se no contexto de gerenciamento de recursos hídricos como alternativa de suprimento de demandas menos restritivas, sendo opção importante para atividades que não necessitam de água potável para sua execução. Nesse contexto, alagados construídos de fluxo vertical (ACV) podem ser utilizados como pós-tratamento de esgoto sanitário, por se tratar de sistema de simples operação e manutenção se comparados aos sistemas convencionais. Os sistemas mencionados são constituídos basicamente por um meio filtrante (brita, areia grossa) que serve como suporte para bactérias (biofilme) e algum tipo de macrófitas.

ACVs são filtros de vazão vertical, onde existe uma série de dutos no fundo do meio filtrante que recolhem o efluente. A lâmina d'água, a exemplo do sistema de fluxo horizontal subsuperficial, não fica exposta à atmosfera. Este tipo de alagado construído apresenta condições de aerobiose mais intensas que aqueles de fluxo horizontal e, portanto, são mais eficientes na remoção de DBO e na nitrificação, porém não promovem boa desnitrificação e são menos eficientes na remoção de sólidos suspensos e fósforo (KORBOULEWSKY *et al.*, 2011).

De acordo com El-Khateeb *et al.* (2009), os mecanismos de remoção associados aos alagados construídos incluem sedimentação, coagulação, adsorção, filtração, assimilação biológica e transformação microbológica. Estudos com alagados construídos, com vistas ao reúso do efluente, têm sido realizados ao redor do mundo, incluindo monitoramento e tentativas de modelagem de funcionamento desses sistemas, principalmente em instalações de escala reduzida. Ainda assim, existem lacunas de informação importantes, particularmente em países de clima tropical, como o Brasil, onde os estudos publicados são relativamente recentes (CALIJURI *et al.*, 2009).

Neste sentido, este trabalho objetivou avaliar alagados verticais operados sob alta taxa de aplicação como pós-tratamento de reator anaeróbio (UASB), buscando alternativas de reúso para o efluente.

MATERIAIS E MÉTODOS

O experimento foi realizado na Unidade Experimental de Tratamento de Esgotos e Utilização de Efluentes da Violeira, em Viçosa, Minas Gerais (latitude: 20°45'14''S, longitude: 42°52'53''W, altitude: 650m), de janeiro a setembro de 2011, com coletas semanais, totalizando 34 campanhas de amostragens.

Foi utilizado efluente de reator UASB em escala real com vazão média de 115m³d⁻¹, volume de 48m³, altura de 5,70m e tempo de detenção hidráulica (TDH) de 7h. Esse efluente seguia para dois ACVs construídos em paralelo, que funcionavam como repetição.

Os ACVs consistiam em tanques cilíndricos de plástico, com diâmetro de 0,57m e altura de 0,76m. Os tanques foram preenchidos com uma mescla de brita n° 0 (D=9,5 mm) e n°1 (D=19,0 mm), até a altura de 0,57 m. Foram plantadas mudas de Tifton (*Cynodon sp.*). Os ACVs foram operados com TDH de 0,42 dias e taxa de aplicação superficial de 1,63 ± 0,57 m³ m⁻² d⁻¹. Diversos estudos utilizaram taxas de aplicação inferiores, não ultrapassando 0,90 m³m⁻² d⁻¹ (KANTAWANICHKUL *et al.*, 2009; KADLEC *et al.*, 2010; DAN *et al.*, 2011; CHANG *et al.* 2012), justificando o uso do termo alagados construídos de alta taxa para o presente estudo. O intuito da utilização da elevada taxa de aplicação foi avaliar o comportamento dos referidos sistemas sob essas condições, e com isso otimizá-los em relação à área requerida.

As amostras foram coletadas no reservatório de alimentação dos alagados verticais e próximas ao dispositivo de saída de efluente do mesmo, de forma composta, das 8 às 16 horas, com intervalo de duas horas para cada coleta. As variáveis monitoradas foram: DQO (5220D), sólidos em suspensão (2540D), turbidez (2130B), pH (4500 – H+B), temperatura (2550B), oxigênio dissolvido (4500-0G), nitrogênio amoniacal (4500 – NH3C), nitrato (4500 – NO3E), fósforo total (4500-PA) e *Escherichia coli* (*E. coli*) (Colilert®) de acordo com o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005). Entre parênteses, na frente de cada variável monitorada, encontra-se o número do procedimento adotado em cada análise.

