

INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

Os Resíduos Sólidos Urbanos compreendem tudo aquilo que vulgarmente chamamos de lixo, decorrentes dos descartes inúteis de atividades humanas e animais. Com o aumento populacional e a valorização do consumismo em todo o mundo, a quantidade de resíduos gerados vem aumentando gradativamente, conseqüentemente trazendo impactos ao meio ambiente, tanto pela utilização dos recursos naturais quanto pela destinação desses resíduos gerados.

A quantidade de resíduos sólidos produzida pode variar de acordo com alguns fatores como, o nível econômico da população e as atividades econômicas no local onde é gerado. Todo esse resíduo gerado, precisa ser tratado de uma maneira ambientalmente segura e economicamente viável.

Muitas técnicas são conhecidas para o tratamento dos resíduos sólidos urbanos. A incineração é uma alternativa segura e eficiente, porém trata-se de um processo muito caro e distante da realidade do Brasil. O aterro sanitário, mais adequado ao país, é uma obra de engenharia com objetivo de acomodar resíduos no solo, sem causar danos ao meio ambiente ou à saúde pública.

Um dos problemas dos aterros é o lixiviado, líquido resultante da decomposição da matéria orgânica dos resíduos juntamente com as águas das chuvas que percolam por entre as camadas de resíduos. A presença de diversos poluentes no lixiviado impõe a necessidade de um tratamento adequado antes de seu lançamento em um corpo d'água receptor.

As características físicas, químicas e biológicas de um lixiviado são variáveis de acordo com os tipos de resíduos aterrados, com a idade do aterro, com o clima do local, com o tipo de operação do aterro, entre outros fatores. Portanto esse é um efluente muito complexo, o que dificulta na escolha de um tratamento que seja viável e eficiente.

Muitas tecnologias são utilizadas para o tratamento dos lixiviados, dentre elas os *wetlands*. Os *wetlands* construídos são sistemas de tratamentos de efluentes que simulam ambientes naturais. São tanques projetados preenchidos com um meio filtrante e plantas aquáticas, onde os ecossistemas formados reduzirão a concentração de poluentes através de processos biológicos, químicos e físicos. São

sistemas de baixo custo operacional que, em muitos casos, apresentam boa remoção de poluentes.

Objetivo Geral:

O presente estudo se propõe a avaliar a eficiência de *wetlands* subsuperficiais, em escala-piloto, como parte do tratamento de polimento do lixiviado tratado por lodos ativados.

Objetivos Específicos:

- Caracterizar por parâmetros físico-químicos os lixiviados bruto e tratado pelo processo de lodos ativados do Aterro Metropolitano de Gramacho.
- Avaliar o desempenho do *wetland* como unidade de polimento, na remoção de matéria orgânica e compostos nitrogenados, no lixiviado do Aterro Metropolitano de Gramacho, oriundo de tratamento biológico por lodos ativados.
- Avaliar a toxicidade do efluente do *wetland* por ensaios ecotoxicológicos em diferentes níveis tróficos.

Esta dissertação está dividida em quatro capítulos, cujos conteúdos são sumarizados em seguida.

No capítulo 1 é apresentado o referencial teórico, onde é feita uma abordagem dos sistemas de disposição dos resíduos sólidos urbanos, dentre eles os aterros sanitários. Como uma das consequências da disposição dos resíduos sólidos urbanos nos aterros sanitários é descrita a formação dos lixiviados, bem como a variabilidade da sua composição de acordo com a operação e a idade dos aterros. São enumeradas algumas formas de tratamento de lixiviados, inclusive o sistema de tratamento proposto para esta pesquisa, o *wetland*. São apresentados diferentes tipos de operação de *wetlands* encontrados na literatura, e os meios pelos quais os poluentes são removidos neste tipo de tratamento. Diversos autores são citados

demonstrando a eficiência dos *wetlands* no tratamento de lixiviados. Nesse capítulo também são comentados os testes de toxicidade, considerados uma boa ferramenta para se avaliar a eficiência do tratamento proposto. Finalmente é feita uma breve abordagem sobre a legislação concernente ao descarte dos lixiviados de aterros sanitários.

No capítulo 2 estão descritos os procedimentos experimentais para a montagem dos protótipos, as metodologias analíticas e os ensaios toxicológicos utilizados. Os resultados obtidos nesta pesquisa estão apresentados e discutidos no capítulo 3.

No capítulo 4 são pontuadas as conclusões do trabalho.

1. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

1.1. Sistemas de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos

O gerenciamento integrado dos resíduos em um município requer um conjunto de ações normativas, operacionais, financeiras e de planejamento que uma administração municipal desenvolve (com base em critérios sanitários, ambientais e econômicos), para coletar, segregar, tratar e dispor os resíduos sólidos de sua cidade (Almeida e Vilhena, 2000). Um município precisa dispor de um sistema de coleta e transporte adequados para seus resíduos, e prover um destino ambientalmente correto e seguro sem causar grandes impactos ambientais.

Diversas formas de impactos ambientais podem ser geradas pela disposição inadequada dos resíduos no solo. No meio aquático podemos citar a poluição dos corpos hídricos, causada tanto pelo carreamento direto de material pela ação das chuvas, quanto pelo deslizamento de material mal compactado, dessa forma os rios assoreados podem causar enchentes em épocas de chuva. A poluição das águas também tem como consequência a morte da flora e fauna locais, podendo causar um crescimento de espécies indesejadas e prejudiciais à saúde humana.

O grande fluxo de caminhões em áreas próximas a aterros sanitários aumenta consideravelmente a quantidade de materiais particulados no ar. Os gases gerados na decomposição da matéria orgânica dos resíduos liberam gases, como o metano e o gás carbônico, poluindo também o meio atmosférico. O solo, em contato com os resíduos e com o lixiviado resultante destes também fica comprometido com a deposição de substâncias químicas tóxicas (Sissinno e Oliveira, 2000).

O local onde serão depositados os resíduos sólidos urbanos de um município pode ser definido como ambientalmente seguro ou não, conforme as técnicas empregadas na área.

São apresentadas a seguir, definições básicas para alguns tipos de disposição final e tratamento dos resíduos:

Lixão

É a simples descarga sobre o solo, sem medidas de proteção ao meio ambiente ou à saúde pública, de resíduos sólidos municipais. O mesmo que descarga de resíduos a céu aberto ou vazadouro. Esse tipo de disposição gera problemas como proliferação de vetores de doenças (moscas, baratas, ratos), geração de maus odores e contaminação das águas subterrânea e superficial pelo lixiviado (Almeida e Vilhena, 2000).

Aterro Controlado

O resíduo recebe regularmente uma camada de cobertura de material inerte. Entretanto, essa cobertura é feita de forma aleatória, sem nenhum procedimento técnico, não evitando, porém minimizando os impactos gerados pelos resíduos sólidos ao meio ambiente. Geralmente, os aterros controlados, não dispõem de impermeabilização de base nem de sistema de coleta nem de tratamento de lixiviado, comprometendo a qualidade das águas subterrâneas (Lima, 2001; Almeida e Vilhena, 2000).

Aterro Sanitário

Os resíduos são dispostos no solo com a utilização de técnicas de engenharia e normas operacionais específicas. O resíduo é disposto sobre o solo, compactado com um trator e recoberto diariamente com uma camada de terra, também compactada.

Os aterros sanitários são dotados de algumas outras tecnologias como: impermeabilização da base do aterro, drenagem de águas pluviais, drenagem e tratamento dos líquidos percolados e, drenagem e tratamento do biogás, permitindo um maior controle da poluição ambiental e dos danos causados à saúde pública (Lima, 2001; Almeida e Vilhena, 2000).

Incineração

É uma das tecnologias térmicas disponíveis para o tratamento do resíduo. É feita em usinas de incineração, onde o resíduo é reduzido a cinzas e gases decorrentes de sua combustão. Se controlada, a combustão pode ser otimizada, visando diminuir a quantidade de matéria apenas parcialmente oxidada, reduzindo os inconvenientes da disposição dos resíduos sólidos restantes (cinzas) e das emissões gasosas e de fuligem (Braga *et al.*, 2005; Lima, 2001).

Compostagem

É um processo biológico no qual a matéria orgânica contida no resíduo é decomposta. O produto final é um material estabilizado, não mais sujeito à putrefação, que pode ser utilizado para condicionamento de solos (Braga *et al.*, 2005; Lima, 2001).

1.2. Lixiviados de Aterros Sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos

1.2.1. Formação e Composição

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), que percola pelas camadas de resíduos em um aterro sanitário. Nesse processo são solubilizadas substâncias orgânicas e inorgânicas, na sua forma dissolvida e coloidal. Conseqüentemente, 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).

Uma questão importante na composição dos lixiviados é a variabilidade das suas características conforme o tempo, ou a idade do aterro. Várias reações complexas, químicas e biológicas, ocorrem na decomposição dos resíduos sólidos

no aterro em função do tempo. As fases de decomposição dos resíduos nos aterros podem ser divididas em: aeróbia, acidogênica e metanogênica.

Na decomposição aeróbia, os compostos orgânicos são degradados pelas bactérias com produção de gás carbônico (CO_2) e liberação de calor (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

De acordo com Almeida e Vilhena (2000), a decomposição aeróbia ocorre num curto espaço de tempo (aproximadamente um mês), enquanto ainda há oxigênio (O_2) na região aterrada.

Com a redução do oxigênio (O_2), condições anaeróbicas começam a se desenvolver na fase ácida. Reações de fermentação com produção de significantes quantias de ácidos orgânicos juntamente com a concentração de gás carbônico (CO_2), resultam na queda de pH (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

A duração desta fase é maior do que a primeira, podendo levar até alguns anos até que se acabe. O caráter ácido do lixiviado aumenta a solubilização de materiais orgânicos, podendo apresentar altas concentrações de ferro, manganês, zinco, cálcio e magnésio (Almeida e Vilhena, 2000), além de aumentar os valores de DBO, DQO e condutividade (Tchobanoglous *et al.*, 1993). O lixiviado nesta fase é relativamente biodegradável (Almeida e Vilhena, 2000).

Com o tempo as bactérias metanogênicas, ou estritamente anaeróbias, se tornam ativas e, na terceira fase, os ácidos orgânicos produzidos durante a segunda fase são consumidos e dá-se início à produção do gás metano (CH_4) e gás carbônico (CO_2), chegando a um estado estável (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

A decomposição anaeróbia é um processo muito mais lento do que a decomposição aeróbia. Nesta fase, a formação de ácido e de metano (CH_4) ocorre simultaneamente, porém a produção de ácido é consideravelmente reduzida (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

A divisão do valor da DBO pelo valor da DQO resulta em valores mais baixos, o que significa que o lixiviado está menos biodegradável do que na fase anterior. Há um acúmulo de substâncias de difícil degradação, ou recalcitrantes, como os ácidos húmicos e fúlvicos que contribuem para a coloração escura do lixiviado (Almeida e Vilhena, 2000). O pH alcança valores entre 6,5 a 7,5 (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

Contudo pode-se evidenciar a grande variação das características químicas do lixiviado de resíduos sólidos de acordo com o tempo em que foi aterrado. Além disso, outros fatores também influenciam nas características do lixiviado tais como: o

tipo de resíduo aterrado (composição, teor de umidade e grau de compactação), o clima (regime de chuvas, temperatura), a estação do ano, a profundidade do resíduo aterrado, o tipo de operação do aterro (Reinhart & Grosh apud Lange e Amaral, 2009; Renou *et al.*, 2008).

Os lixiviados de aterros sanitários podem conter uma infinidade de compostos químicos oriundos da decomposição dos resíduos e de outras transformações que acontecem concomitantemente, tais como complexação, hidrólise e solubilização das diversas substâncias químicas presentes nos resíduos sólidos.

Segundo Kjeldsen *et al.* (2002), os poluentes presentes no lixiviado podem ser divididos em:

- material orgânico dissolvido tais como, ácidos graxos voláteis e compostos orgânicos mais refratários como ácidos húmicos e fúlvicos;
- macrocomponentes inorgânicos, tais como, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Fe^{2+} , Mn^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- ;
- metais pesados, tais como, Cd^{2+} , Cr^{3+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Ni^{2+} , Zn^{2+}
- compostos orgânicos xenobióticos originários de resíduos domésticos e industriais presentes em baixas concentrações, incluindo hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, pesticidas, organoclorados alifáticos entre outros.

A concentração de alguns macrocomponentes inorgânicos em lixiviados depende da quantidade de matéria orgânica dissolvida e da idade do aterro. Alguns cátions como, por exemplo, cálcio, magnésio, ferro e manganês são menos concentrados na fase metanogênica, como consequência do elevado pH (Kjeldsen *et al.*, 2002).

O nitrogênio amoniacal é liberado no lixiviado de acordo com a decomposição das proteínas presentes nos resíduos sólidos. Sob condições metanogênicas não há um mecanismo de degradação do nitrogênio amoniacal, por esta razão muitos estudos tem identificado este composto como um poluente significativo em lixiviados de aterros antigos (Kjeldsen *et al.*, 2002; Christensen *et al.*, 2001).

A concentração de metais nos lixiviado geralmente é baixa, na ordem de microgramas ou poucos miligramas por litro. Estima-se que uma fração menor que 0,02% dos metais tóxicos presentes nos resíduos são lixiviados dos aterros, mesmo depois de 30 anos de operação (Kjeldsen *et al.*, 2002).

A caracterização dos compostos existentes nos lixiviados é uma tarefa bastante complexa devido a grande quantidade de poluentes que podem ser encontrados neste efluente e também a grande variabilidade na sua composição química, conforme já descrito acima.

O lixiviado possui uma elevada concentração de matéria orgânica que, se lançada 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).

