

III-070 - UTILIZAÇÃO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS COMO UNIDADE DE POLIMENTO NO TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS

Juliana Yoshie Horisawa⁽¹⁾

Bióloga pela Universidade Gama Filho (UGF) e Mestranda em Engenharia Ambiental pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ).

João Alberto Ferreira⁽²⁾

D.Sc. em Saúde Pública pela ENSP - Fundação Oswaldo Cruz e M.Sc. em Engenharia Ambiental pelo Manhattan College, New York, USA. Professor Associado do Depto. de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente – Faculdade de Engenharia - UERJ.

Daniele Maia Bila⁽³⁾

Engenheira Química pela Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ), Mestre em Engenharia Química pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Doutora em Engenharia Química pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Prof. Adjunto no Depto. de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente e da FEN/UERJ, Coordenadora do Mestrado em Engenharia Ambiental da UERJ

Jarina Couto⁽⁴⁾

Química, pela Fundação Técnico Educacional Souza Marques (FTESM), Mestranda em Engenharia de Biocombustíveis e Petroquímica, EQ/UFRJ, Pesquisadora bolsista CNPq – UERJ.

Endereço⁽¹⁾: Rua Oitenta e Sete, Qd 131 Lt 4 casa 1, Engenho do Mato- Niterói – Rio de Janeiro - RJ - CEP: 24344 –587 Brasil- Tel: +55 (21) 9605-0380 - e-mail: ju.horisawa@hotmail.com

RESUMO

A grande quantidade de resíduos sólidos gerados nas cidades é um desafio para o saneamento ambiental no Brasil. A fim de se reduzir os impactos gerados ao meio ambiente e à saúde pública, é necessário que haja um gerenciamento adequado, desde a coleta até a disposição final, desses resíduos sólidos urbanos. Os aterros sanitários permitem um maior controle ambiental, desde que sejam bem projetados e operados. A decomposição da matéria orgânica presente nesses resíduos, somada às águas das chuvas gera o lixiviado, líquido com alto potencial poluidor. Várias formas de tratamento são propostas com a finalidade de tornar o lixiviado menos poluente ao meio ambiente. *Wetlands* construídos tem se mostrado uma alternativa eficiente para a remoção de poluentes em lixiviados, além dos baixos custos operacionais e de implantação. O presente estudo investigou o uso de *wetlands* subsuperficiais em escala-piloto para o tratamento de um lixiviado pré-tratado. Os *wetlands* foram monitorados com a finalidade de se obter remoções de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal remanescentes do processo de lodos ativados. As maiores reduções percentuais de concentração de nitrogênio amoniacal total, DQO e COD foram, 91%, 42% e 35%, respectivamente. Os resultados dos ensaios de toxicidade realizados com os organismos *Vibrio fischeri* e *Danio rerio* revelaram que, a toxicidade do lixiviado foi reduzida ao ser tratado pelo *wetland*.

PALAVRAS-CHAVE: Wetlands subsuperficiais, lixiviado, tratamento, *Vibrio fischeri* e *Danio rerio*.

INTRODUÇÃO

Nos aterros sanitários, os resíduos sólidos estão sujeitos a uma combinação de processos físicos, químicos e biológicos. O resultado da decomposição da matéria orgânica presente nesses resíduos somado às águas de origem externa, como as águas das chuvas, subterrâneas ou de superfície, que penetram nessas camadas, gera o lixiviado (Tchobanoglous et al., 1993). Lixiviado é o líquido que percola pelas camadas de resíduos em um aterro sanitário. Nesse processo são solubilizadas substâncias orgânicas e inorgânicas, na sua forma dissolvida e coloidal. Consequentemente, o fator determinante na vazão de lixiviados em um aterro sanitário, é o volume de chuva infiltrada, enquanto o fator que determinará as características físicas químicas e microbiológicas do lixiviado serão as características dos resíduos aterrados (Lange e Amaral, 2009).

O lixiviado possui uma elevada concentração de matéria orgânica que, se lançado diretamente nos corpos d'água, consumiria uma grande quantidade de oxigênio no processo de decomposição, prejudicando a flora e a fauna presentes nesses ambientes. Além disso, substâncias tóxicas dissolvidas ou em suspensão podem ser

encontradas no lixiviado, trazendo risco de contaminação aos ecossistemas. Portanto, devido às suas características poluentes, se faz necessário que este efluente passe por um sistema de tratamento antes de ser descartado nos corpos d'água.

Atualmente são empregadas várias tecnologias no tratamento de lixiviado, com a finalidade de torná-lo menos poluente ao meio ambiente. As tecnologias utilizadas são similares às de tratamento de esgotos (Almeida e Vilhena, 2000). As diferenças estão nos valores dos parâmetros envolvidos, os lixiviados possuem altas concentrações de substâncias orgânicas e inorgânicas, como o nitrogênio, por exemplo, enquanto os esgotos domésticos possuem altas concentrações de fósforo (Mannarino et al., 2011).

Dentre as tecnologias utilizadas no tratamento de lixiviados destacam-se, a recirculação no aterro sanitário, os tratamentos físico-químicos, o tratamento biológico e os sistemas alternativos, como a evaporação e os wetlands construído.

Os wetlands construídos são sistemas artificialmente construídos empregando diferentes tecnologias, constituídos de macrófitas aquáticas em diferentes substratos tais como: areia, cascalho, brita ou outro material inerte. Reproduzem os ecossistemas naturais, tratando efluentes através de processos físicos, químicos e biológicos, absorvendo material orgânico, nutrientes e metais pesados.

Wetlands construídos têm sido utilizados para uma série de aplicações incluindo: águas de drenagem ácidas oriundas da mineração de carvão, águas pluviais, efluentes secundários de estações de tratamento de esgotos e, mais recentemente, lixiviados de aterros sanitários (Mitsch e Gosselink, 2000; Bobberten e Nickerson, 1991). As formas com que os poluentes são removidos nos *wetlands* construídos abrangem uma variedade de processos físicos, químicos e biológicos, promovidos pelos microrganismos, principalmente bactérias, e pelas macrófitas do meio. Os processos de tratamento incluem sedimentação, filtração, precipitação, sorção, decomposição microbiológica, nitrificação e desnitrificação (Kadleck e Wallace, 2008).

Em wetlands subsuperficiais, o processo de depuração e transformação dos elementos físicos, químicos e biológicos se dá através de uma combinação de elementos e mecanismos. Nos wetlands como sistema de tratamento, as reações microbiológicas são os fatores que mais influenciam na remoção de nutrientes. Através da formação do biofilme bacteriano aderido ao meio filtrante e às raízes das plantas, processos de decomposição da matéria orgânica irão ocorrer por degradação microbiana e por processos físico-químicos que ocorrem nas regiões anaeróbias, anóxicas e aeróbias (Faulwetter et al., 2009).