Os dados obtidos foram confrontados com os limites sugeridos pela NBR 13969 de 1997, que dispõe sobre o reúso de efluentes em diferentes atividades, divididas em classes, as quais são apresentadas abaixo:

- Classe 1: lavagem de veículos e outros usos que requerem o contato direto do usuário com a água, com possível aspiração de aerossóis pelo operador incluído chafarizes;
- Classe 2: lavagens de pisos, calçadas e irrigação de jardins, manutenção de lagos e canais para fins paisagísticos, exceto chafarizes;
- Classe 3: reúso nas descargas de vasos sanitários;
- Classe 4: reúso em pomares, cereais, forragens, pastagens para gados e outros cultivos através de escoamento superficial ou por sistema de irrigação pontual.

A Tabela 1 apresenta os limites sugeridos para cada classe:

Tabela 1: Padrões estabelecidos pela NBR 13969/1997 para reúso não potável

	Turbidez (uT)	Coliformes fecais (NMP 100mL ⁻¹)	Sólidos Dissolvidos (mgL ⁻¹)	pH	Cloro livre (mgL ⁻¹)	OD (mgL ⁻¹)
Classe 1	5	<200	<200	Entre 6 e 9	Entre 0,5 e 1,5	-
Classe 2	5	<500	-	-	>0,5	-
Classe 3	10	<500	-	-	-	-
Classe 4	-	<500	-	-	-	>2,0

Muito embora a norma utilizada para comparação dos resultados para o reúso apresente valores de coliformes fecais, foram realizadas análises de *Escherichia coli* (*E. coli*), já que este é um organismo mais representativo da contaminação fecal, devido ao fato de ele ser exclusivo do trato intestinal de animais de sangue quente. Ou seja, se os valores exigidos forem atendidos para *E. coli*, logo serão atendidos para coliformes totais e coliformes fecais.

Valores de *E. coli* foram também confrontados de acordo com as diretrizes da OMS (Organização Mundial da Saúde) para reúso na agricultura restrita e psicultura (10⁴ *E. coli* NMP 100 mL⁻¹) e irrestrita (10³ *E. coli* NMP 100 mL⁻¹).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 2 apresenta os resultados (média e desvio padrão) obtidos para as variáveis de qualidade da água no afluente e no efluente dos alagados construídos, assim como a remoção alcançada.

Tabela 2: Resultados das variáveis avaliadas nos alagados construídos de fluxo vertical

	Afluente	Efluente	Remoção (%)
DQO (mgL ⁻¹)	274 ± 51	133 ± 34	52
SST (mgL ⁻¹)	91 ± 34	51 ± 25	44
Turbidez (uT)	106 ± 35	39 ± 14	63
pH	6,8 ± 0,06	6,8 ± 0,79	-
Temp (°C)	21,8 ± 1,0	20,9 ± 2,0	-
OD (mgL ⁻¹)	1,0 ± 0,83	2,0 ± 0,72	-
NO ₃ ⁻ (mgL ⁻¹)	7,0 ± 5,5	10 ± 8	-43
N-NH ₄ ⁺ (mgL ⁻¹)	40 ± 14	32 ± 13	20
NTK (mgL ⁻¹)	50 ± 17	40 ± 16	20
P total	7,0 ± 0,8	6,0 ± 2,0	14

Remoção de matéria orgânica e SST

O sistema apresentou remoção de DQO de 52%, aquém de remoções como as de Jia *et al.* (2010) e Prochaska *et al.* (2007). Ambos os trabalhos foram realizados em batelada, e obtiveram remoções de 96,03 e 97,81%, respectivamente. A explicação para tal fato provavelmente está relacionada à taxa de aplicação no sistema avaliado, que foi muito superior as dos estudos mencionados (0,10 m³m⁻²d⁻¹ e 0,08 m³m⁻²d⁻¹, respectivamente).

Kadlec *et al.* (2004) afirmam que a remoção de matéria orgânica em alagados construídos se dá por processos tais como sedimentação e filtração no meio suporte, raízes e rizomas das macrófitas. A sedimentação ocorre em razão da baixa velocidade de escoamento, e a filtração em função do crescimento de microrganismos aderidos ao meio suporte. Dessa forma, a elevada taxa de aplicação superficial imposta ao sistema pode ter impedido que os referidos processos atuassem de maneira mais efetiva. Ainda nesse raciocínio, vale ressaltar que à medida que os trabalhos acima aumentaram a taxa de aplicação, houve diminuição da remoção de DQO. Além dos processos citados anteriormente, a matéria orgânica pode ser degradada por processos biológicos, realizados por bactérias que se desenvolvem dispersas no meio líquido e, principalmente, aderidas ao meio suporte (TRUU *et al.*, 2009).