Tratar o lixiviado não é tarefa fácil, pois este é um efluente que possui uma variabilidade muito grande dependente de vários fatores, que irão determinar suas características.

1.2.2. Tratamento do Lixiviado

Em virtude de características particulares e das diferentes idades de deposição dos resíduos sólidos e da variedade na concentração das diversas substâncias presentes na composição de um lixiviado, o projeto e a construção das Estações de Tratamento de Efluentes exigem cuidados levando-se em conta as peculiaridades de cada aterro.

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*.

1.3. Wetlands

1.3.1. Wetlands Naturais

Termo inglês traduzido literalmente como alagados que, pode ser definido como um ecossistema de transição entre ambientes terrestres e aquáticos. Encontram-se parcial ou totalmente inundados durante o ano.

Os *wetlands* naturais são reconhecidos como as várzeas dos rios, os igapós na Amazônia, os banhados, os pântanos, as formações lacustres de baixa profundidade, as grandes ou pequenas áreas com lençol freático muito alto, porém nem sempre com afloramento superficial, os manguezais, entre outros (Campos *et al.*, 2002).

Os *wetlands* são ecossistemas que permanecem alagados constantemente ou em um determinado período do ano, sendo frequentemente áreas de transição entre ambientes terrestres e aquáticos, os quais selecionam adaptações nos organismos e comunidades aí existentes, tornando-as, muitas vezes, características para estes ambientes (Kadlec & Wallace, 2008). A flora típica desses ambientes é composta por plantas aquáticas, também conhecidas por macrófitas aquáticas.

As macrófitas aquáticas possuem adaptações, tanto de natureza anatômica quanto fisiológica, necessárias ao desenvolvimento em solos encharcados, dentre as quais podemos citar: cutícula muito reduzida e estômatos (estrutura foliar que controla as trocas gasosas com o meio ambiente) inexistentes ou não funcionais, reduzindo assim a transpiração; aerênquima (tecido da planta com grandes espaços intercelulares, formando grandes cavidades preenchidas de ar) muito desenvolvido, armazenando os gases produzidos na fotossíntese, assumindo um papel de sustentação e, espaços intercelulares aumentados nos tecidos, aumentando a concentração de gases, que são menos concentrados na água do que no ar (Esteves, 1998). Os ambientes de *wetlands* excluem o crescimento de plantas que não possuem tais adaptações (Kadlec & Wallace, 2008).

Os *wetlands* estão entre os ecossistemas mais produtivos do planeta, o que lhes dá uma capacidade de transformar poluentes típicos de águas residuais em subprodutos, e de realizar a ciclagem de nutrientes necessários ao metabolismo biológico (Kadlec & Wallace, 2008). *Wetlands* naturais têm sido utilizados como um meio conveniente de descarga de águas residuárias nos Estados Unidos há pelo

menos 100 anos em alguns locais, sendo considerada uma forma de tratamento de baixo custo de manutenção e operação (Kadlec & Wallace, 2008). Alguns exemplos são os estados de Massachusetts, em 1912; Wisconsin, em 1923; Ontário, em 1919; e na Flórida, em 1939, todos eles utilizando *wetlands* naturais no tratamento de águas residuais (Kadlec & Wallace, 2008; Mitsch & Gosselink, 2000).

1.3.2. 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.

Os *wetlands* construídos reproduzem os ecossistemas naturais, tratando efluentes através de processos físicos, químicos e biológicos, como: depuração da matéria carbonácea, transformações da série nitrogenada, retenção e remoção de fósforo, retenção e adsorção de metais pesados (Philippi e Sezerino, 2004).

A utilização de *wetlands* construídos com uma proposta de tratamento tem uma história bem mais recente. Estudos utilizando essa tecnologia tiveram seu início em 1952 pelo Dr Käthe Seidel, na Alemanha, no Instituto Max-Planck, para o tratamento de água (Mitsch & Gosselink, 2000). Mais tarde esses estudos se expandiram para a utilização desse sistema com outros tipos de efluentes, incluindo resíduos de fenol, da indústria de laticínios e pecuária, porém com uma nova tecnologia, que é a utilização de uma camada de britas no leito de macrófitas utilizada como um meio filtrante (Mitsch & Gosselink, 2000).

As pesquisas voltadas para o uso de *wetlands* tiveram um grande avanço na Europa, pois diferentemente dos Estados Unidos, lá não se encontra grande disponibilidade de *wetlands* naturais e, os sistemas construídos em leito de brita requerem uma área menor para sua implementação, fato este também relevante em alguns países da Europa que não possuem muita área disponível (Kadlec & Wallace, 2008; Mitsch & Gosselink, 2000).

Com o tempo, as pesquisas convergiram para a utilização dos *wetlands* construídos para uma série de aplicações incluindo: tratamento de águas de drenagem ácidas oriundas da mineração de carvão, de águas pluviais, de efluentes secundários de estações de tratamento de esgotos e, mais recentemente, de

lixiviados de aterros sanitários (Mitsch & Gosselink, 2000; Bobberteen & Nickerson, 1991).

1.3.3. Tipos de Operação dos *Wetlands* Construídos

Os sistemas de *wetlands* construídos podem ser classificados segundo as diferentes configurações e princípios de funcionamento, as quais podem estar associadas aos diferentes objetivos como redução de matéria carbonácea, nitrificação, denitrificação, retenção/remoção de fósforo, entre outros. De acordo com Kadlec & Wallace (2008), há diferentes tipos de *wetlands* construídos (Figura 1):

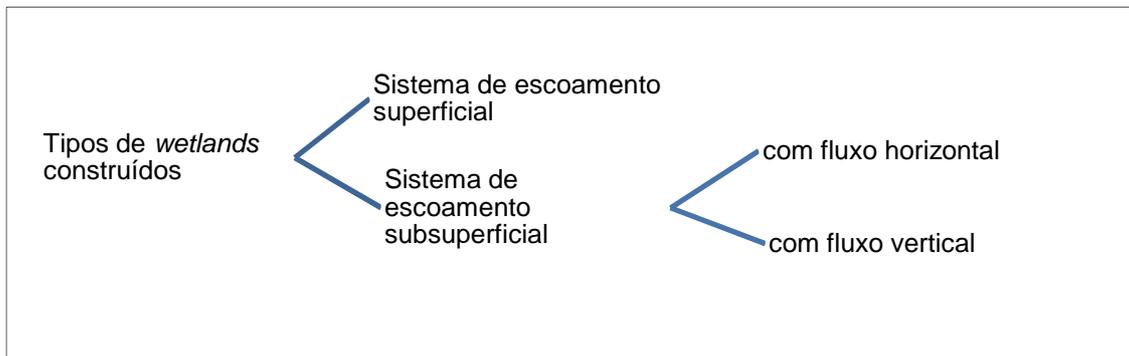


Figura 1- Tipos de sistema de operação dos *wetlands* construídos.

Fonte: Adaptado de Kadlec & Wallace (2008).

As macrófitas utilizadas nos *wetlands* construídos podem ser de dois tipos:

- **Macrófitas aquáticas emersas**

Plantas enraizadas no sedimento e com folhas fora d'água (Esteves, 1998). Dependendo da espécie em questão, é possível a exploração de grande volume de sedimentos, pois seu sistema radicular penetra profundamente no solo (Esteves, 1998).

As espécies de macrófitas emersas são adaptadas ao desenvolvimento em terrenos alagados, como o armazenamento de gases produzidos na fotossíntese e respiração e, espaços intercelulares aumentados em seus tecidos, facilitando o transporte de oxigênio para o sistema radicular (Esteves, 1998). Parte desse oxigênio sai para a região periférica à rizosfera, criando condições aeróbias para

decomposição da matéria orgânica e favorável à associação dessas plantas com bactérias e algas fixadoras de nitrogênio (Campos *et al.*, 2002). Uma espécie muito utilizada em *wetlands* construídos é a *Typha latifolia*, conhecida vulgarmente como taboa (Campos *et al.*, 2002).

- **Macrófitas aquáticas flutuantes**

Plantas que flutuam na superfície da água (Esteves, 1998). Essas plantas são utilizadas geralmente, em sistemas de *wetlands* com canais relativamente rasos, podendo conter uma única espécie de planta ou uma combinação de espécies (Campos *et al.*, 2002).

Uma espécie muito utilizada é a *Eichhornia crassipes*, também conhecida como aguapé. Esta planta possui grande capacidade de resistência a ambientes poluídos e variações de pH, temperatura e nutrientes. O sistema radicular das plantas flutuantes absorve nutrientes e metais, o que faz com que tenham uma ação de depuração no meio ambiente (Campos *et al.*, 2002).

As macrófitas são diferenciadas conforme o seu modo de vida no ambiente aquático, de acordo com a Figura 2.

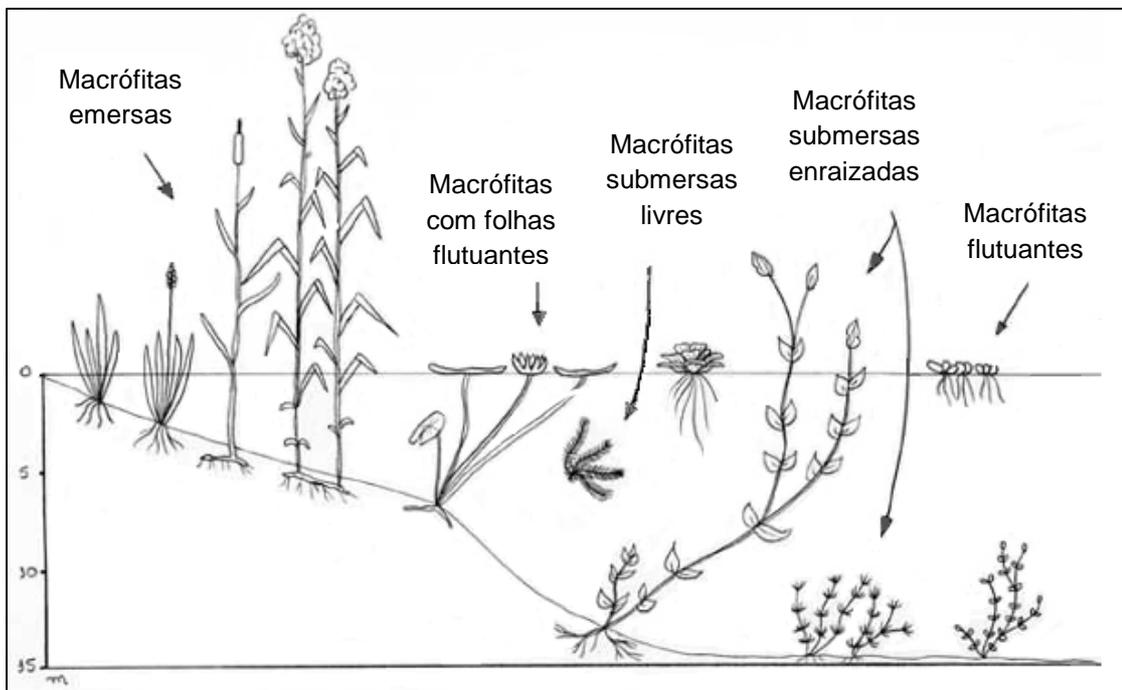


Figura 2 - Grupos ecológicos de macrófitas baseados em seu ambiente aquático.

Fonte: http://www.ufscar.br/~probio/perfil_m.jpg acessado em 24/03/2013.

Alguns critérios devem ser levados em consideração na escolha da planta a ser utilizada, como: a fácil propagação e o rápido crescimento; a alta capacidade de absorção de poluentes; a tolerância a ambientes eutrofizados; ser de fácil colheita e manejo; ter um baixo valor econômico; conhecimento do tipo de efluente a ser tratado.

Os *wetlands* construídos podem ser classificados em:

a) Sistemas de escoamento superficial

O regime hidráulico nesse tipo de sistema é semelhante àqueles existentes em áreas alagadas. Consiste de um reservatório construído no solo que servirá de suporte para o desenvolvimento das raízes das macrófitas, quando não forem flutuantes, possuindo uma estrutura de controle de nível de efluente, que varia de poucos centímetros a alguns metros, conforme representado na Figura 3.

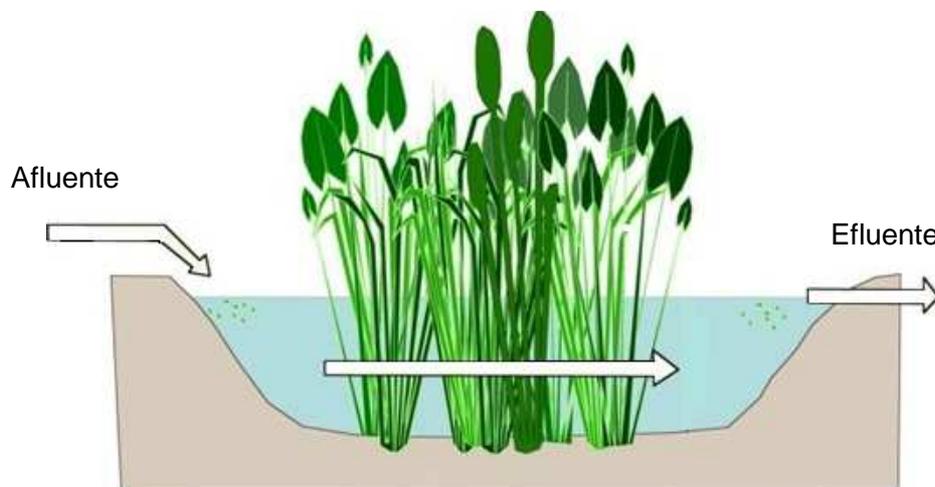


Figura 3 - Esquema de um *wetland* superficial com macrófitas emergentes.