A matéria carbonácea, usualmente medida em DBO e DQO é, na maior parte, utilizada pelos microrganismos aderidos ao biofilme em seu metabolismo e reprodução. A remoção do material particulado é elevada em todos os tipos de wetlands construídos, sendo removido principalmente por filtração e sedimentação. A decomposição e incorporação do material particulado ao biofilme bacteriano também são responsáveis pela redução da concentração dos sólidos totais (Vyzamal, 2010; Philippi e Sezerino, 2004).

A aplicação de wetlands construídos no tratamento de lixiviados de aterros sanitários começou no final da década de 80 e início da década de 90, com a utilização das tecnologias de escoamento superficial e subsuperficial (Kadleck e Wallace, 2008). As características dos processos naturais dos wetlands ajudam a reduzir grande parte dos contaminantes presentes nos lixiviados, como a amônia, fósforo, sólidos suspensos e nutrientes na forma de DQO, COD e DBO.

O presente trabalho tem como proposta avaliar a eficiência de wetlands subsuperficiais, como parte do tratamento de polimento do lixiviado tratado por lodos ativados, na remoção de matéria orgânica e nitrogênio remanescentes. Ensaio ecotoxicológicos foram realizados, nos afluentes e efluentes dos wetlands, como uma ferramenta auxiliar na avaliação da eficiência do sistema proposto, pois os parâmetros físico-químicos não fornecem respostas do efeito causado pelo despejo desses efluentes nos corpos d'água, ao meio ambiente.

MATERIAIS E MÉTODOS

Em Setembro de 2011 dois wetlands em pequena escala foram montados no aterro. Foram utilizadas caixas com medidas internas de 48,5 x 39,5 x 24,5 cm, e com um volume útil de 46 litros. Em cada caixa foram feitos dois drenos inferiores de aproximadamente 2,0 cm de diâmetro. As caixas foram preenchidas com brita número 3 até uma altura de 10 cm e, posteriormente com solo, também ocupando uma altura de mais 10 cm, onde foram plantadas as mudas de taboa (*Thypha* spp), aproximadamente 18 em cada caixa. Os wetlands tiveram seus fluxos operados por batelada, com um tempo de detenção hidráulica de 7 dias.

Foram realizados testes de toxicidade segundo as normas: NBR 15088 (ABNT-2004), com o peixe Danio rerio, e NBR 15411-3 (ABNT-2006), com a bactéria luminescente *Vibrio fischeri*. Foram determinados valores de CL50%, para o peixe e, CE50%, para *Vibrio fischeri*.

Do início do experimento, em setembro de 2011, até janeiro de 2012, as plantas apresentaram um bom crescimento, porém em fevereiro de 2012, o wetland começou a apresentar problemas. As folhas das plantas começaram a ficar amareladas e elas foram morrendo aos poucos, até ser necessário um replantio em março de 2012. Neste mesmo período, por motivos operacionais a estação apresentou uma redução na eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal total, tendo o afluente ao wetland concentrações cada vez maiores dessas substâncias.

Devido à morte e replantio das taboas, o experimento foi dividido em seis fases. A fase 1 se estendeu de setembro de 2011 até março de 2012. Foi realizado um replantio de taboa nesse mesmo mês e a fase 2 durou aproximadamente 3 meses até junho de 2012, quando houve um novo replantio. A fase 3 foi de junho a julho de 2012 quando se encerrou o experimento novamente com a morte das plantas. Nota-se que as plantas apresentaram melhor crescimento nas duas fases iniciais de experimento e, a partir da fase 3 começaram a ter problemas de adaptação ao efluente.

As pesquisas foram retomadas em outubro, com algumas modificações. Para o início da fase 4, que durou de outubro de 2012 a janeiro de 2013, foram acrescentados mais dois vasos idênticos aos que já estavam montados, passando a operar 4 wetlands, dos quais 3 foram alimentados com o efluente do processo biológico e 1 serviu como controle, alimentado com água da torneira. Nesta fase foi utilizada uma lona transparente para cobrir os vasos, a fim de que não ficassem expostos à chuva, e assim não houvesse um fator alterando o volume. Vale ressaltar que a lona não interferiu na temperatura local, já que a área permaneceu aberta nas laterais. A quantidade de parâmetros analisados também aumentou, para um melhor entendimento do ciclo do nitrogênio amoniacal após o tratamento dos efluentes pelos wetlands. Foram acrescentadas as análises de nitrato, nitrato e alcalinidade, realizadas conforme descrito em APHA, AWWA, WEF (APHA, 2005).

Em meados de dezembro de 2012 as plantas alimentadas com o efluente do tratamento biológico ficaram amareladas e, após uma semana morreram. Contudo, no controle, alimentado com água, as plantas não morreram, dando início à fase 5 da pesquisa.

Em janeiro de 2013, com a morte das plantas alimentadas com o efluente do tratamento biológico, foi feita uma inversão. O wetland 4, alimentado com água até o momento, apresentava plantas bem desenvolvidas, passou a ser alimentado com o efluente do tratamento biológico. Dos outros três vasos, após o replantio, dois deles passaram a servir de controle e o outro continuou a ser alimentado com o efluente do tratamento biológico. O wetland 4, o controle, após ser alimentado com o efluente do tratamento biológico, apresentou sinais de estresse em dois dias e, no final da semana as plantas estavam mortas.

Após a fase 5, em janeiro de 2013, optou-se por replantar duas caixas e, alimentar uma delas com água e a outra com o efluente do tratamento biológico diluído (50%), foi a fase 6 do estudo.

Para um melhor entendimento do que ocorreu durante as fases, a Tabela 1 apresenta um resumo dos efluentes alimentados aos wetlands em todo o período de pesquisa.

Tabela 1- Período de operação e afluentes aos wetlands nas 6 fases.

Fases	Períodos	Afluente			
		Wetland 1	Wetland 2	Wetland 3	Wetland 4
1	set 2011 a mar 2012	efluente*	efluente*	—	—
2	mar a jun 2012	efluente*	efluente*	—	—
3	jun e jul 2012	efluente*	efluente*	—	—
4	out 2012 a jan 2013	efluente*	efluente*	efluente*	água
5	jan 2013	água	água	efluente*	efluente*
6	jan e fev 2013	água/efluente*	água	água	—

Na Tabela 2 está apresentado o total de coletas feitas durante o período de experimento em cada *wetland*. Durante as fases 5 e 6 não houve coleta dos efluentes, pois a fase 5 durou 1 semana e na fase 6 a eficiência dos sistemas não estava sendo analisada, e sim a sobrevivência das mudas de taboa replantadas.