Somado à questão da elevada taxa de aplicação superficial, a eficiência de remoção inferior desse trabalho em comparação aos outros supracitados, também pode ser explicada pelo fato de se tratar de um efluente de reator UASB, ou seja, se tratar de um efluente mais recalcitrante, que já teve parte de sua matéria orgânica removida. Para sólidos suspensos totais (SST) a remoção foi de 44%, inferior à encontrada por Bastos *et al.* (2010), que foi de 70%, em alagados construídos de fluxo horizontal, também como pós-tratamento de reator UASB. Da mesma forma que influencia a remoção de matéria orgânica, a taxa de aplicação superficial pode influenciar a remoção de sólidos. Essa afirmação corrobora com o estudo realizado por Kantawanichkul *et al.* (2009), que obtiveram maiores remoções de sólidos suspensos e turbidez a medida que diminuíram a taxa de aplicação superficial.

Nutrientes

Calijuri *et al.* (2009) indicam que a remoção de fósforo em alagados construídos se dá basicamente por: armazenamento na biomassa vegetal e microbiológica, precipitação de compostos insolúveis e adsorção ao substrato. O ACV apresentou 14% de remoção média para fósforo total, resultado inferior ao reportado por Yaculk e Ugurlu (2009), que indicam remoções de 26 a 83%. Todavia, o tempo de detenção utilizado pelos autores citados foi superior, sendo de 8 e 12,5 dias, respectivamente.

O aumento na concentração de nitrato, ilustrado pela remoção negativa na tabela 2, foi de 43%, o que ressalta as condições de aerobiose nesse sistema. Todavia, Chang *et al.* (2012), também avaliando alagados construídos de fluxo vertical, afirmam que a nitrificação foi passo limitante para remoção de nitrogênio total. Os autores fazem essa afirmação com base na predominância de $N-NH_4^+$ na concentração de nitrogênio total do efluente, o que também aconteceu no presente estudo. Para esse, a remoção de nitrogênio amoniacal foi de 20%, semelhante ao resultado encontrado pelos autores citados acima, que foi de 22%.

A remoção de nitrogênio total foi de 12%. Valor similar ao encontrado por Wang *et al.* (2009), que avaliaram sistemas com diferentes taxas de aplicação, atingindo 18% de remoção para taxa de $1,4 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

Considerando que os valores de pH encontrados mantiveram-se próximos a neutralidade, o que inviabiliza a volatilização da amônia, ocorrida geralmente em pH acima de 8, e que o processo de desnitrificação ocorre em ambientes estritamente anóxicos (YI DING *et al.*, 2012), tal remoção pode ser atribuída à assimilação por parte das macrófitas e das bactérias que compõem o biofilme.

Atendimento a normas e padrões de reúso

Em relação à NBR 13969/1997, o sistema estudado apresentou valores de turbidez aceitáveis para as classes 1 e 2 em 22,5% das amostras analisadas, enquanto que, para a classe 3 esse valor foi de 58%. Já valores de OD para a classe 4 foram aceitáveis em 84% das amostras. As Figuras 1 e 2 apresentam os valores encontrados durante o período experimental.

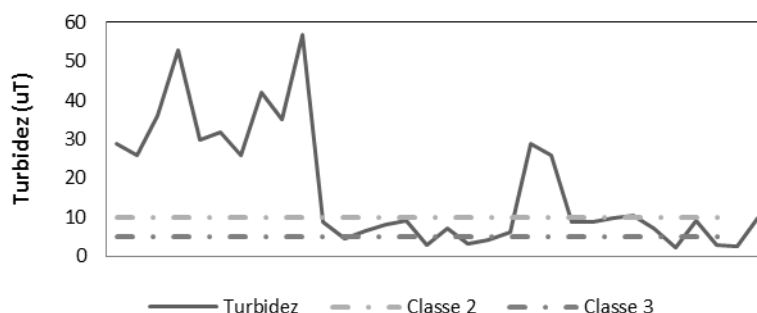


Figura 1: Valores de turbidez ao longo do experimento e classes estabelecidas pela NBR 13969.