Fonte: http://ucanr.edu/sites/UCNFANews/Feature_Stories/Ecological_approaches_used_in_nurseries_to_treat_water/ acessado 24/03/2013.

Neste tipo de sistema podem ser utilizadas as macrófitas emergentes ou emersas, as macrófitas flutuantes ou as macrófitas submersas.

Os *wetlands* operados com sistemas superficiais estão sujeitos ao clima, e as eficiências de alguns processos de remoção, notadamente os processos de conversão do nitrogênio, são menores em baixas temperaturas. Quando uma

camada de gelo é formada na superfície do efluente, a transferência de oxigênio da atmosfera diminui, reduzindo os processos dependentes deste elemento (Kadlec & Wallace, 2008).

Em relação às desvantagens em se operar um *wetland* com fluxo superficial, pode-se citar a exposição do efluente ao meio externo, facilitando a propagação de odor e organismos patógenos ao meio atmosférico e, os custos com controle de mosquitos e outros animais dentro do sistema (Kadlec, 2009).

b) Sistemas de escoamento subsuperficial

Consiste de um tanque impermeabilizado, com uma camada filtrante na base, cascalho ou brita, plantado com macrófitas. Nesse tipo de sistema a percolação ao longo da extensão do *wetland* se dá por entre o meio filtrante, que permite uma maior área de contato para o crescimento do biofilme bacteriano necessitando, portanto de menores áreas para sua implantação (Kadlec & Wallace, 2008; Philippi e Sezerino, 2004). Os *wetlands* de fluxo subsuperficial são, em média, cem vezes menores em tamanho do que os de fluxo superficial (Kadlec, 2009).

Nesse tipo de sistema, 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 escolha do material filtrante a ser empregado em um *wetland* construído está condicionada às finalidades do tratamento. Portanto, requer que sejam utilizados materiais que sejam economicamente viáveis e de fácil obtenção. As macrófitas aquáticas tem uma boa adaptação a uma variedade de recheios, como britas e areias, por exemplo (Philippi e Sezerino, 2004).

A condutividade hidráulica de um solo está relacionada à sua capacidade de escoar a água livremente sob o efeito da gravidade, o que depende, entre outros fatores, da sua porosidade. Portanto, a condutividade hidráulica do sistema, vai depender do material utilizado no meio filtrante (Philippi e Sezerino, 2004).

A escolha da granulometria, ou seja, a dimensão das partículas ideal deve levar em conta a perda da condutividade hidráulica por conta do desenvolvimento bacteriano que vai reduzir a porosidade do material, pois o resultado da atividade microbiológica e do crescimento do sistema radicular aumenta a retenção de sólidos suspensos nos poros da massa filtrante (Philippi e Sezerino, 2004). Entretanto, entupimentos podem ocorrer no sistema ocasionando geração de custos na manutenção (Kadlec, 2009).

O efluente nos sistemas subsuperficiais passa pela camada filtrante abaixo da vegetação, portanto não fica tão exposto às variações climáticas, o que faz com que sejam termicamente mais estáveis do que os sistemas superficiais.

Com relação ao fluxo hidráulico, os *wetlands* de escoamento subsuperficial podem ser divididos em dois grupos de acordo com a operação: fluxo horizontal e fluxo vertical.

b.1) Sistema subsuperficial de fluxo horizontal

Neste tipo de sistema o efluente a ser tratado é disposto na porção inicial do leito, denominado zona de entrada – geralmente composto por brita, de onde irá fluir vagorosamente através do material filtrante até atingir a porção final, também composta por brita e chamada de zona de saída, conforme representado na Figura 4.

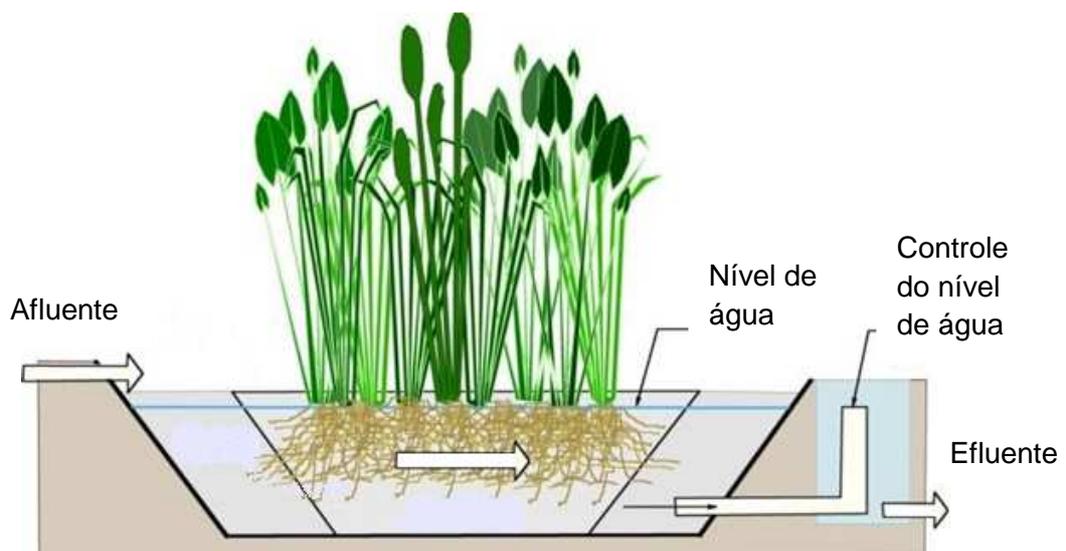


Figura 4 - Esquema de um *wetland* subsuperficial de fluxo horizontal.

Fonte: http://ucanr.edu/sites/UCNFANews/Feature_Stories/Ecological_approaches_used_in_nurseries_to_treat_water/ acessado em 24/03/2013.

b.2) Sistema subsuperficial de fluxo vertical

Assim como nos *wetlands* de fluxo horizontal, nos *wetlands* de fluxo vertical as macrófitas são plantadas diretamente sobre o material filtrante, portanto o efluente a ser tratado é disposto sob toda a superfície do leito inundando-o e percolando verticalmente ao longo de todo o perfil vertical. Este efluente é coletado no fundo do leito por meio de um sistema de drenagem e coleta. Esse sistema está representado na Figura 5.

O efluente é aplicado sobre o *wetland* de forma intermitente, promovendo um grande arraste de oxigênio atmosférico para o material filtrante, fazendo com que este se torne aeróbio e assim facilitando a degradação da matéria orgânica e a oxidação da amônia (Cooper *et al.*, 1996 apud Philippi e Sezerino, 2004).

Se comparado ao sistema de fluxo horizontal, o sistema de fluxo vertical requer uma área de construção menor, porém necessita de mais custos com operação e manutenção (Kadlec & Wallace, 2008).

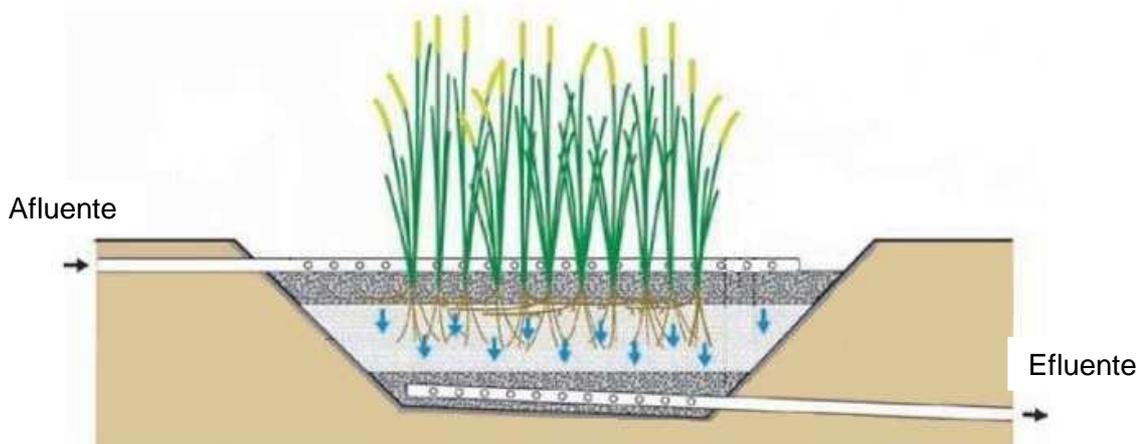


Figura 5 - Esquema de um *wetland* subsuperficial de fluxo vertical.

Fonte: <http://www.sswm.info/category/implementation-tools/wastewater-treatment/hardware/semi-centralised-wastewater-treatments/v> acessado em 24/03/2013.

c) Sistemas híbridos

Há ainda os sistemas híbridos, que fazem combinações entre os diferentes tipos de operação. *Wetlands* construídos podem ser combinados com a finalidade de

se alcançar melhores eficiências na redução de nutrientes. A maioria dos sistemas híbridos é construída combinando-se os sistemas horizontal e vertical.

Nestes sistemas, as vantagens e desvantagens dos fluxos vertical e horizontal podem ser combinadas, observando-se uma boa nitrificação nos fluxos verticais que são bem oxigenados, mas também, uma denitrificação nos fluxos horizontais, onde ocorrem condições de anoxia necessárias a esta reação (Kadlec & Wallace, 2008; Philippi e Sezerino, 2004).

1.3.4. Remoção de Poluentes nos *Wetlands*

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 (Kadlec & Wallace, 2008).

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. A remoção de nitrogênio em sistemas de *wetlands* inclui os processos de nitrificação, denitrificação, volatilização e incorporação à biomassa das plantas (Saeed & Sun, 2012).

A nitrificação/desnitrificação é a alternativa, até o momento, mais utilizada na remoção de nitrogênio (Lopes *et al.*, 2009). Na nitrificação, o nitrogênio amoniacal é oxidado para nitrito (NO_2^-) e, na sequência, para nitrato (NO_3^-) em duas fases tendo o oxigênio (O_2) comoceptor final de elétrons. É um processo predominantemente aeróbio. Esse processo é realizado por dois grupos de bactérias que utilizam carbono inorgânico para síntese de carbono orgânico e que obtêm energia para o crescimento a partir da oxidação do nitrogênio amoniacal ou nitrito (NO_2^-). Na primeira fase bactérias do gênero *Nitrosomonas* oxidam amônio (NH_4^+) a nitrito (NO_2^-), e na segunda fase bactérias do gênero *Nitrobacter* oxidam nitrito (NO_2^-) a nitrato (NO_3^-) (Esteves, 1998). A presença de oxigênio na camada filtrante de *wetlands* horizontais ocorre principalmente por difusão através das raízes das macrófitas aquáticas para a rizosfera (Brix, 1994; Brix & Schierup, 1990).

No interior dos *wetlands*, o nitrato (NO_3^-) pode ser absorvido pelas plantas ou passar pelo processo de desnitrificação, no qual é reduzido a nitrogênio molecular (N_2) ou amônia (NH_3). Neste processo o acceptor final de elétrons é o nitrato (NO_3^-), o que possibilita que as bactérias oxidem o substrato mesmo na ausência de oxigênio (O_2), sendo um processo anaeróbico (Saeed & Sun, 2012; Philippi e Sezerino, 2004). O nitrogênio molecular (N_2) vai para a atmosfera e parte da amônia (NH_3) é perdida por volatilização, processo este que depende de fatores como pH e temperatura. (Saeed & Sun, 2012; Leite *et al.*, 2009; Philippi e Sezerino, 2004) Nos sistemas de fluxo horizontal, prevalecem os processos anaeróbios (Saeed & Sun, 2012). Formas clássicas de remoção de nitrogênio em *wetlands* estão ilustradas na Figura 6.

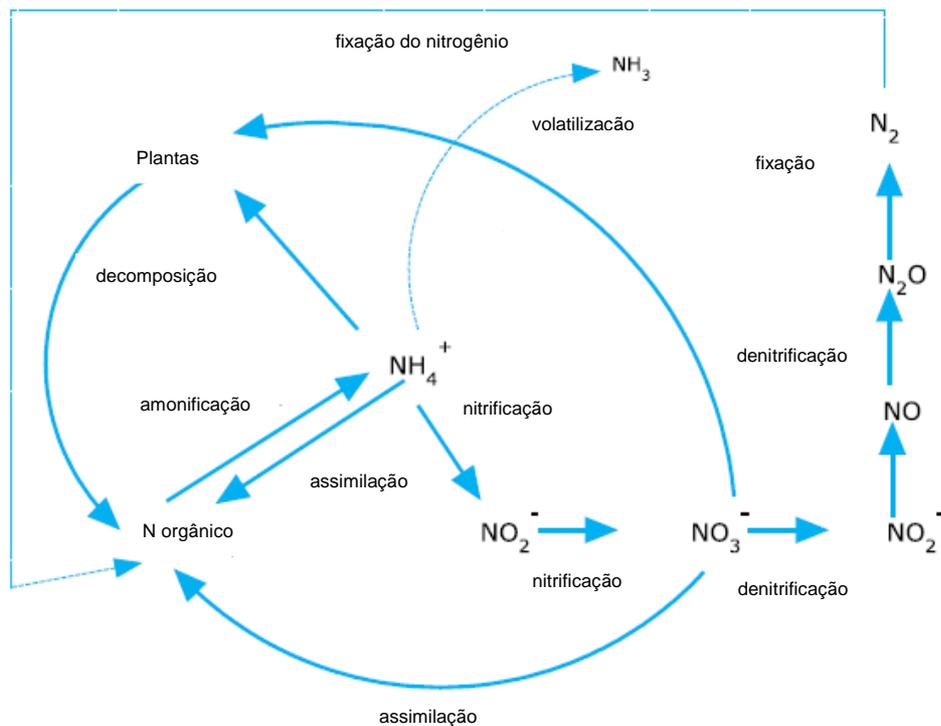


Figura 6 - Formas clássicas de remoção de nitrogênio em *wetlands*.