Tabela 2 - Período de operação e número de amostras coletadas nos *wetlands* durante as 4 fases.

Fases	Períodos	Nº de Amostras					
		Wetland 1		Wetland 2		Wetland 3	
		E	S	E	S	E	S
1	set 2011 a mar 2012	15	12*	15	15	—	—
2	mar a jun 2012	6	6	6	6	—	—
3	jun e jul 2012	2	2	2	2	—	—
4	out 2012 a jan 2013	9	9	9	9	9	9

*A 1ª etapa do *wetland* 1 possui um número de amostras na saída menor do que na entrada, pois por três vezes no dia da coleta, todo o efluente havia secado.

Nos resultados serão utilizadas as siglas: Ent para os efluentes do tratamento biológico, seguidas de numeração da respectiva fase da pesquisa, e W para os wetlands, 1, 2 e 3.

RESULTADOS

Os resultados experimentais apresentados neste estudo referem-se ao monitoramento dos wetlands. Após a montagem dos protótipos, foram estudadas as reduções de concentração e carga dos poluentes do efluente do tratamento biológico e também a redução do volume desse efluente, ao ser tratado pelos wetlands. Resultados de ensaios de toxicidade do efluente do tratamento biológico e do efluente do wetland também são apresentados.

As características físico-químicas do efluente do tratamento biológico estão apresentadas nas Tabelas 3.

Tabela 3 - Caracterização físico-química do lixiviado tratado pelo processo de lodos ativados realizada no período de agosto de 2011 e maio de 2012.

Parâmetro	n	Intervalo de Variação	Mediana
DQO ($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$)	10	984 - 2115	1527
DBO ₅ ($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$)	5	6 - 118	57
COD (mg L^{-1})	10	281 - 580	424
DQO/COD	10	2,9 - 4,6	3,5
pH	10	7 - 8,4	7
N-NH ₃ (mg L^{-1})	10	118 - 457	224
Nitrato ($\text{mg NO}_3^- \text{ L}^{-1}$)	3	465 - 709	511
Fósforo (mg P L^{-1})	10	0 - 12	1,5
Alcalinidade ($\text{mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$)	10	26 - 1361	315

Redução da Concentração de Nitrogênio Amoniacal (N-NH₃)

A redução da concentração do nitrogênio amoniacal de lixiviados de aterros sanitários é particularmente importante. Elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal provocam o consumo de oxigênio dissolvido das águas naturais ao serem oxidados biologicamente e provocam a eutrofização. Portanto é importante que, um efluente, ao ser descartado tenha baixas concentrações de nitrogênio amoniacal. A remoção de nitrogênio em sistemas de wetlands inclui os processos de nitrificação, denitrificação, volatilização e incorporação à biomassa das plantas (Saeed e Sun, 2012).

Os valores de concentração de nitrogênio amoniacal do efluente do tratamento biológico e do efluente dos wetlands foram monitorados durante o período de experimento de setembro de 2011 a janeiro de 2013, durante as fases 1, 2, 3 e 4, conforme representado na Tabela 5.

Tabela 5 - Concentrações médias de nitrogênio amoniacal no efluente do tratamento biológico e nos efluentes dos wetlands nas fases 1, 2, 3 e 4.

N-NH ₃				
Fases	Entrada (mgL ⁻¹) (n)	Saída (mgL ⁻¹)		
		Wetland 1 (n)	Wetland 2 (n)	Wetland 3 (n)
1	190* (13)	18 (10)	31 (13)	—
2	385* (6)	46 (6)	31 (6)	—
3	490* (2)	341 (2)	293 (2)	—
4	204 (9)	117 (9)	103 (9)	113 (9)

*Esses valores de entrada são referentes apenas aos wetlands 1 e 2.

n= número de amostras

Os valores das concentrações de nitrogênio amoniacal da entrada e saída dos wetlands foram comparados, a fim de se obter um valor de redução percentual de concentração deste parâmetro. Esses valores estão representados na Figura 1.

A diferença das medianas das concentrações das entradas e das saídas, para as fases 1, 2 e 4, tem significância estatística ($p < 0,05$), realizado com o teste de Mann-Whitney. Na fase 3 não foi possível fazer a comparação, pois o número de dados foi insuficiente.

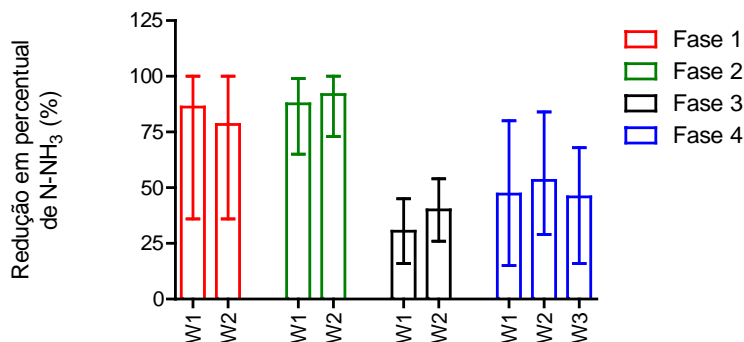


Figura 1- Valores das reduções de concentração de nitrogênio amoniacal, nos wetlands 1, 2 e 3, nas fases 1, 2, 3 e 4.

No presente estudo, as maiores eficiências foram alcançadas durante as duas primeiras fases, com remoções médias de concentração de nitrogênio amoniacal nas faixas de 86% e 78%, na fase 1 e , 87% e 91%, na fase 2, para os wetlands 1 e 2, respectivamente. Nas fases 3 e 4 esses valores reduziram, alcançando médias de 30 e 47%, para os wetlands 1 e 2, na fase 3, e 40, 53 e 46%, para os wetlands 1, 2 e 3, na fase 4.

Kadlec e Zmarthie (2010) e Campos et al. (2002) apresentam resultados semelhantes aos das fases 1 e 2 deste estudo, de 92 e 95%, respectivamente, entretanto o primeiro operou com um TDH bem superior ao utilizado neste estudo, de 62 dias, enquanto o segundo trabalhou em condições bem semelhantes. Mannarino et al. (2006) apresentam resultados de 45% de remoção do nitrogênio amoniacal em um wetland subsuperficial, em escala real, abaixo dos valores encontrados nas fases 1 e 2, tendo um TDH próximo ao utilizado neste estudo, de 9 dias.