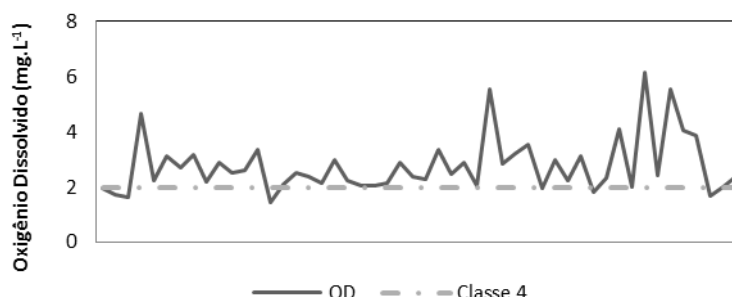


Figura 2: Valores de OD ao longo do experimento e classes estabelecidas pela NBR 13969.

Os maiores valores de turbidez encontrados no início da operação podem ser atribuídos ao período necessário para o crescimento do biofilme filtrante (RAGUSA *et al.*, 2004). Desconsiderando tal período, a classe 3 foi atendida em 86% das amostras, enquanto as classes 1 e 2 em 31%. A necessidade de se atingir determinados padrões para turbidez está relacionada à possibilidade de entupimento em tubulações devido ao acúmulo de partículas suspensas, à aceitação por parte dos usuários, devido ao aspecto que o efluente possa apresentar, e principalmente à interferência no processo de desinfecção. Como citado acima, após o tempo inicial necessário para crescimento e adaptação dos microrganismos existentes nos ACVs, os valores de turbidez mostraram-se satisfatórios, sobretudo para a classe 3.

No que diz respeito à remoção de organismos indicadores de contaminação fecal, o efluente dos ACVs apresentou em média uma unidade logarítmica de eficiência, alcançando valores na ordem de 10^4 NMP 100mL^{-1} para *E. coli*, o que não é suficiente para qualquer uma das classes sugeridas. Com isso, uma etapa de desinfecção se mostra indispensável para esse sistema. Como alternativa, a cloração atuaria não só no incremento da remoção de organismos patogênicos, mas também na garantia de cloro residual exigido nas classes 1 e 2, afim de evitar a proliferação de microrganismos na rede de distribuição. Vale ressaltar ainda que, Grant *et al.* (2002) afirmam que maiores remoções de patógenos podem ser obtidas a partir de elevados tempos de detenção hidráulica. O TDH utilizado nesse experimento foi de 0,42 dias, e, portanto, o acréscimo do mesmo pode acarretar em melhores resultados de *E. coli* no efluente final.

Já de acordo com as diretrizes da OMS para, o efluente apresentou condições de reúso na agricultura restrita e piscicultura (10^4 *E.coli* NMP 100 mL^{-1}).

CONCLUSÕES

Os alagados construídos de fluxo vertical contribuíram para o pós-tratamento do efluente de reator UASB, mas não permitiram o atendimento aos valores estabelecidos em todas as classes da NBR 13696 de 1997. Em termos de turbidez, apenas para a classe 3, a porcentagem de atendimento foi elevada. A modificação da taxa de aplicação superficial, ou mesmo do tempo de detenção, pode representar uma alternativa para aumentar a eficiência do sistema.