Fonte: Adaptado de Saeed & Sun (2012)

Parâmetros ambientais, como a temperatura ambiente, por exemplo, e condições operacionais (carga hidráulica e de poluentes, modo de alimentação, o tempo de detenção hidráulica, a presença de carbono, de recirculação, colheita das plantas) têm impactos significativos sobre a remoção de nitrogênio e compostos

orgânicos em *wetlands* construídos (Saeed & Sun, 2012). Valores de pH maiores do que 8,5 (Kadlec & Wallace, 2008), menores do que 5,8 (Henze *et al.* apud Tanner *et al.*, 2012) e altas concentrações de NH_4 podem inibir os processos de nitrificação (Carrera *et al.*, 2004), afetando a eficiência do tratamento.

Reações microbiológicas de remoção de nitrogênio se tornam restritas na ausência de carbono orgânico (Saeed & Sun, 2012). As bactérias heterótrofas desnitrificantes necessitam de doadores de elétrons para processar a redução do nitrato a nitrogênio molecular. Por isso, a baixa disponibilidade de elétrons em compostos orgânicos (fonte de carbono) é um processo limitante no processo de desnitrificação (Sousa *et al.*, 2005).

De Feo *et al.* (2005) demonstraram que a razão DQO/NO_3^- , pode ser um fator limitante para a ocorrência da desnitrificação, pois a DQO é uma indicação indireta do teor de matéria orgânica. Rustige e Nolde (2006) atribuíram à remoção média de nitrogênio amoniacal de 82%, à adição de uma fonte extra de carbono na forma de ácido acético.

As macrófitas, nos sistemas de fluxo horizontal, além de oferecerem substrato (raízes e rizomas) para o crescimento das bactérias, promovem uma oxigenação nas áreas próximas às raízes (difusão do oxigênio das raízes para o meio) (Brix, 1994; Brix & Schierup, 1990), conforme já mencionado anteriormente. Entretanto, esses sistemas são mais efetivos para a desnitrificação do que para a nitrificação, pois a inundação do material filtrante impede a entrada de oxigênio atmosférico tornando o ambiente anóxico. Somente pequenas regiões aeróbias próximas às raízes permitem o processo de nitrificação, promovendo geralmente uma baixa remoção de nitrogênio total nas zonas saturadas de água (Vyzamal, 2010; Philippi e Sezerino, 2004).

Ao utilizar um sistema de fluxo vertical é necessário que o efluente passe por um pré-tratamento, físico-químico e/ou biológico, quando se requer uma completa remoção dos compostos nitrogenados, pois os *wetlands* verticais não são eficientes na desnitrificação (Luederitz *et al.*, 2001), devido ao constante arraste de oxigênio do ar atmosférico para o meio filtrante. Entretanto os sistemas de fluxo vertical são mais eficientes na remoção de nitrogênio amoniacal do que os sistemas de fluxo horizontal, pois a amônia é convertida a nitrito em presença de oxigênio. Tanner *et al.* (2012) encontraram melhores resultados em sistemas verticais, com valores entre 98% a 99% na redução da concentração do nitrogênio amoniacal, consequência de

uma oxigenação do efluente ao passar pelo *wetland*, com um acréscimo médio maior do que 8 g/m³ de oxigênio, promovendo a nitrificação. Ao passar pelo *wetland* o efluente teve um acréscimo nas concentrações de nitrito e um consumo de alcalinidade.

Ao se projetar um sistema de *wetland* é importante que se faça a opção correta da utilização das macrófitas a serem utilizadas, levando-se em consideração o efluente a ser tratado. Białowiec *et al.*(2012) demonstraram que as macrófitas em sistemas de *wetlands* tem uma grande influência nas condições e processos de redução de nitrogênio amoniacal, ao fazerem comparações entre sistemas plantados e não plantados. As diferentes plantas utilizadas demonstraram diferenças no mecanismo de remoção de nitrogênio, pois algumas espécies liberam nitrogênio orgânico no solo, aumentando as concentrações de nitrogênio amoniacal.

Clarke & Baldwin (2002) pesquisaram em *wetlands* construídos as respostas de cinco espécies de macrófitas a diferentes concentrações de nitrogênio amoniacal, variando na faixa de 0 a 400 mg/L. Diferentes efeitos foram observados entre as espécies, tanto de fertilização quanto de inibição do crescimento de acordo com o acréscimo das concentrações de nitrogênio amoniacal. Alguns autores observaram efeitos adversos tendo como resultado a morte das macrófitas, e associaram esses resultados às altas concentrações de nitrogênio amoniacal (De Feo *et al.*, 2005; Fraser *et al.*, 2004; Surrency *apud* Clarke e Baldwin, 2002; Gersberg *et al.*,1986).

Fraser *et al.* (2004), ao compararem a eficiência entre quatro espécies de macrófitas tipicamente encontradas em *wetlands* naturais, observaram que cada espécie demonstrou um potencial diferente na redução de compostos de nitrogênio e de fósforo. Ao compararem sistemas de monocultura com sistemas de policultura não encontraram nenhum resultado significativo que sustentasse a hipótese de que a mistura de várias espécies de macrófitas podem ser mais eficientes na remoção de nutrientes, ao contrário dos resultados apresentados por Coleman *et al.* (2001).

A determinação do parâmetro DQO não diferencia a matéria orgânica biodegradável dos compostos inertes presentes em um efluente. O teste da DQO mede o consumo de oxigênio ocorrido durante a oxidação química das substâncias presentes em uma amostra. O valor obtido é, portanto, uma indicação indireta do teor de matéria orgânica presente (Von Sperling, 1996).

A DBO retrata a quantidade de oxigênio requerida para estabilizar, através de processos bioquímicos, a matéria orgânica carbonácea. É uma indicação indireta, portanto, do carbono orgânico biodegradável (Von Sperling, 1996).

COD é o parâmetro que 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).

A matéria carbonácea medida em DBO, DQO e COD 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 retenção de fósforo nos *wetlands* inclui fenômenos como precipitação, sedimentação, adsorção, e incorporação na biomassa das macrófitas. Materiais especiais à base de minerais como o cálcio, o alumínio e o ferro, podem ser utilizados no meio filtrante para promover reações de adsorção e precipitação química do fósforo (Vyzamal, 2010; Philippi e Sezerino, 2004). *Wetlands* de fluxo horizontal, por possuírem uma carga intermitente, aumentam a formação de substâncias húmicas que promovem uma maior remoção de fósforo (Luederitz *et al.*, 2001). Sousa *et al.* (2004) operando *wetlands* subsuperficiais plantados com junco, encontraram eficiências de redução de fósforo de 82% e 90%, no entanto esses valores caíram substancialmente nos anos seguintes, o que foi explicado pela saturação do substrato, já que grande parte do fósforo removido do efluente fica retido no substrato, saturando o sistema.

O fósforo presente em um efluente é tido como um poluente, entretanto sua concentração pode ser um fator limitante aos processos biológicos de remoção de nitrogênio (Bulc, 2006; Maehlum, 1998; Bulc, 1997), pois as concentrações de fósforo precisam estar dentro da relação indicada como favorável ao desenvolvimento dos microrganismos (C: P = 120:1 a 210:1) (Amaral, 2007).

1.3.5. Utilização dos *Wetlands* para Tratamento de Lixiviados

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 (Kadlec & 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.

Altas concentrações de compostos orgânicos, como DQO e nitrogênio amoniacal são características de lixiviados de aterros antigos. Por este motivo, em sistemas de tratamento que utilizem *wetlands*, é importante que o lixiviado passe por um pré-tratamento, fazendo assim com que o *wetland* funcione como um sistema de polimento. Em alguns casos, o lixiviado é diluído com água ou lixiviado tratado, para redução da carga orgânica antes de passar pelo *wetland*, evitando com isso que o crescimento das plantas seja prejudicado (Białowiec *et al.*, 2012; Kadlec & Zmarthie, 2010; Yalcuk & Ugurlu, 2009; Chiemchaisri *et al.* 2009; Chiemchaisri *et al.* 2006; Barr & Robinson, 1999; Kadlec, 1998).

Contudo, no presente estudo, optou-se pela utilização do efluente após o tratamento biológico.

O tempo de detenção hidráulica (TDH), ou tempo de residência, é o tempo no qual o efluente permanece dentro do sistema, influenciando na eficiência dos *wetlands* como tratamento. Segundo Kadlec (1998) quanto maior o TDH, melhor é o tratamento do efluente.

Chiemchaisri *et al.* (2009) e Chiemchaisri *et al.* (2006) pesquisaram a utilização de um *wetland* subsuperficial horizontal, plantado com uma espécie de taboa, para tratar lixiviados. Em lixiviados de aterros antigos, encontraram eficiências em redução de DBO e DQO, de 71% e 58% no maior TDH, de 28 dias. Quando o valor do TDH caiu para 10 e 5 dias, as eficiências em remoção de DBO e DQO foram de 55%, 44% e 42%, 63%, respectivamente. Ao tratarem lixiviados de aterros novos, as eficiências em redução de DQO e DBO ficaram acima de 90% para os TDH de 28, 10 e 5 dias. As eficiências em redução de nitrogênio orgânico total nos lixiviados de aterros antigos foram de 46%, 41% e 20% e, nos lixiviados de aterros novos foram de 43%, 36% e 8%, nos TDH de 28, 10 e 5 dias, respectivamente.

Kadlec & Zmarthie (2010) obtiveram uma eficiência de 92% na redução de nitrogênio amoniacal de um lixiviado em um *wetland* superficial, em escala real, com TDH de 62 dias. Antes de passar pelo *wetland* o lixiviado passou por um pré-tratamento que consistia em um tanque de aeração e um filtro de areia e brita, após esse pré-tratamento o lixiviado foi diluído com a finalidade de reduzir a toxicidade causada pelo N-NH₃. O efluente entrou no *wetland* com valores entre 10 e 50 mg/L.

A DBO retrata a quantidade de oxigênio requerida para estabilizar, através de processos bioquímicos, a matéria orgânica carbonácea. É uma indicação indireta, portanto, do carbono orgânico biodegradável (Von Sperling, 1996). O teste da DQO mede o consumo de oxigênio ocorrido durante a oxidação química da matéria orgânica. O valor obtido é, portanto, uma indicação indireta do teor de matéria orgânica presente (Von Sperling, 1996). A DQO quando utilizada conjuntamente com a DBO, permite observar o nível e a maior facilidade ou dificuldade de biodegradabilidade dos despejos. Como na DBO mede-se apenas a fração biodegradável, quanto mais este valor se aproximar da DQO significa que mais facilmente biodegradável será o efluente (Piveli & Kato, 2006). Lixiviados de aterros antigos possuem uma baixa relação DBO/DQO, isto significa que há presença de compostos de difícil biodegradabilidade, ou seja, compostos recalcitrantes.

Chiemchaisri *et al.* (2009) e Chiemchaisri *et al.* (2006) utilizando um *wetland* subsuperficial encontraram eficiências de remoção de DBO e DQO significativamente menores em lixiviado de um aterro antigo (71% e 58%), quando comparados ao lixiviado de um aterro novo (98% e 94%).

Bulc (2006) utilizou um sistema de *wetland* híbrido, composto por dois sistemas verticais e um horizontal, para tratar lixiviado de aterro antigo. A baixa remoção de DQO (50%) foi relacionada à baixa razão DBO/DQO de 0,15, revelando uma baixa biodegradabilidade, característica de aterros na fase metanogênica.

Sawaittayothin & Polprasert (2007) ao compararem a eficiência entre *wetlands* alimentados com lixiviado e com esgoto, encontraram remoções de DQO na faixa de 81% em lixiviados e 93% em esgotos domésticos, em um tempo de detenção hidráulica de 8 dias. Essa diferença aumentou diminuindo esse tempo para 5 dias, com uma redução de 69% no lixiviado e 86% no esgoto doméstico.

Vyzamal & Kröpfelová (2009) ao estudarem as eficiências de redução de DBO e redução de DQO em mais de 400 *wetlands* de fluxo horizontal no tratamento de lixiviados, esgotos, efluentes de agricultura e efluentes industriais, encontraram

as menores eficiências para tratamento de lixiviados e as maiores eficiências para o tratamento do esgoto doméstico.

Os autores acima citados, Sawaittayothin & Polprasert (2007) e Vyzamal & Kröpfelová (2009), relacionaram os resultados encontrados para o tratamento de lixiviados, com as menores eficiências de redução de DQO e DBO (DBO somente para a segunda pesquisa) à presença de compostos recalcitrantes.

Mannarino (2003) apresentou um experimento desenvolvido no Aterro Metropolitano de Gramacho com *wetlands* de fluxo horizontal, um com taboa e outro com gramínea, ambos alimentados com lixiviado após o tratamento biológico por lodos ativados. Os resultados apresentados se resumem ao *wetland* plantado com gramínea, pois as taboas apresentaram problemas durante a pesquisa. A eficiência encontrada na redução de DQO do *wetland* foi de 31%, levando-se em consideração o tratamento biológico juntamente com o *wetland* esse valor sobe para 64%.

Yalcuk & Ugurlu (2009) utilizaram *wetlands* subsuperficiais em escala piloto, um de fluxo vertical e outro de fluxo horizontal, para tratar lixiviado de um aterro antigo, com baixas concentrações de matéria orgânica. O sistemas operaram com um tempo de detenção hidráulica de 12,5 dias no sistema de fluxo horizontal, e de 8 dias no sistema de fluxo vertical. As eficiências alcançadas em reduções de DQO foram de 35,7%, no sistema horizontal e, de 30,6% no sistema vertical.