Nivala et al. (2007) e Caselles-Orsorio e Garcia (2006) aumentaram a eficiência na redução de nitrogênio amoniacal em wetlands operando de forma que os sistemas fossem beneficiados pela introdução de oxigênio, permitindo a ocorrência da nitrificação. Os wetlands em escala piloto operados durante o presente trabalho, obtiveram reduções percentuais de nitrogênio amoniacal na faixa entre 78 e 91%, nas fases 1 e 2, sem um

beneficiamento na aeração dentro dos sistemas. Nessas duas fases iniciais, as plantas podem ter desenvolvido um importante papel na redução do nitrogênio amoniacal, promovendo a oxigenação do solo através dos rizomas, pois foram nessas fases que as taboas atingiram as maiores biomassas (Brix, 1994; Brix e Schierup, 1990, Brix, 1987), permitindo a ocorrência da nitrificação, uma das formas em que pode haver redução nas concentrações desse parâmetro.

Uma das outras formas pelo qual o nitrogênio amoniacal pode ser reduzido em wetlands, é sua perda pela volatilização. Perdas por volatilização de NH_3 podem ocorrer em valores de pH entre 12 e 13 (Leite et al. 2009), valor bem acima da faixa de pH do afluente ao wetland, que teve o valor máximo de 8,0 no efluente do tratamento biológico. A temperatura também é um parâmetro que pode influenciar na volatilização do nitrogênio amoniacal. Leite et al. (2009) demonstrou que altas temperaturas ambientes, acima de 21°C , influenciam na remoção do nitrogênio amoniacal. Essa temperatura é considerada baixa para o local e época nos quais foi realizado o experimento, durante as fases 1 e 2.

Valores de pH maiores do que 8,5 (Kadlec e Wallace, 2008) e menores do que 5,8 (Henze et al. apud Tanner et al., 2012) podem inibir os processos de nitrificação, afetando a eficiência do tratamento. Levando-se em consideração que valores de pH menores de 5,8 no afluente ao wetland ocorreram somente em dois dias de coleta, durante a fase 1, pode-se dizer que o pH no afluente não foi fator limitante ao processo de nitrificação.

Os valores de alcalinidade são, juntamente com os de pH, são limitantes ao processo de nitrificação, pois para valores abaixo de $50 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$, após a oxidação da amônia, faz-se necessário a adição forçada de alcalinidade com a finalidade de manter o pH e, com isso não inibir a nitrificação (Philippi e Sezerino, 2004). Os valores de alcalinidade do afluente do wetland foram monitorados durante a fase 4 da pesquisa, com valor mediano de $130 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$, não podendo ser considerado um fator limitante ao processo de nitrificação.

As concentrações de nitrito e nitrato também foram analisados na fase 4, com a finalidade de um melhor entendimento dos processos que estavam ocorrendo nos wetlands quanto a redução do nitrogênio amoniacal.

As concentrações de nitrato também foram analisadas em parte da fase 1, e nas fases 2 e 3.

A redução na concentração de nitrito, na 4ª fase, pode ser um indício da ocorrência do processo de nitrificação. As concentrações de nitrato foram reduzidas durante as fases 1, 2 e 3, indicando que pode ter ocorrido o processo de denitrificação ou que houve incorporação à biomassa das plantas. Na fase 4, ao ser realizado o teste de Mann-Whitney entre as medianas dos valores de pH e alcalinidade, dos afluentes e efluentes dos wetlands, a diferença teve significância estatística ($p < 0,05$). Segundo Sousa et al. 2005, a denitrificação ao consumir a acidez, aumenta a alcalinidade juntamente com o aumento do pH.

Durante as fases 1 e 2, das 39 amostras de efluente coletadas, nos dois wetlands, 17 delas alcançaram os limites impostos pela NT-202 (INEA), de 5 mg/L N-NH_3 .

Redução de Concentração de Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Os valores de concentração de DQO do efluente do tratamento biológico e do efluente dos wetlands foram monitorados durante o período de experimento de setembro de 2011 a janeiro de 2013, durante as fases 1, 2, 3 e 4, conforme representado na Tabela 6.

Tabela 6 - Concentrações médias de DQO no efluente do tratamento biológico e nos efluentes dos wetlands nas fases 1, 2, 3 e 4.

DQO				
Fases	Entrada (mg/L) (n)	Saída (mg/L)		
		Wetland 1 (n)	Wetland 2 (n)	Wetland 3 (n)
1	1491* (15)	898 (13)	1019 (15)	—
2	1791* (6)	1017 (6)	1009 (6)	—
3	2157* (2)	1501 (2)	1488 (2)	—
4	1545 (8)	1313 (8)	1210 (8)	1189 (8)

* Esses valores de entrada são referentes apenas aos wetlands 1 e 2.

n = número de amostras

A diferença das medianas das concentrações das entradas e das saídas, para as fases 1, 2 e 4, tem significância estatística ($p < 0,05$), realizado com o teste de Mann-Whitney. Na fase 3 não foi possível fazer a comparação, pois o número de dados foi insuficiente.

Os valores de DQO no afluente dos wetlands variou numa faixa de 1080 a 2303 mgL⁻¹. Após o wetland, o lixiviado apresentou reduções médias de 42 e 40%, na fase 1, 41 e 41%, na fase 2, 30 e 31%, na fase 3, para os wetlands 1, 2 e 3, e na fase 4, 21, 25 e 25%, para os wetlands 1, 2 e 3, conforme ilustrado na Figura 2.

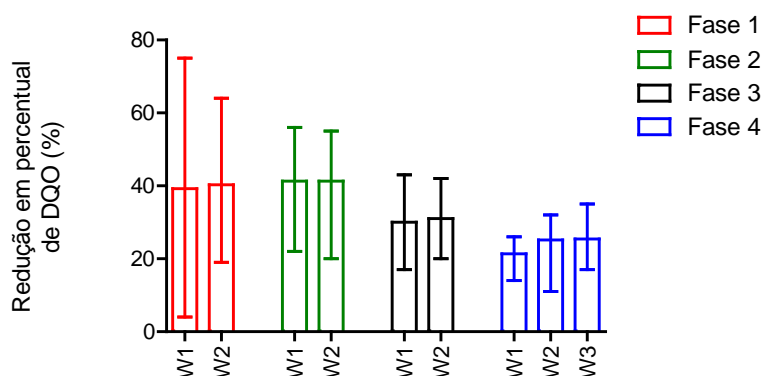


Figura 2 - Valores das reduções de concentração de DQO, nos wetlands 1, 2 e 3, durante as fases 1, 2, 3 e 4.