A inclusão de dispositivo de desinfecção se faz necessária para atendimento à NBR 13696 de 1997. Como mencionado anteriormente, a cloração seria um mecanismo indicado. Em relação aos padrões da OMS, as concentrações de *E. coli* obtidas permitem o reúso em algumas atividades, no entanto, a adoção da desinfecção pode ampliar esse leque de possibilidades, aumentando também a viabilidade do sistema estudado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 13696/1997. Tanques sépticos - unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - projeto, construção e operação. Rio de Janeiro: ABNT, 1997.
2. APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21.ed. Washington DC: APHA, 2005.
3. Bastos, R. K. X.; Calijuri, M. L.; Bevilacqua, P. D.; Rios, E. N.; Dias, E. H. O.; Capelete, B. C.; Magalhães, T. B. Post-treatment of UASB reactor effluent in waste stabilization ponds and in horizontal flow constructed wetlands: a comparative study in pilot scale in Southeast Brazil. *Water Science and Technology*, 61, pp. 995 – 1001. 2010.
4. Calijuri, M. L.; Bastos, R. K. X.; Magalhães, T. B.; Capelete, B. C.; Dias, E. H. O. Domestic wastewater treatment in UASB-horizontal flow constructed wetlands systems: organic matter, solids, nutrients and coliforms removal. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.14, 3, pp. 421 – 430. 2009.
5. Chang, J; Wu, S.; Dai, Y.; Liang, W.; Wu, Z. Treatment performance of integrated vertical-flow constructed wetland plots for domestic wastewater. *Ecological Engineering*, 44, pp. 152-159. 2012.
6. Dan, T.H.; Quang, L.N.; Chiem, N.H.; Brix, H. Treatment of high-strength wastewater in tropical constructed wetlands planted with *Sesbania sesban*: Horizontal subsurface low versus vertical downflow. *Ecological Engineering*, 37, pp. 711-720. 2011.
7. Ding, Y., Song, X., Wang, Y., Yan, D. Effects of dissolved oxygen and influent COD/N ratios on nitrogen removal in horizontal subsurface flow constructed wetland. *Ecological Engineering*, 46, pp. 107– 111. 2012.
8. El-Khateeb, M. A., Al-Herrawy, A. Z., Kamel, M. M., El-Gohary, F. A. Use of wetlands as post-treatment of anaerobically treated effluent. *Desalination*, 245 (1-3), pp. 50-59. 2009.
9. Grant, M., Hill, G., Holbrook, C., Lymburner, P., McTavish, A. e Sundby, A. *Water Management and Waste Water Treatment at the University of British Columbia: A Study for Sustainable Alternatives*. Thesis of the Bachelor of Science in Environmental Science. University of British Columbia, 148p. 2002.
10. Jia, W., Zhang, J., Wu, J., Xie, H., Zhang, B. Effect of intermittent operation on contaminant removal and plant growth in vertical flow constructed wetlands: A microcosm experiment. *Desalination*, 262, pp. 202-208. 2010.
11. Kadlec, R. H. Wetland to pond treatment gradients. 6th International Conference on Waste Stabilization Ponds and 9th International Conference on Wetland Systems. Avignon. Communications of common interestAntony Cedex: Cemagref. pp. 35 - 42. 2004.
12. Kadlec, R.H., Zmarthie, L.A. Wetland treatment of leachate from a closed landfill. *Ecological Engineering*, 36, pp. 946-957. 2010.
13. Kantawanichkul, S., Kladprasert, S., Brix, H. Treatment of high-strength wastewater in tropical vertical flow constructed wetlands planted with *Typha angustifolia* and *Cyperus involucratus*. *Ecological Engineering*, 35, pp. 238-247. 2009.
14. Korboulewsky, N; Wang, R.; Baldy, V. Purification processes involved in sludge treatment by vertical flow wetland system: Focus on the role of the substrate and plants on N and P removal. *Bioresource Technology*, 105, pp. 9-14. 2011.
15. Li, F., Wichmann, K., Otterpohl, R. Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses. *Science of the Total Environment*, 407, pp. 3439-3449. 2009.
16. Prochaska, C.A.; Zouboulis, A.I.; Eskridge, K.M. Performance of pilot-scale vertical-flow constructed wetlands, as affected by season, substrate, hydraulic load and frequency of application of simulated urban sewage. *Ecological Engineering*, v.31, n.1, p.57-66. 2007.
17. Ragusa, S.R., McNevin, D., Qasem, S., Mitchell, C. Indicators of biofilm development and a activity in constructed wetlands microcosms. *Water Research*, 38, pp. 2865-2873. 2004.
18. Truu, M.; Juhanson, J.; Truu, J. Microbial biomass, activity and community composition in constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, 407, pp. 3958 – 3971. 2009.

19. Wang X., Han B.-p., Shi Y.-z., Pang Z.-q. Advanced wastewater treatment by integrated vertical flow constructed wetland with vetiveria zizanioides in north China *Procedia Earth and Planetary Science*, 1 (1) , pp. 1258-1262. 2009.
20. World Health Organization 2006a Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater. Volume 2: Wastewater and Excreta Use in Agriculture. WHO, Geneva.
21. Yalcuk A., Ugurlu A. Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment *Bioresource Technology*, 100 (9) , pp. 2521-2526. 2009.