Nivala *et al.* (2007) utilizaram um *wetland* subsuperficial de fluxo horizontal, em escala piloto, para tratar lixiviado. Antes de passar pelo *wetland*, o lixiviado foi filtrado para serem retiradas partículas maiores do que 1,5 mm. A pesquisa foi dividida em dois períodos, conforme sistema de operação, o período no qual funcionou sem aeração, e o período no qual foi implementado um pré-tratamento de aeração, instalado com a finalidade de precipitar o ferro presente no lixiviado. Foram calculadas eficiências para cada estação do ano, na qual a redução de DQO foi de 0% (primavera) a 53% (inverno), durante o período inicial sem aeração e, 35% (outono) a 60% (verão) de DQO, durante o período com aeração.

O nitrogênio amoniacal é liberado pelos resíduos sólidos de acordo com a decomposição das proteínas. Muitas pesquisas têm relatado concentrações deste composto nos lixiviados variando entre 500 e 2000 mg/L (Christensen *et al.*, 2001). As concentrações do nitrogênio amoniacal possuem uma tendência de acréscimo de acordo com o tempo (Christensen *et al.*, 2001) e, suas altas concentrações em lixiviados de aterros antigos podem limitar os tratamentos biológicos aeróbios e

anaeróbios, o que pode ser amenizado com a associação de tratamentos biológicos e físico-químicos (Moravia, 2007). Os sistemas de *wetlands* são uma boa ferramenta no polimento do lixiviado na redução das concentrações do nitrogênio amoniacal.

Os *wetlands* de fluxo vertical possuem uma maior entrada de oxigênio do que os *wetlands* de fluxo horizontal, criando condições mais favoráveis para a nitrificação (Vyzamal, 2010). Yalcuk & Ugurlu (2009) encontraram maiores eficiências na redução de nitrogênio amoniacal no *wetland* de fluxo vertical (48,9%) do que no *wetland* de fluxo horizontal (38,3%) em lixiviados de aterro antigo.

Bulc (2006) tratando lixiviado de um aterro antigo em sistema híbrido, composto por dois *wetlands* de fluxos verticais seguidos por um *wetland* de fluxo horizontal, calculou eficiência de 51% na redução de nitrogênio amoniacal.

A forma de alimentação intermitente em um *wetland* promove um grande arraste de oxigênio para o meio filtrante (Vyzamal, 2010).

Caselles-Osorio e Garcia (2006) trataram lixiviado em *wetlands* subsuperficiais de fluxo horizontal (em escala piloto), um com alimentação intermitente e outro com fluxo contínuo. As eficiências em reduções de concentração nitrogênio amoniacal foram maiores no sistema de alimentação intermitente (75% a 98%) do que no de fluxo contínuo (57% a 75%).

Um dos fatores que pode influenciar na eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal é a temperatura, pois as transformações mediadas por microrganismos como mineralização, nitrificação e desnitrificação, são sensíveis à temperatura e a volatilização da amônia decresce em baixas temperaturas (Maehlum, 1998). Em locais de clima frio, a eficiência dos *wetlands* pode ser prejudicada, contudo é possível a obtenção de melhores resultados, mesmo em locais de clima frio, com a utilização de projetos que melhorem a entrada de oxigênio dentro dos sistemas.

Em um local de clima frio, Nivala *et al.* (2007) tratando lixiviado em um *wetland* subsuperficial horizontal obtiveram eficiência de reduções de concentração de nitrogênio amoniacal maior do que 90%, com um valor máximo de 98%, no período em que o *wetland* operou com o sistema de aeração. Durante o período inicial, sem sistema de aeração, a eficiência na redução de nitrogênio amoniacal alcançou valores menores, com médias de 14% a 40%, chegando a zero em algumas coletas.

Białowiec *et al.* (2012) e Fraser *et al.* (2004) são exemplos da influência da temperatura na eficiência da redução do nitrogênio amoniacal com outros tipos de

efluentes. Białowiec *et al.* (2012) tratando efluentes de dejetos animais em *wetlands* subsuperficiais de fluxos horizontais, encontraram as maiores taxas de remoções de nitrogênio amoniacal nos dias de maior temperatura (30°C) o que teria afetado o metabolismo dos microrganismos, pois foram relatadas maiores taxas de nitrificação e consumo de oxigênio. Fraser *et al.* (2004) utilizando um efluente manipulado, simulando um efluente doméstico, encontraram um declínio na remoção de nutrientes no final do tratamento associando às baixas temperaturas, que teriam diminuído a atividade microbiana.

A taxa de evaporação nos *wetlands* ocorre pela evaporação solar e pela evapotranspiração (realizada pela planta). Campos *et al.* (2002) encontraram valores de taxas de evaporação em *wetland* plantado com taboa de até 4,5 Ld⁻¹, e para o *wetland* plantado com taboa juntamente com uma espécie de gramínea esses valores alcançaram 4,3 Ld⁻¹. Mannarino (2003) em um experimento com *wetland* plantado com uma espécie de gramínea obteve um percentual de evapotranspiração de 80%. Kadlec & Zmarthie (2010) obtiveram a maior perda por evaporação mensal calculada em 27% com TDH de 62 dias em um *wetland* superficial.

Com grandes taxas de evaporação, o volume do efluente pode diminuir significativamente, sem que necessariamente a carga de poluentes seja reduzida. É necessário, portanto, comparar os valores de remoção de carga de poluentes nos sistemas de *wetlands*.

Campos *et al.* (2002) apresentaram resultados de um experimento realizado no Aterro Sanitário de Piraí desenvolvido em *wetlands* em escala piloto, em vasos contendo taboa e uma espécie de gramínea típica da região do aterro e mais um vaso contendo somente solo, alimentados em batelada com água ou lixiviado, sob diferentes configurações, com taxas de detenção hidráulica variando entre 3 a 7 dias. A eficiência na redução de carga de nitrogênio amoniacal foi maior do que 95% e, com relação à redução de carga de DQO a eficiência foi de 70% a 80%, com um valor máximo de 98%.

Mannarino (2003) tratando lixiviado pré-tratado por lodos ativados em um *wetland* plantado com uma espécie de gramínea obteve eficiência média na redução de carga de DQO, 86% e, de redução de carga de nitrogênio amoniacal, 89%.

Kadlec & Zmarthie (2010) tratando um lixiviado pré-tratado em um *wetland* superficial, encontraram eficiência na redução de carga de nitrogênio amoniacal de 22%.

1.4. Toxicidade

A grande quantidade de resíduos na forma de efluentes, gerados pelas atividades humanas acabam tendo seu destino final nos ambientes aquáticos. Desequilíbrios ambientais como redução da diversidade de espécies locais, ou o aumento de espécies indesejáveis têm sido observados na natureza. As análises tradicionais dos compostos químicos, não fornecem dados sobre os efeitos adversos causados ao ecossistema local. Entretanto, um estudo integrado das análises físicas, químicas e ecotoxicológicas, para avaliação e prevenção do risco ambiental, torna-se necessário.

A propriedade de um organismo assimilar e reter um determinado contaminante pode acarretar numa elevação da concentração do mesmo, com probabilidade de causar efeitos deletérios, processo este conhecido como bioacumulação. Esse processo pode ocorrer por absorção direta, a partir do ambiente, ou por absorção indireta, através do alimento contaminado. Conseqüentemente, em uma cadeia alimentar, os contaminantes podem ser transferidos de um nível trófico a outro (Zagatto e Bertoletti, 2008).

As propriedades inerentes dos agentes químicos, tais como transformação no ambiente, potencialidade de bioacumulação, persistência e concentração ambiental ou dose administrada, assim como os processos metabólicos (absorção, distribuição, excreção e mecanismo de destoxificação), determinam o efeito específico num determinado organismo (Zagatto e Bertoletti, 2008).

A toxicidade de agentes químicos no meio hídrico é avaliada por meio de ensaios ecotoxicológicos, ou testes de toxicidade, com organismos representativos da coluna d'água ou dos sedimentos de ambientes de água doce, estuarina ou marinha (Zagatto e Bertoletti, 2008).

Os ensaios ecotoxicológicos dos efluentes, aliados às análises dos parâmetros físico-químicos, nos fornecem dados qualitativos e quantitativos sobre os efeitos adversos de substâncias químicas sobre os organismos aquáticos. O conhecimento da toxicidade dessas substâncias químicas a diferentes organismos aquáticos possibilita, além do estabelecimento de limites permissíveis de várias substâncias químicas para proteção da vida aquática, avaliar o impacto que esses poluentes causam à biota dos corpos hídricos (Zagatto e Bertoletti, 2008).

Os sistemas vivos sejam eles organismos inteiros ou somente parte deles (células, por exemplo), respondem de forma integral com reações específicas a todas as intervenções e perturbações diretas e indiretas, causadas por substâncias nocivas. Em muitos organismos, tais reações são nitidamente visíveis ou facilmente mensuráveis, o que os habilita a serem usados como sensores biológicos de medição de efeitos (Knie e Lopes, 2004).

Os bioensaios indicam integralmente o efeito produzido pelas substâncias existentes na água, quer dizer, também das que surgem como substâncias novas a partir de interações de substâncias e não são detectadas pela análise química (Knie, 1998).

As espécies mais utilizadas para a realização dos ensaios de toxicidade são os peixes, os microcrustáceos e as algas, representando diferentes níveis tróficos. Além, da escolha de organismos representativos do ambiente aquático, é importante, na avaliação de toxicidade de determinado poluente, utilizar organismos de níveis tróficos diferentes. No entanto, não há necessidade de utilizar mais de uma espécie de um mesmo grupo de organismos, pois geralmente espécies de um mesmo grupo têm sensibilidade semelhante; e, inversamente, organismos de níveis tróficos diferentes podem ter sensibilidades distintas (Zagatto e Bertoletti, 2008).

Os efeitos determinados nos bioensaios podem ser agudos ou crônicos e resultam em morte ou em mudanças morfológicas, fisiológicas e histológicas, manifestando-se em alterações no crescimento, na reprodução, no metabolismo, em deformações e no comportamento dos organismos-teste (Knie e Lopes, 2004).

Os efeitos adversos dos poluentes sobre os organismos vivos podem ser quantificados por uma variedade de critérios, como: número de organismos mortos ou vivos, taxa de reprodução, comprimento e massa corpórea, número de anomalias ou incidência de tumores, alterações fisiológicas e, mesmo, a densidade e diversidade de espécies numa determinada comunidade biológica, dentre outros (Zagatto e Bertoletti, 2008).

Os testes de toxicidade são divididos em dois tipos, agudo ou crônico, de acordo com o tempo de exposição dos organismos-testes:

a) Testes de Toxicidade Aguda

São caracterizados pela curta duração de exposição (usualmente 24 a 96 horas), nos quais a letalidade e a imobilização de organismos jovens são os indicadores de efeito mais comumente avaliados. Esse ensaio também permite estabelecer uma relação entre a dose administrada e a intensidade de efeitos adversos observados, calcular uma dose ou uma concentração letal (DL_{50} ou CL_{50}) que é a expressão matemática da dose ou a concentração da substância que provoca morte a 50% da população exposta (Eckenfelder et al., 2009; Dezotti e Valentim, 2008).

Efeito agudo é o efeito deletério causado por agentes químicos a organismos vivos, que se manifesta rápida e severamente. Geralmente, esse efeito ocorre após curto período de exposição (0-96 horas).

b) Teste de Toxicidade Crônica

Expõe organismos testes selecionados a concentrações de amostras conhecidas por períodos de tempo maiores do que os testes agudos, usualmente 7 dias. Avalia a ação do poluente, cujo efeito pode estar relacionado com mudanças no comportamento, de apetite, crescimento, metabolismo, reprodução (diminuindo a taxa de natalidade), alterações nas fases meióticas das células reprodutoras e/ou por anomalias no processo de desenvolvimento embrio-larval, bem como mutações ou morte (Eckenfelder et al., 2009; Dezotti e Valentim, 2008).

O efeito crônico deve ser avaliado quando os testes de toxicidade aguda não forem suficientes para caracterizar um efeito mensurável; é um efeito deletério a organismos vivos, que normalmente manifesta-se após dias, meses ou anos, dependendo do ciclo vital da espécie em estudo. Esse efeito ocorre, em geral, após um prolongado período de exposição a agentes químicos.

O lançamento de efluentes líquidos, mesmo que tratados, de forma contínua no ambiente aquático, pode causar efeitos crônicos, uma vez que os organismos são expostos a baixas concentrações (Dezotti e Valentim, 2008).

1.4.1. Análise dos Dados

Os valores da CE_{50} (concentração efetiva mediana) ou CL_{50} (concentração letal mediana) são utilizados para avaliar os efeitos agudos e são determinados através de análises estatísticas. Quanto mais baixos esses valores, mais tóxicas são as amostras. Os resultados dos bioensaios também podem ser representados em valores de unidades de toxicidade (UT) ou fator de diluição. Unidade de toxicidade é uma medida obtida dividindo-se 100 pelo CENO. CENO é a Concentração de Efeito Não Observado representado pelo número de maior concentração de um efluente líquido que não cause efeito letal num prazo de 48 (quarenta e oito) horas, em testes de toxicidade.

1.4.2. Toxicidade nos Lixiviados

Os lixiviados de aterros sanitários são efluentes muito complexos e com uma grande variabilidade na concentração de seus poluentes, conforme já foi descrito acima. Portanto, é de se esperar que devido a sua elevada carga de compostos orgânicos e inorgânicos, nitrogênio amoniacal e metais pesados, combinados ou individualmente, apresentem níveis elevados de toxicidade (Clément *et al.* 1993).