Os resultados de redução de DQO das fases 1 e 2 do presente trabalho podem estar associados à baixa concentração de compostos orgânicos biodegradáveis no lixiviado, dada a baixa correlação DBO/DQO (entre 0 e 0,1), característica de aterros antigos (Vyzamal e Kröpfelová, 2009; Yalcuk e Ugurlu, 2009; Sawaitayothin e Polprasert, 2007).

Durante o presente estudo, não foi feito o monitoramento do oxigênio dissolvido dentro dos wetlands, porém a redução das concentrações de DQO, nas fases 1 e 2, são próximos aos valores descritos por Nivala et al. (2007) que tiveram um aumento na eficiência do tratamento através de aeração forçada. Portanto o maior valor da eficiência apresentado por Nivala et al. (2007), de 60%, referente ao período de verão, é maior do que os resultados apresentados na presente pesquisa, localizada em um país de clima tropical. A remoção da matéria orgânica em wetlands pode ser influenciada pela temperatura (Saeed e Sun, 2012). Apesar disso, Yalcuk e Ugurlu (2009) não encontraram correlação entre seus resultados de redução de DQO e a temperatura local.

O tempo de residência influencia no tempo em que os microrganismos ficam em contato com o efluente, fazendo a decomposição da matéria orgânica, portanto a eficiência do tratamento por wetlands (Kadlec, 1998). A presente pesquisa operou com TDH de 7 dias, e as médias obtidas de redução de concentração de DQO, nos valores de 41% para as fase 1 e 2, são maiores do que as apresentadas por Mannarino (2003), que alcançou 31%, com um TDH de 9 dias. Yalcuk e Ugurlu (2009) trabalharam com dois TDH, e associaram a maior eficiência na redução de DQO, no sistema horizontal, ao maior TDH, de 12,5 dias.

As eficiência das fases 3 e 4 da pesquisa, podem ter sido afetadas pela pouca biomassa das plantas nesses períodos, não fornecendo oxigênio suficiente aos wetlands para a decomposição da matéria orgânica.

Os valores de DQO dos efluentes dos wetlands não conseguiram alcançar os limites estabelecidos pela DZ-205 (INEA, 2007) (<200 mgL⁻¹).

Redução de Concentração de Carbono Orgânico Dissolvido (COD)

O COD é o parâmetro indica a quantidade de carbono orgânico dissolvido presente em uma amostra. Várias classes de compostos orgânicos têm sido identificadas nos lixiviados que podem ser classificados em ácidos graxos de pequena massa molecular, substância húmicas e substâncias fúlvicas, entre outras (Kjeldsen et al., 2002).

Os valores de concentração de COD do efluente do tratamento biológico e do efluente dos wetlands foram monitorados durante o período de experimento de setembro de 2011 a janeiro de 2013, durante as fases 1, 2, 3 e 4, conforme representados na Tabela 7 e na Figura 3.

Tabela 7 - Concentrações médias de COD no efluente do tratamento biológico e nos efluentes dos wetlands nas fases 1, 2 e 3.

COD			
Fases	Entrada (mgL ⁻¹) (n)	Saída (mgL ⁻¹)	
		Wetland 1 (n)	Wetland 2 (n)
1	425 (15)	258 (13)	284 (15)
2	372 (6)	280 (6)	285 (6)
3	327 (2)	279 (2)	316 (2)

n = número de amostras

A diferença das medianas das concentrações de COD das entradas e das saídas, para as fases 1 e 2 tem significância estatística ($p < 0,05$), realizado com o teste de Mann-Whitney. Na fase 3 não foi possível fazer a comparação, pois o número de dados foi insuficiente.

As remoções de concentração de COD ficaram nas faixas de 44 e 35%, na fase 1, 29 e 32%, na fase 2, e 24 e 15% na fase 3, como pode ser observado na Figura 3.

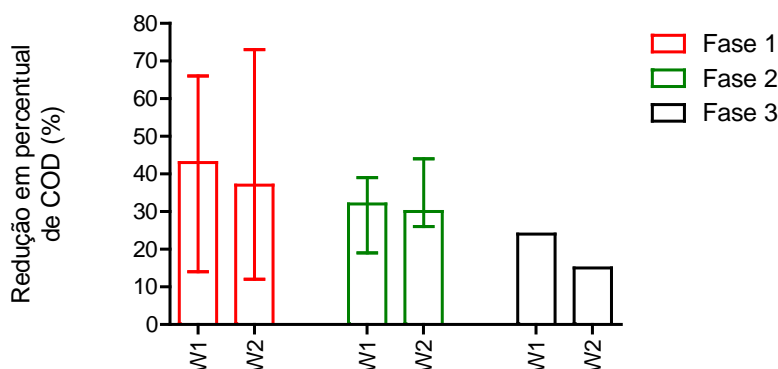


Figura 3 - Valores das reduções de concentração de COD, nos wetlands 1, 2 e 3, durante a pesquisa, nas fases 1, 2 e 3.

O fato de estar tratando um lixiviado de um aterro antigo pode ser uma das explicações para a baixa redução de concentração de COD. Aterros na fase metanogênica possuem em sua composição, elevadas concentrações de substâncias húmicas (Almeida e Vilhena, 2000), compostos associados à recalcitrância em lixiviados (Moravia, 2010). Entretanto, esta hipótese não pode ser confirmada, pois concentrações de ácidos húmicos não foram analisadas.

Toxicidade

Foram realizados testes de toxicidade com bactéria *Vibrio fischeri* durante a fase 2, e com 1 par de amostras da fase 3. Com o peixe *Danio rerio* foram realizados ensaios antes da montagem dos wetlands, com o lixiviado bruto, com o efluente do tratamento biológico, e com efluentes dos wetlands, durante a 3ª fase da pesquisa. Os resultados estão nas Tabelas 8, 9 e 10.

Tabela 8 - Resultados dos ensaios de toxicidade aguda com o peixe *Danio rerio* (48h), no lixiviado bruto e no efluente do tratamento biológico.

<i>Danio rerio</i>									
	Lixiviado bruto			Efluente do tratamento biológico					
CL 50(%)	2,19	2,23	2,08	33	17,7	30,8	17,52	17,68	16,7
UT	62,5	62,5	62,5	4	8	4	8	8	8

Tabela 9 - Resultados dos ensaios de toxicidade aguda com o peixe *Danio rerio* (48%), nos efluentes dos wetlands, na fase 4.

<i>Danio rerio</i>			
	Wetland 1	Wetland 2	Wetland 3
CL 50(%)	26,79	28,71	35,35
UT	4	4	4

Tabela 10 - Resultados dos ensaios de toxicidade aguda com a bactéria *Vibrio fischeri* (30 min.), nos efluentes dos wetlands, nas fases 2 e 3.

<i>Vibrio fischeri</i> - CE50(%)		
Entrada	Wetland 1	Wetland 2
46,86%	NT	NT
54,87%	NT	NT
53,62%	NT	NT
27,10%	NT	NT
46,23%	NT	NT
54,31%	NT	NT
38,38%	51,06%	24,61%

NT = não tóxico

Ao observar os resultados dos ensaios com o peixe *Danio rerio*, é possível perceber uma redução da toxicidade do lixiviado, com a aplicação dos tratamentos. Os efluentes do tratamento biológico apresentaram os valores de unidade de toxicidade (UT) ≤ 8 , valor máximo permitido pela NT-0213.R-4 (INEA, 1990) para descarte de efluentes. O efluente do tratamento biológico, ao ser tratado pelo wetland, apresentou redução de toxicidade.

Nos ensaios realizados com a bactéria *Vibrio fischeri*, percebe-se que praticamente todos os efluentes dos wetlands, com exceção da última coleta, tiveram redução de toxicidade. Os valores da CE50(%) desses efluentes foram $> 81\%$, sendo consideradas não tóxicas.

Alves et al. (2011) associou a redução da toxicidade em lixiviados, aos organismos *Danio rerio* e *Daphnia similis*, à redução das concentrações da amônia juntamente com reduções nos valores de DQO. Clément et al. (1997) atribuiu a redução da toxicidade em lixiviados à bactéria *Vibrio fischeri*, à redução de DQO.

No presente trabalho foi realizado o teste estatístico de Spearman, para correlacionar os valores de CE50 (%) de *Vibrio fischeri* com os valores de DQO, e com os valores de nitrogênio amoniacal. Os valores utilizados foram os do efluente do tratamento biológico, pois os efluentes dos wetlands não apresentaram toxicidade. Os resultados do teste estatístico estão na Tabela 11.

Tabela 11 - Resultados dos valores de r dos testes estatísticos de correlação de Spearman.

	Spearman r
DQO x CE50	0,0000
N-NH ₃ x CE50	-0,3095

O valor de $r = 0$ indica que as variáveis não variam juntas, ou seja, não há correlação entre os valores de DQO e CE50(%). O valor de $r = -0,3095$ indica que uma variável aumenta enquanto a outra diminui, ou seja, quanto maiores os valores de $N-NH_3$, menores os valores de CE50(%), para *Vibrio fischeri*. Os efluentes dos wetlands 1 e 2 que apresentaram toxicidade, possuem valores de concentração de $N-NH_3$ visivelmente maiores do que os outros efluentes, não tóxicos, conforme demonstra a Figura 4.

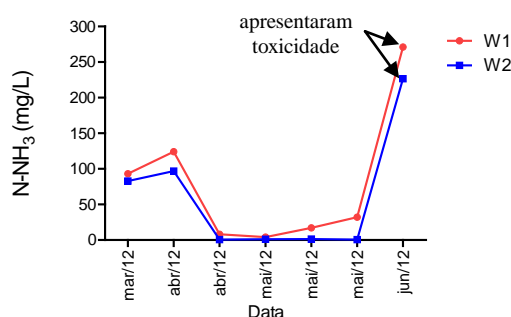


Figura 4 - Concentrações de $N-NH_3$ dos efluentes dos wetlands 1 e 2, nas fases 2 e 3.

As mudas de taboa plantadas no wetland em escala piloto apresentaram uma boa adaptação com um bom crescimento somente nas fases 1 e 2. A partir da fase 3, as plantas começaram a apresentar problemas de crescimento. No entanto alguns estudos também relatam sinais de estresse das macrófitas utilizadas nos wetlands (Chiemchaisri et al., 2009; Chiemchaisri et al., 2006; De Feo et al., 2005; Fraser et al., 2004; Surrency apud Clarke e Baldwin, 2002; Gersberg et al., 1986).

Todos esses estudos citados relacionam o mau desenvolvimento e até a morte das plantas à presença do nitrogênio amoniacal em vários níveis de concentrações apresentadas. No presente estudo foi possível perceber um aumento na concentração de NH_3 , de 190, 384, 490 e 204 mg/L , nas fases 1, 2, 3 e 4. É possível que a morte das plantas seja associada ao aumento das concentrações de nitrogênio amoniacal. Segundo Clément e Bouvet (1993) e Clément e Merlin (1995) a toxicidade dos lixiviados às plantas está associado à presença do nitrogênio amoniacal, que demonstrou efeitos com concentrações na faixa entre 100 e 1000 mg/L . Apesar de alguns autores citados acima terem relatado valores de nitrogênio amoniacal trazendo prejuízos aos wetlands bem maiores do que os encontrados neste trabalho, Fraser et al. (2004), Clarke e Baldwin (2002) e Surrency apud Clarke e Baldwin (2002) citam valores abaixo ou próximos dos encontrados durante as fases 2, 3 e 4, enquanto Gersberg et al. (1986) e Jackson e Gould apud Gersberg et al. (1986) relatam concentrações prejudiciais ao crescimento das plantas abaixo de 50 mg/L .

Durante a 1ª fase do experimento, a estação de tratamento de efluentes do aterro, passou por problemas operacionais em seu sistema de arraste de amônia por ar (stripping) a partir do início de novembro de 2011, ocasionando uma elevação na concentração do nitrogênio amoniacal no afluente ao wetland. A diferença entre as médias das concentrações de nitrogênio amoniacal dos períodos antes e depois deste problema operacional foi significativa, o que pode explicar o estresse e a morte das plantas.

Durante a fase 2, apesar dos wetlands terem operado com altas concentrações de nitrogênio amoniacal, foi observado que choveu durante as semanas de experimento fazendo com o efluente ficasse diluído, com exceção das duas últimas semanas, o que pode ter ocasionado a morte das plantas.

A fase 4 operou com a estação funcionando normalmente, entretanto as caixas estavam cobertas por uma lona, impedindo que o efluente fosse diluído pela chuva.

Após a morte das plantas na fase 4, somente o controle havia sobrevivido. Então na fase 5, as 3 caixas nas quais as plantas morreram, foram replantadas. Duas delas, 1 e 2, foram alimentadas com água e, as outras duas 3 e 4 (controle) foram alimentado com o efluente da saída do biológico. As plantas da caixa 4 ficaram amarelas e morreram em menos de uma semana. Com a tentativa de se obter uma resposta, já no final de janeiro de 2013, alimentou-se a caixa 1 com 50% de efluente da saída do biológico, e as caixas 2 e 3, continuaram sendo alimentadas com água. O monitoramento não durou muito tempo, entretanto até o dia 19 de fevereiro de 2013, as plantas não demonstraram sinais de estresse.