A contribuição da amônia e da alcalinidade à toxicidade aguda em lixiviados à uma planta aquática da família *Lemnaceae*, foi demonstrada por Clément & Merlin (1995).

Clément *et al.* (1997) associaram níveis de toxicidade aguda à amônia e à alcalinidade em lixiviados de 22 aterros diferentes, utilizando uma bateria de organismos aquáticos.

Wong (1989) relacionou a toxicidade em lixiviados a uma espécie de peixe à amônia e não aos metais pesados, pois os compostos orgânicos e inorgânicos presentes teriam agido como um agente quelante, ao ponto de diminuir a atividade desses metais adsorvidos.

Apesar de muitos estudos associarem a presença da amônia à toxicidade, Byrne *et al.* (2008) pesquisando toxicidade em embriões de uma espécie de ouriço-do-mar, encontraram valores de CE_{50} , abaixo do esperado, em lixiviados com altas concentrações de amônia, associando-os à a contribuição de uma mistura de compostos orgânicos à toxicidade encontrada.

Osada *et al.* (2011) calcularam que a contribuição da amônia para a toxicidade de um lixiviado era de 58,7%, enquanto que os outros agentes tóxicos, mascarados pela presença da amônia, correspondiam por 41,3 % da toxicidade do lixiviado.

A toxicidade do nitrogênio amoniacal em lixiviados de aterros sanitário está relacionada a alguns fatores (Clément & Merlin, 1995), como:

- geralmente altos valores de pH resultam em maiores proporções de amônia na sua forma não ionizada,
- a alta alcalinidade mantém esse pH constante.

Após tratamento, o lixiviado tem seus poluentes e, conseqüentemente seus níveis de toxicidade reduzidos (Jemec *et al.*, 2012; Dave & Nilsson, 2005).

Alves *et al.* (2011) realizaram ensaios de toxicidade aguda com o peixe *Danio rerio* em lixiviado tratado encontrando um valor de CL50;48h igual a 39,91%, e um valor de 1,18% para o lixiviado bruto. A redução nas concentrações de amônia e DQO, depois do tratamento, foram de 99% e 95%, respectivamente, sendo associados à redução da toxicidade.

Em testes de toxicidade aguda de lixiviados de aterros sanitários realizados com bactérias luminescentes, Clément *et al.* (1997) também relacionaram a sensibilidade às concentrações de matéria orgânica medida como DQO.

1.5. Legislação

Até a formulação da Resolução CONAMA nº 430 (Brasil, 2011), os lixiviados recebiam um tratamento similar ao dispensado aos efluentes de origem industrial, obedecendo então aos padrões de lançamento estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357 (Brasil, 2005).

Na Resolução CONAMA nº 430 (Brasil, 2011) que “dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes” encontramos diretrizes específicas para o descarte de lixiviados, onde consta que os efluentes oriundos de sistemas de disposição final de resíduos sólidos de qualquer origem devem atender às condições e padrões definidos no artigo 16, como: pH entre 5 a 9, temperatura inferior a 40°C,

materiais sedimentáveis até 1 mL/L, remoção mínima de 60% de DBO, nitrogênio amoniacal total de 20,0 mg/L N, entre outros.

Em nível estadual, o INEA (Instituto Estadual do Ambiente), possui Normas Técnicas e Diretrizes que regulam o lançamento de efluentes em corpos d'água.

São considerados efluentes industriais, despejos provenientes do estabelecimento industrial, compreendendo efluentes de processo industrial, esgotos sanitários, águas pluviais contaminadas e outras águas contaminadas com matéria orgânica. Por falta de uma legislação estadual específica, considera-se lixiviados de aterros sanitários como sendo efluentes de origem industrial.

A NT-202. R-10 (INEA, 1986) estabelece critérios e padrões para o lançamento direto ou indireto de efluentes líquidos, provenientes de atividades poluidoras, através de quaisquer meios de lançamentos. Essa Norma Técnica fixa padrões físico-químicos e concentrações máximas para diversas substâncias presentes nos efluentes, independente de sua origem.

Os critérios para o lançamento de carga orgânica estão estabelecidos na DZ-205.R-5 (INEA, 2007) diretriz que rege o controle da carga orgânica em efluentes líquidos de origem industrial. Estabelece exigências de controle de poluição das águas que resultem na redução de: matéria orgânica biodegradável; matéria orgânica não biodegradável; e compostos orgânicos que interferem nos mecanismos ecológicos dos corpos d'água e na operação de sistemas biológicos de tratamento implantados pelas indústrias e pelas operadoras de serviço de esgoto. “Os critérios de redução se orientam pela tipologia industrial e pela carga orgânica gerada, com condições menos restritivas para casos de carga orgânica baixa. A alternativa de atendimento a padrão de concentração ou de carga possibilita que indústrias implantem tecnologias de tratamento compatíveis com seu potencial poluidor.”

Segundo a NT-202.R-10 (INEA, 1986) “o órgão estadual poderá estabelecer exigências quanto à redução de toxicidade dos efluentes líquidos, ainda que os mesmos estejam dentro dos padrões preconizados por esta Norma Técnica”. No tocante aos critérios e padrões para controle da toxicidade em efluentes líquidos e industriais foi estabelecida a NT-213.R-4 (INEA, 1990), com o objetivo de “estabelecer critérios e padrões para controle da toxicidade em efluentes líquidos industriais, utilizando testes de toxicidade com organismos aquáticos vivos, de modo a proteger os corpos d'água da ocorrência de toxicidade aguda ou crônica”.

1.6. O Aterro Metropolitano de Gramacho

O Aterro Metropolitano de Gramacho, no município de Duque de Caxias, foi viabilizado pelo Governo Estadual, no âmbito da extinta FUNDREM-Fundação para o Desenvolvimento da Região Metropolitana do Rio de Janeiro, em 1978, por meio de um convênio entre a COMLURB-Companhia Municipal de Limpeza Urbana do Rio de Janeiro e os municípios da Região Metropolitana (Duque de Caxias, Nilópolis, São João de Meriti e Nova Iguaçu).

A área foi usada durante o período de 1977 até 1995 como um local de depósito de resíduos sem nenhum cuidado ou controle. O local que originalmente era composto de manguezais, às margens da Baía de Guanabara, teve seu ecossistema afetado, com a destruição da vegetação local e o assoreamento de grande parte do estuário do Rio Iguaçu (Giordano *et al.*, 2002; Pires, 2002).

A Prefeitura da Cidade do Rio de Janeiro, através da Companhia Municipal de Limpeza Urbana (COMLURB), introduziu uma série de modificações na área a fim de transformar o depósito de resíduos no Aterro Metropolitano de Gramacho (em que pese o mesmo nunca ter obtido, ao longo da sua vida a licença de operação do órgão ambiental) (Giordano *et al.*, 2002; Pires, 2002).

Várias medidas foram tomadas com a finalidade de uma recuperação ambiental da área. Medidas como a cobertura de toda a massa de lixo; drenagem das águas superficiais, do percolado e dos gases produzidos; construção de uma barreira de isolamento de argila orgânica, a fim de impedir a migração de contaminantes para fora da área do aterro; delimitação de uma célula para disposição de resíduos hospitalares; construção de uma estação de tratamento de efluentes (ETE) e recuperação do manguezal (Nascimento, 2002). Atualmente o Aterro Metropolitano de Gramacho não recebe resíduos, pois parou de operar em 2012. Entretanto, a produção de gás e lixiviado continuam, e a ETE continua em funcionamento.

1.6.1. A Estação de Tratamento de Efluentes de Gramacho

Com a finalidade de se definir o melhor processo de tratamento a ser utilizado no Aterro Metropolitano de Gramacho, várias combinações de tratamentos físico-químicos aliados a processos biológicos foram testados em escala laboratorial.

Aspectos como legislação ambiental e custos operacionais, juntamente com as características do lixiviado, foram levados em consideração.

- **Etapa Primária**

O lixiviado é coletado através de um canal de drenagem periférico ao aterro e conduzido para a lagoa de equalização, que tem a função de absorver as variações de vazão ocasionadas pela precipitação pluviométrica no local.

Da lagoa o lixiviado é bombeado para o tanque de homogeneização, onde passa por um processo de retirada de espuma e por uma peneira mecânica que remove os materiais sólidos finos.

Depois de equalizado, retirada espuma, peneirado e homogeneizado, o efluente é levado ao tanque de mistura onde ocorre a adição de uma suspensão de cal para auxiliar na clarificação do efluente. Depois de coagulada, a mistura é sedimentada em três tipos de tanques em série e em seguida para o decantador primário, onde ocorre a sedimentação do lodo não retido nas etapas anteriores. Após a clarificação o efluente passa por um tanque para a retirada de amônia por arraste de ar. Depois disso, o pH é corrigido para uma faixa inferior a 9, a fim de compatibilizá-lo com o tratamento biológico subsequente.

- **Etapa Secundária**

Após a correção do pH, o efluente vai para o tanque de aeração, onde ocorre o tratamento por via biológica aeróbia. O processo por lodos ativados reduz a quantidade de matéria orgânica presente no efluente, em presença de oxigênio e nutrientes. Em seguida o efluente vai para um decantador secundário, onde os flocos biológicos são separados da fase líquida.

- **Etapa Terciária**

O efluente tratado do processo biológico é bombeado através de um filtro de areia para um tanque pulmão, de onde segue para o sistema de nanofiltração. As membranas utilizadas no sistema de nanofiltração retêm a matéria orgânica

remanescente. O efluente tratado é escoado para a baía de Guanabara apresentando ausência de cor e odor.

As etapas da ETE do Aterro Metropolitano de Gramacho estão ilustradas na Figura 7.

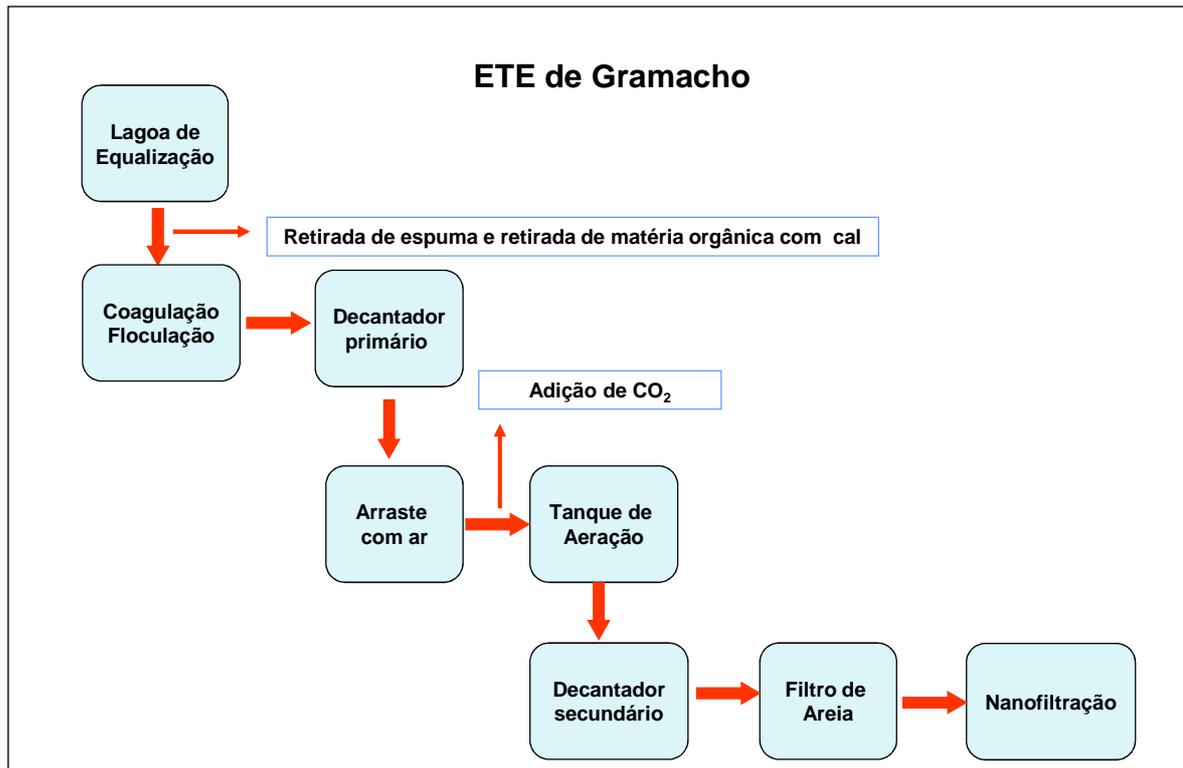


Figura 7- Esquema da Estação de Tratamento de Efluentes do Aterro Metropolitano de Gramacho.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

Foram coletadas amostras de lixiviado da ETE do Aterro Metropolitano de Gramacho, em três pontos diferentes de amostragem:

- lixiviado bruto, após a retirada de espuma
- efluente do tratamento biológico por lodos ativados (afluente ao *wetland*)
- efluente dos *wetlands*

2.1. Coleta e Preservação das Amostras

A amostragem foi feita de maneira simples para os efluentes citados.

Foram utilizados recipientes de plástico descartáveis para o armazenamento das amostras, as quais foram transportadas imediatamente ao Laboratório de Engenharia Sanitária (LES-UERJ). As amostras destinadas aos ensaios ecotoxicológicos foram congeladas a uma temperatura de -10°C . Já as amostras utilizadas para a caracterização físico-química foram mantidas em geladeira a $4 \pm 2^{\circ}\text{C}$.

Para a realização dos ensaios de DBO_5 e para a análise do nitrogênio amoniacal, foi necessária a utilização de ácido sulfúrico (H_2SO_4) como conservante.