CONCLUSÕES

O sistema de tratamento proposto nesta pesquisa demonstrou bons resultados na redução das concentrações de nitrogênio amoniacal e matéria orgânica remanescentes de um lixiviado tratado por um processo físico-químico seguido por um tratamento biológico. A redução das concentrações de nitrogênio amoniacal alcançou um valor de 90%, na fase 2, e a redução de concentração de DQO e COD tiveram seus valores máximos na faixa de 40%, talvez por se tratar de um lixiviado característico de aterros velhos, com baixa biodegradabilidade e grande concentração de compostos recalcitrantes.

Ao ser tratado pelos wetlands perceber-se uma redução na toxicidade do efluente do tratamento biológico. Juntamente com a redução de concentração dos compostos orgânicos e inorgânicos, os wetlands tem um importante papel na redução do volume do efluente, o que foi possível perceber mesmo em épocas de intensa pluviosidade, quando os vasos estavam expostos ao tempo, nas fases 1, 2 e 3, chegando a evaporar todo efluente em algumas semanas de ensaio.

As plantas utilizadas no tratamento, as taboas, demonstraram alguns problemas de adaptação ao efluente, no entanto foi possível perceber que ao final da pesquisa, com a diluição do efluente com água de torneira, as mudas plantadas estavam se desenvolvendo bem.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à FINEP, ao CNPq, e à FAPERJ pelo apoio financeiro e à Companhia Municipal de Limpeza Urbana do Rio de Janeiro – COMLURB. Esse trabalho foi desenvolvido no escopo de um projeto de pesquisa sobre sistemas de tratamento de lixiviado de aterros sanitários.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALMEIDA, M.L.O.; VILHENA, A. (Coord.). Lixo Municipal – Manual de Gerenciamento Integrado. 2ª ed. São Paulo: IPT/CEMPRE, 2000.
2. ALVES, S.D.; GIORDANO, G.; FILHO, O.B. Estudos ecotoxicológicos com chorume utilizando como organismos-testes o microcrustáceo *Daphnia similis* e o peixe *Danio rerio*. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 26. ABES, 2011. p. 1-8.
3. APHA; AWWA; WEF. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 21 st Ed. American Public Health Association, Washington, D.C. 2005.
4. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT) NBR 15411-3 Ecotoxicologia aquática – Determinação do efeito inibitório de amostras de água sobre a emissão de luz de *Vibrio fischeri* (Ensaio de bactéria luminescente). Parte 3: Método utilizando bactérias liofilizadas. Rio de Janeiro. 2006. 15p
5. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT) NBR 15088 Ecotoxicologia aquática – Toxicidade aguda: Método de ensaio com peixes. Rio de Janeiro. 2004. 19p
6. BARR, M.J.; ROBINSON, H.D. Constructed wetlands for landfill leachate treatment. Waste Management and Research, v.17, p.498-504, 1999.
7. BOBBERTEN, S.; NICKERSON, J. Use of Created Cattail (*Typha*) Wetlands in Mitigation Strategies. Environmental Management, v.15, p.785-795, 1991.
8. BRIX, H. Functions of macrophytes in constructed wetlands. Wat. Sci. Tech. v.29 (4), p. 71-78, 1994.
9. BRIX, H.; SCHIERUP, H.H. Soil oxygenation in constructed reed beds: the role of macrophyte and soil-atmosphere interface oxygen transport. Constructed wetlands in water pollution control, v. 53, 1990.
10. BRIX, H. Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants – the root-zone method. Wat.Sci. Tech.v.19,p.107-118, 1987.
11. 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, 2002, Vitória (ES). Anais do VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2002.
12. CASELLES-OSORIO, A; GARCIA, J. Continuous and intermittent operation of shallow horizontal subsurface wetlands. 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, v.1, p.577-586, 2006.

13. CHIEMCHAI SRI, C.; CHIEMCHAI SRI, W.; JUNSOD, J.; THREEDEACH, S., WICRANARACHCHI, P.N. Leachate treatment and greenhouse gas emission in subsurface horizontal flow constructed wetland. *Bioresource Technology*, v.100, p.3808-3814, 2009.
14. CHIEMCHAI SRI, C.; CHIEMCHAI SRI, W.; JUNSOD, J.; THREEDEACH, S.; KOOTTATEP, T.; VISVANATHAN, C. Treatment Performance and Bacterial Populations in Subsurface Horizontal Flow Constructed Wetland System Treating Young and Stabilized Waste Leachate. 7th IWA Specialist Conference On Waste Stabilization Ponds, 2006.
15. CLARKE, E.; BALDWIN, A.H. Responses of wetlands plants to ammonia and water level. *Ecological Engineering*, v. 18, p.257-264, 2002.
16. CLÉMENT, B.; JANSSEN, C.; LE DÛ-DELEPIERRE, A. Estimation of the hazard of landfills through toxicity testing of leachates. Comparison of physic-chemical characteristics of landfill leachates with their toxicity determined with a battery of tests. *Chemosphere*, v.35 (11), p.2783-2796, 1997.
17. CLÉMENT, B.; MERLIN, G. The contribution of ammonia and alkalinity to landfill leachate toxicity to duckweed. *The Science of the Total Environment*, v.170, p.71-79, 1995.
18. CLÉMENT, B.; BOUVET, Y. Assessment of landfill leachate toxicity using the duckweed *Lemna minor*. *The Science of the Total Environment*, v.134, p. 1179-1190, 1993.
19. DE FEO, G.; LOFRANO, G.; BELGIORNO, V. Treatment of high strength wastewater with vertical flow constructed wetlands filters. *Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research*, v. 51, n.10, p. 139, 2005.
20. FAULWETTER, J.L. et al. Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review. *Ecological Engineering*, v.35, p.987-1004, 2009.
21. FRASER, L.H.; CARTY, S.M.; STEER, D. A test of four plant species to reduce total nitrogen and total phosphorus from soil leachate in subsurface wetland microcosms. *Bioresource Technology*. v.94, p.185-192. 2004.
22. GERSBERG, R.M.; ELKINS, B.V.; LYON, S.R.; GOLDMAN, C.R. Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands. *Wat. Res.*, v.20 (3), p. 363-368, 1986.
23. HENZE, M.; HARREMOES, P.; LA COUR JANSEN, J. *Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes*. Springer-Verlag, Berlin, 1995 apud TANNER, C.C.; SUKIAS, J.P.S.; HEADLEY, T.R.; YATES, C.R.; STOTT, R. Constructed wetlands and denitrifying bioreactors for on-site and decentralised wastewater treatment: Comparison of five alternative configurations. *Ecological Engineering*. v. 42, p.112-123. 2012.
24. INEA. DZ-205.R-6, aprovada pela Deliberação CECA nº 4887, de 25 de setembro de 2007. Diretriz de controle de carga orgânica em efluentes líquidos de origem industrial. *Diário Oficial [do Estado do Rio de Janeiro]*, Rio de Janeiro, 05 de novembro de 2007.
25. INEA. NT-213.R-4, aprovado pela Deliberação CECA nº 1.948 de 04 de setembro de 1990. Critérios e padrões para controle da toxicidade em efluentes líquidos industriais. *Diário Oficial [do Estado do Rio de Janeiro]*, Rio de Janeiro, 18 de outubro de 1990.
26. INEA. NT-202.R-10, aprovada pela Deliberação CECA nº 1007, de 04 de dezembro de 1986. Critérios e padrões para lançamento de efluentes líquidos. *Diário Oficial [do Estado do Rio de Janeiro]*, Rio de Janeiro, 12 de dezembro de 1986.
27. JACKSON, J.D.; GOULD, B. Sewage treatment with water weeds. *Proceedings of the Ninth Federal Convention of the Australian Water and Wastewater Association 1981* apud GERSBERG, R.M.; ELKINS, B.V.; LYON, S.R.; GOLDMAN, C.R. Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands. *Wat. Res.*, v.20 (3), p. 363-368, 1986.
28. KADLEC, R.H.; ZMARTHIE, L.A. Wetland treatment of leachate from a closed landfill. *Ecological Engineering*. v.36, p.946-957. 2010.
29. KADLEC, R.H.; WALLACE, S.D. *Treatment Wetlands*. 2 ed.; CRC Press: Boca Raton, Florida, 2008.
30. KADLEC, R.H. Constructed Wetlands for Treating Landfill Leachate. In: *Constructed Wetlands for the Treatment of Landfill Leachates*. MULAMOOTIL, George; MC BEAN, Edward A.; ROVERS, Frank (Org.). Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 1998, p. 17- 32.
31. KJELDSEN, P.; BARLAZ, M.A.; ROOKER, A.P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T.H. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32(4), p 297-336, 2002.
32. LANGE, L.C.; AMARAL, M.C.S. Geração e Características do Lixiviado. In: *Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras/ Luciana Paulo Gomes (coordenadora)*. Rio de Janeiro: ABES, 2009. ARORA, M.L., BARTH, E., UMPHRES, M.B. Technology

- evaluation of sequencing batch reactors. *Journal Water Pollution Control Federation*, v.57, n.8, p. 867-875, ago. 1985.
33. LEITE, V.D. et al. Estudo de Processo de Stripping Amônia de Lixiviado de Aterro Sanitário. In: Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras/ Luciana Paulo Gomes (coordenadora). Rio de Janeiro: ABES, 2009.
 34. MANNARINO, C.F.; FERREIRA, J.A.; MOREIRA, J.C. Tratamento combinado de lixiviado de aterros de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico como alternativa para a solução de um grave problema ambiental e de saúde pública–revisão bibliográfica. *Cad. Saúde Colet.*, v. 19 (1), p. 11-19, 2011.
 35. MANNARINO, C.F.; FERREIRA, J.A.; CAMPOS, J.C.; RITTER, E. Wetlands para tratamento de lixiviados de aterros sanitários: experiências no aterro sanitário de Pirai e no aterro metropolitano de Gramacho (RJ); Landfill leachate treatment using wetlands: experiences in Pirai municipality solid waste landfill and Gramacho metropolitan solid waste landfill. *Eng. sanit. Ambiente*, v. 11 (2), p. 108-112, 2006.
 36. MANNARINO, C.M. Uso de “Wetland” Sub-superficial no Tratamento de Efluente de Estação de Tratamento de Chorume por Lodos Ativados. Dissertação de Mestrado – Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: 2003.
 37. MITSCH, W.J.; GOSSELINK, J.G. Wetlands. 4 ed. Van Nostrand Reinhold, New York, 2000.
 38. MORAVIA, W.G. Avaliação do Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário Através de Processo Oxidativo Avançado Conjugado com Sistema de separação por Membranas. Tese de Doutorado – Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte: 2010. TCHOBANOGLOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S.A. Integrated Solid Waste Management – Engineering Principles and Management Issues. New York: McGraw-Hill. 1993.
 39. NIVALA, J.; HOOS, M.B.; CROSS, C.; WALLACE, S.; PARKIN, G. Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed wetland. *Science of the Total Environment*. v.380, p.19-27, 2007.
 40. PHILIPPI, L.S.; SEZERINO, P.H. Aplicação de Sistemas tipo Wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com Macrófitas. Florianópolis, Ed do Autor, 2004.
 41. SAEED, T.; SUN, G. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *Journal of Environmental Management*, v.112, p. 429-448, 2012.
 42. SAWAITTAYOTHIN, V.; POLPRASERT, C. Nitrogen mass balance and microbial analysis of constructed wetlands treating municipal landfill leachate. *Bioresource Technology*. v.98, p.565-570, 2007.
 43. SOUSA, J.T.; SANTOS, K.D.; COSTA, M.J.C.; COSTA, P.L.F.; MOTA, M.F. Avaliação do desempenho do reator UASB na desnitrificação de águas residuárias domésticas In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23. ABES, 2005. p. 1-6.
 44. SURRENCY, D., 1993. Evaluation of aquatic plants for constructed wetlands. In: *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. Lewis Publishers, Moshiri, G.A. (Ed.), Boca Raton, FL, pp. 349–357. apud CLARKE, E.; BALDWIN, A.H. Responses of wetlands plants to ammonia and water level. *Ecological Engineering*, v. 18, p.257-264, 2002.
 45. TCHOBANOGLOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S.A. Integrated Solid Waste Management – Engineering Principles and Management Issues. New York: McGraw-Hill. 1993.
 46. VYZAMAL, J. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Water*, v.2, p.530-549, 2010.
 47. VYZAMAL, J.; KRÖPFELOVÁ, L. Removal of organics in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: A review of the field experience. *Science of the Total Environment*, v.407, p.3911-3922, 2009.
 48. YALCUK, A.; UGURLU, A. Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment. *Bioresource Technology*. v.100, p. 2521-2526, 2009.