As coletas do lixiviado bruto e do efluente do tratamento biológico por lodos ativados foram realizadas no período de maio a agosto de 2011, num total de 10 coletas.

Os *wetlands* foram operados no período de setembro de 2011 a janeiro de 2013, onde foram realizadas 32 coletas de seus afluentes (efluente do tratamento biológico) e efluentes.

2.2. Métodos de Análises e Caracterização

A caracterização das amostras foi realizada de acordo com o Standard Methods (APHA, AWWA, WEF, 2005). A Tabela 1 apresenta os parâmetros físico-químicos utilizados com as respectivas metodologias empregadas.

Tabela 1 - Parâmetros físico-químicos utilizados na caracterização das amostras e suas respectivas metodologias descritas no Standard Methods.

Parâmetros físico-químicos	Métodos
DQO (mg O ₂ /L)	Método 5220 D
DBO ₅ (mg O ₂ /L)	Método 5210 B
COD (mg/L)	Método 5310 B
pH	Método 4500-H ⁺ B
Nitrogênio Amoniacal (mg N-NH ₃ /L)	Método 4500-NH ₃ D
Nitrato (mg NO ₃ ⁻ /L)	Método 4500-NO ₃ ⁻ D
Fósforo (mg P/L)	Método 4500-P E
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	Método 2320 B

Fonte: APHA, AWWA, WEF (APHA, 2005).

2.3. Montagem e Operação dos Wetlands

Em Setembro de 2011 dois *wetlands* em pequena escala foram montados no Aterro Metropolitano de Gramacho. Foram utilizadas caixas plásticas 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 aproximadamente 18 mudas de taboa (*Thypha spp*) em cada caixa. A Figura 8 apresenta um desenho esquemático da montagem dos protótipos.

As mudas de taboa foram retiradas de um local no próprio aterro que fica próximo à lagoa de equalização, demonstrado na Figura 9, já sendo acostumadas ao clima local. Foram retiradas uma a uma com a ajuda de uma pá, com uma porção de terra agregada às raízes e, antes de serem plantadas tiveram suas folhas cortadas. A Figura 10 ilustra um corte transversal de uma muda de taboa.

Todas as caixas utilizadas no estudo foram igualmente montadas. A Figura 11 ilustra uma das caixas preenchidas com brita antes de serem plantadas as mudas

de taboa, e a Figura 12 ilustra as taboas já crescidas após dois meses de operação, em novembro de 2011.

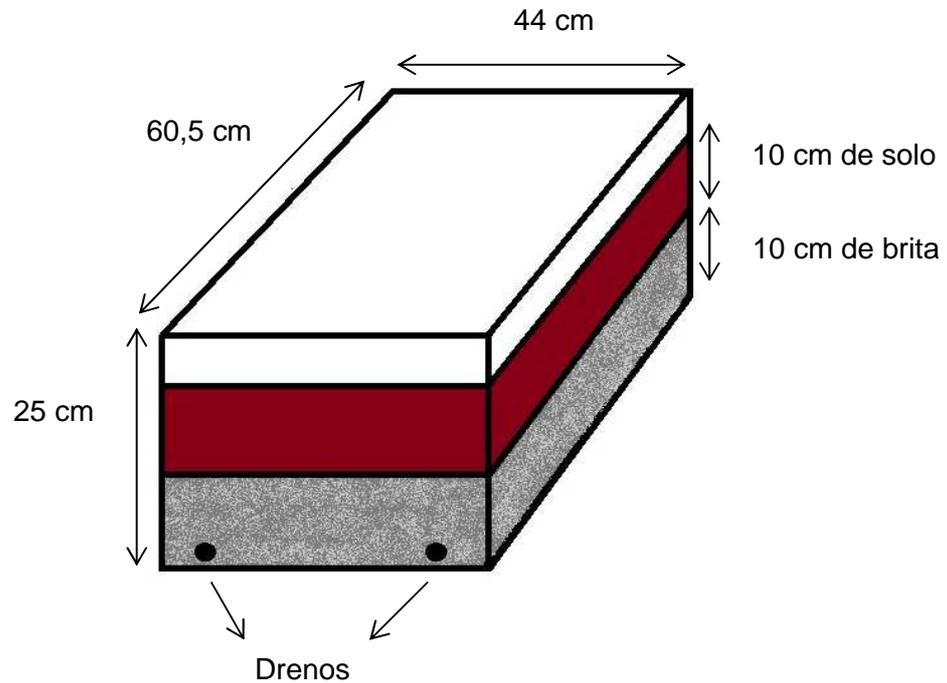


Figura 8 - Desenho representativo de um protótipo de *wetland*.

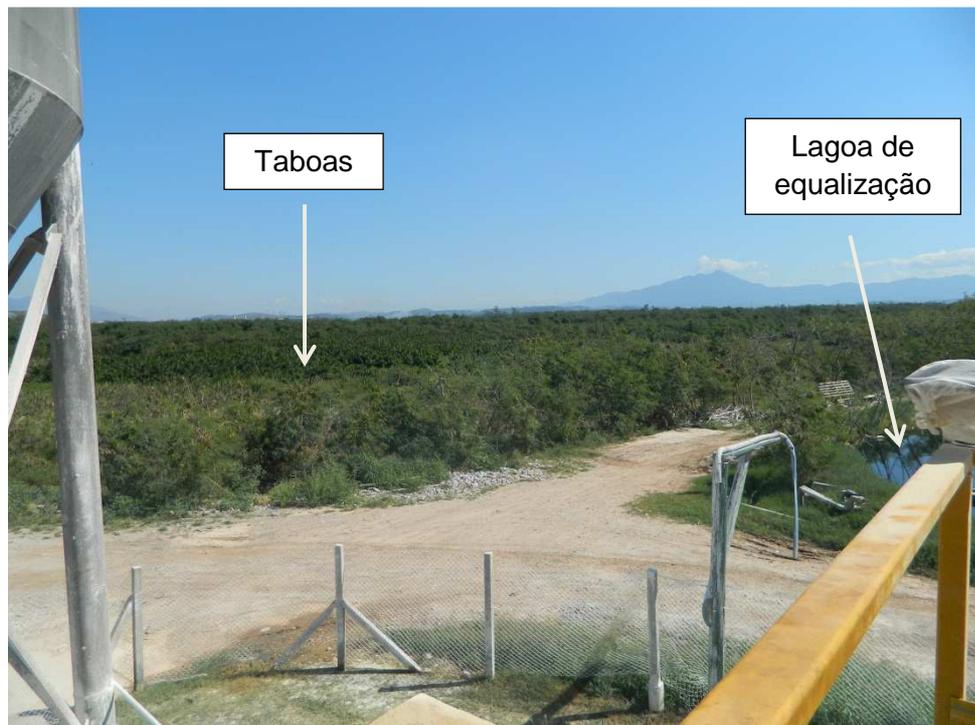


Figura 9 - Fotografia do local de retirada das mudas de taboa, ao lado da lagoa de equalização.



Figura 10 - Fotografia de um corte transversal de uma muda de taboa.



Figura 11 - Fotografia de uma das caixas preenchida com brita, durante a montagem dos protótipos.



Figura 12 - Fotografia dos protótipos após a montagem e plantio das mudas de taboa, em setembro de 2011.



Figura 13 - Fotografia dos protótipos após dois meses de operação, em novembro de 2011.

Inicialmente os vasos foram regados com água por um período 3 semanas para adaptação, depois disso foram alimentados com o efluente do tratamento biológico. Os *wetlands* foram operados por batelada, com um tempo de detenção hidráulica de 7 dias.

Altas concentrações de nitrogênio amoniacal têm sido relacionadas à toxicidade em lixiviados (Dave & Nilsson, 2005). Ao passarem por um tratamento esses valores podem ser bastante reduzidos.

A utilização do lixiviado bruto pode ser prejudicial às plantas utilizadas em *wetlands* construídos, tanto pela elevada concentração de compostos recalcitrantes quanto pela elevada toxicidade observada neste efluente. Contudo, muitas pesquisas desenvolvidas têm optado pela utilização de um lixiviado diluído ou após ter passado por algum tipo de tratamento (Yalcuk & Ugurlu, 2009; Barr & Robinson, 1999; Kadlec, 1998), assim como na presente pesquisa, que se utilizou o efluente do tratamento biológico por lodos ativados.

As amostras dos afluentes e efluentes ao *wetland* foram coletadas para caracterização dos seguintes parâmetros: COD, DQO, nitrogênio amoniacal, nitrato e alcalinidade, realizados conforme descrito em APHA, AWWA, WEF (APHA, 2005).

A pesquisa foi dividida em 6 fases, detalhadas na Tabela 2.

Tabela 2 - Período de operação e afluentes aos *wetlands* nas 6 fases.

Fases	Períodos	Afluente			
		<i>Wetland 1</i>	<i>Wetland 2</i>	<i>Wetland 3</i>	<i>Wetland 4</i>
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	—	—

*Efluente do tratamento biológico

A 1ª fase se estendeu de setembro de 2011 até março de 2012 quando ocorreu a morte das taboas. Foi realizado então um replantio nesse mesmo mês e a 2ª fase durou aproximadamente 3 meses até junho de 2012, quando houve um novo replantio. A 3ª fase durou de junho a julho de 2012.

Em outubro de 2012, a pesquisa foi reiniciada com a montagem de mais dois protótipos. 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 de lixiviado. Vale ressaltar que a lona não interferiu na temperatura local, já que a área permaneceu aberta nas laterais.

A 4ª fase durou de outubro de 2012 a janeiro de 2013. Dentre os quatro *wetlands*, 3 foram alimentados com o efluente do processo biológico e 1 funcionou como um controle para o experimento, sendo alimentado com água. Com a morte das plantas alimentadas com o efluente do tratamento biológico, iniciou-se a fase 5. O *wetland* 4, alimentado com água até o momento, passou a ser alimentado com o efluente do tratamento biológico. Dos outros três vasos, dois deles passaram a servir de controle e o outro continuou a ser alimentado com o efluente do tratamento biológico.

Após a 5ª fase, em janeiro de 2013, duas caixas foram replantadas, uma delas foi alimentada com água e a outra com o efluente do tratamento biológico diluído em água (50%), caracterizando a 6ª fase da pesquisa.

Na Tabela 3 estão enumeradas o total de coletas feitas durante a pesquisa. 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 3 - Número de amostras coletadas nos *wetlands* durante as 4 fases iniciais de operação, onde A= afluyente e E= efluente.

Fases	Períodos	Nº de Amostras					
		Wetland 1		Wetland 2		Wetland 3	
		A	E	A	E	A	E
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 de efluentes menor do que de afluentes, pois por três vezes no dia da coleta, todo o efluente havia secado.

2.4. Cálculo da Redução de Cargas dos Poluentes

A redução dos poluentes em termos de carga poluidora leva em consideração a redução do volume do efluente alimentado ao *wetland*. A redução percentual de cada poluente é obtida realizando-se um balanço de massa na alimentação e no efluente final do ensaio, segundo a equação abaixo:

$$\text{Redução (\%)} = \frac{V_a C_a - V_e C_e}{V_a C_a} \times 100 \quad (1)$$

Onde: V_a e V_e são os volumes do afluente e do efluente ao final do experimento; C_a e C_e são as concentrações do afluente e do efluente ao final do experimento.

2.5. Processamento dos Dados Experimentais

As análises estatísticas das amostras foram realizadas com o auxílio do programa GraphPad Prism 5.

2.6. Ensaio de Toxicidade

Foram realizados testes de toxicidade segundo as normas:

- NBR 15088 (ABNT-2004), com o peixe *Danio rerio*
- NBR 15411-3 (ABNT-2006), com a bactéria luminescente *Vibrio fischeri*.

2.6.1. *Danio rerio*

Foi realizado o teste estático, no qual os organismos-teste são expostos a várias concentrações da amostra, sem renovação, por 48 h. O ensaio consiste na exposição de dez organismos em seis concentrações, em um volume total de 1 litro, conforme descrito na Tabela 4.

O teste se baseia na diferença de luminosidade emitida pelas bactérias no início do ensaio e após o tempo de contato com a amostra.

O cálculo da CE50 foi realizado a partir de regressão linear entre os valores das concentrações e as respectivas reduções de luminescência, induzidas pelos contaminantes da amostra. O programa utilizado para o cálculo da CE50% foi o MicrotoxOmni.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Caracterização Físico-química do Lixiviado Bruto e do Efluente do Tratamento Biológico do Aterro Metropolitano de Gramacho

Antes da montagem dos *wetlands*, foi feita uma caracterização do lixiviado com a finalidade de obter um melhor conhecimento do efluente que seria utilizado. As características físico-químicas do lixiviado bruto e do efluente do tratamento biológico, realizadas no período de agosto de 2011 a maio de 2012, estão apresentadas nas Tabelas 5 e 6. O resultado da caracterização do lixiviado bruto e do efluente do tratamento biológico encontra-se no Anexo 1.

Tabela 5 - Caracterização físico-química do lixiviado bruto do Aterro Metropolitano de Gramacho realizados no período de agosto de 2011 a maio de 2012.

Parâmetro	n	Intervalo de variação	Mediana
DQO (mg O ₂ /L)	10	2248 - 4031	3099
DBO ₅ (mg O ₂ /L)	5	50 - 482	158
COD (mg/L)	10	544 - 1467	1019
DBO/DQO	5	0,015 - 0,142	0,064
DQO/COD	10	1,8 - 4,2	3,5
pH	10	8,0 - 9,5	9
N-NH ₃ (mg/L)	10	1271 - 2017	1746
Nitrato (mg NO ₃ ⁻ /L)	3	2,5 - 16	12
Fósforo (mg P/L)	10	3,0 - 15	8
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	10	5875 - 9353	8080

Com a caracterização dos parâmetros físico-químicos, observa-se que o lixiviado do Aterro Metropolitano de Gramacho possui as características de um aterro antigo, no qual os resíduos encontram-se em uma fase avançada de decomposição.

O lixiviado possui alto teor de matéria orgânica quantificada indiretamente através da DQO (2248 a 4031 mg O₂/L), o que demonstra seu alto potencial poluidor. Quanto à matéria orgânica carbonácea, quantificada indiretamente através da DBO (50 a 482 mg O₂/L) e, diretamente através da COD (544 a 1467 mg/L), pode-se perceber que esses valores estão bem abaixo dos valores de DQO.

Tabela 6 - Caracterização físico-química do lixiviado tratado pelo processo de lodos ativados do Aterro Metropolitano de Gramacho realizada no período de agosto de 2011 e maio de 2012.

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

A baixa relação DBO/DQO (0,015 a 0,142) do lixiviado indica a baixa biodegradabilidade aeróbia com a predominância de matéria orgânica refratária. De acordo com Tchobanoglous *et al.* (1993) essa relação se aproxima de 0,2 em aterros antigos.

Em aterros antigos, espera-se também uma alta concentração de nitrogênio amoniacal, o que pode ser observado no lixiviado em questão (1271 a 2017 mg N-NH₃/L).

A característica de um lixiviado de um aterro antigo pode ser prejudicial ao tratamento biológico, o que pode ser amenizado com a associação deste com um tratamento físico-químico, assim como ocorre na Estação de Tratamento de Efluentes de Gramacho. O tratamento biológico pode ser indicado para a remoção do nitrogênio amoniacal, auxiliando inclusive na remoção da DQO remanescente (residual) (Moravia, 2007).

Observa-se no efluente do tratamento biológico, redução na concentração da matéria orgânica quantificada indiretamente pela DQO (3099 para 1527 mg O₂/L), e também uma redução da matéria orgânica carbonácea quantificada indiretamente através da DBO (158 para 57 mg O₂/L) e, diretamente através da COD (1019 para 424 mg/L). Após o tratamento biológico observa-se também uma redução nas concentrações de fósforo.

A concentração de nitrogênio amoniacal também reduziu (1746 para 224 mg N-NH₃/L), juntamente com um consumo da alcalinidade e elevação da concentração de nitrato, demonstrando que ocorreu o processo aeróbio da nitrificação.

Após a passagem do lixiviado pelos tratamentos físico-químico e biológico, é possível perceber uma redução do seu potencial poluidor, contudo as concentrações de matéria orgânica e inorgânica ainda encontram-se elevadas, acima dos níveis permitidos pela legislação. Este fato demonstra ser necessário um polimento no efluente do tratamento biológico, com o objetivo da redução dessa carga orgânica.

Os *wetlands* montados em escala piloto na presente pesquisa fazem parte de uma proposta da utilização desse sistema como um polimento para o efluente do tratamento biológico por lodos ativados.

3.2. Redução de Poluentes em Termos de Concentração

3.2.1. Redução da Concentração de Nitrogênio Amoniacal (N-NH₃)

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 representados na Tabela 7 e nas Figuras 15 e 16. A caracterização do efluente do tratamento biológico e dos efluentes dos *wetlands* encontra-se no Anexo 2.

Tabela 7 - Concentrações médias de nitrogênio amoniacal no efluente do tratamento biológico e nos efluentes dos *wetlands* nas fases 1, 2, 3 e 4.

N-NH₃				
Fases	Afluente (mg/L) (n)	Saída (mg/L)		
		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

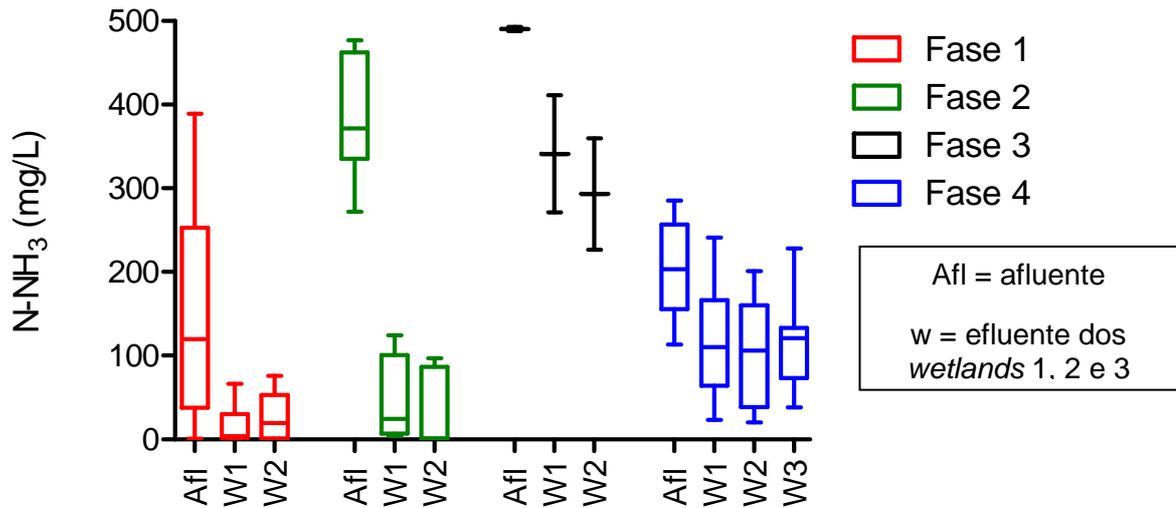


Figura 15 - Representação gráfica (*box plot*) da distribuição das concentrações de nitrogênio amoniacal no efluente do tratamento biológico e nos efluentes dos *wetlands* nas fases 1, 2, 3 e 4.

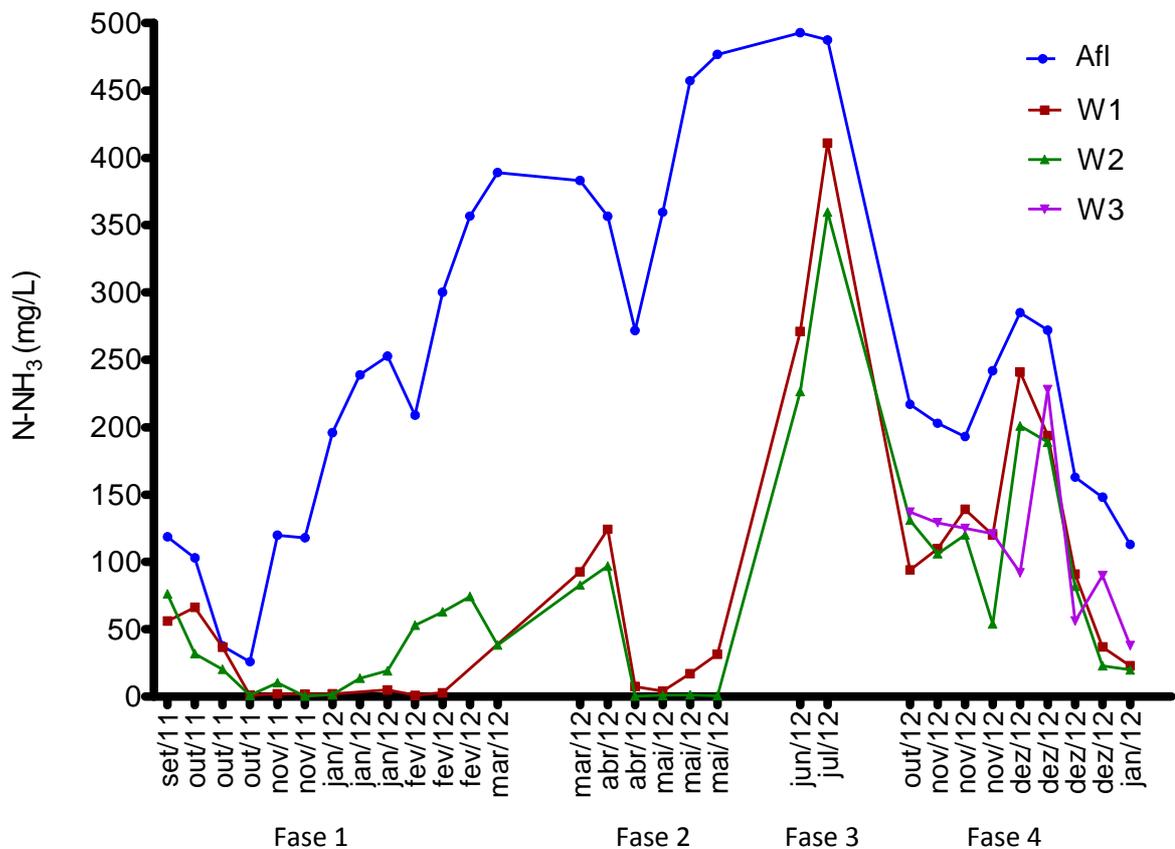


Figura 16 - Concentrações de nitrogênio amoniacal no efluente do tratamento biológico e efluentes dos *wetlands* 1, 2 e 3, em cada dia de coleta.

A 1ª fase de operação dos *wetlands* se estendeu de setembro de 2011 a março de 2012, período no qual o *stripping* da estação de tratamento de efluentes do Aterro Metropolitano de Gramacho começou a apresentar problemas operacionais. É possível observar um aumento na concentração de N-NH₃ da fase 1 para as fases 2 e 3, que ocorreram de março a julho de 2012. Na fase 1 os valores variaram na faixa de 26 a 389 mg/L, na fase 2 de 272 a 477 mg/L e na fase 3 de 493 a 488 mg/L. Em agosto de 2012 o funcionamento da ETE foi normalizado. A fase 4 ocorreu com o *stripping* funcionando normalmente, e os valores de nitrogênio amoniacal variaram de 113 a 285 mg/L.

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 17.

A diferença das medianas das concentrações dos afluentes e efluentes, para as fases 1, 2 e 4, tem significância estatística ($p < 0,05$). Na fase 3 não foi possível fazer a comparação, pois o número de dados foi insuficiente.

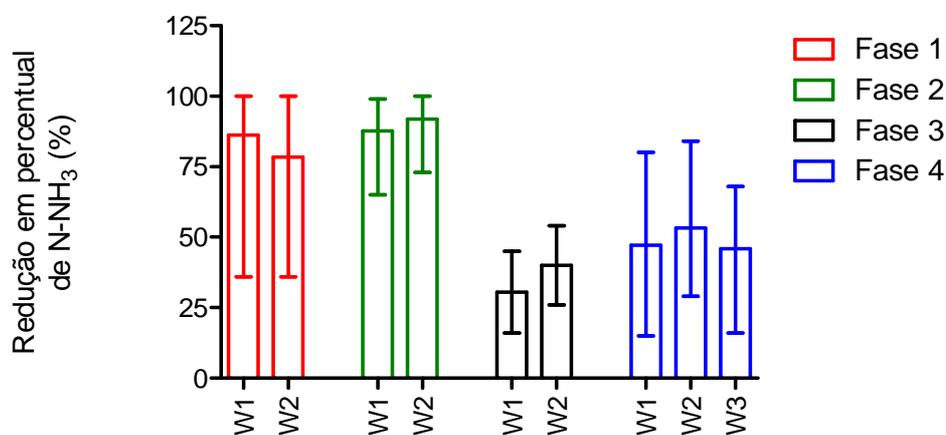


Figura 17 - Valores das reduções de concentração de nitrogênio amoniacal, nos *wetlands* 1, 2 e 3, nas fases 1, 2, 3 e 4.

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.

Yalcuk & Ugurlu (2009) utilizando um lixiviado diluído obtiveram reduções de concentração de nitrogênio amoniacal de 48,9% em um sistema de fluxo vertical e, reduções de 38,3% em um sistema de fluxo horizontal.

Bulc (2006), ao operar um sistema híbrido para tratar um lixiviado de aterro antigo, obteve eficiência de 51% na redução de nitrogênio amoniacal.

Nivala *et al.* (2007) apresentam resultados de mais de 90% de redução da concentração do nitrogênio amoniacal, em um *wetland* subsuperficial escala piloto, com um sistema de aeração forçada.

Caselles-Osorio e Garcia (2006) obtiveram reduções na concentração de nitrogênio amoniacal de 75 a 98% em um *wetland* subsuperficial, em escala piloto, com alimentação intermitente.

Kadlec e Zmarthie (2010) apresentaram resultados de redução de 92% na concentração de nitrogênio amoniacal de um lixiviado pré-tratado, ao passar por um *wetland* superficial, com um TDH de 62 dias.

Mannarino *et al.* (2006) apresentaram resultados de 45% de redução de nitrogênio amoniacal em um *wetland* subsuperficial, em um TDH de 9 dias.

A nitrificação é um dos mecanismos primários de remoção de nitrogênio amoniacal, juntamente com a assimilação pelas plantas (Kadlec & Knight, 1996). Segundo Philippi e Sezerino (2004) o sistema de fluxo vertical é mais empregado para a nitrificação devido a maior incorporação de oxigênio no material filtrante. Contudo, os resultados alcançados nas fases 1 e 2 da presente pesquisa foram maiores do que os resultados apresentados por Yalcuk & Ugurlu (2009) e Bulc (2006), que se tratam de um sistema vertical e um sistema híbrido, respectivamente.

Resultados semelhantes às fases 1 e 2, foram alcançados por Nivala *et al.* (2007) e Caselles-Osorio Garcia (2006), o que demonstra que os resultados da presente pesquisa podem ser considerados satisfatórios, visto que os protótipos de *wetland* não dispuseram de nenhum artifício que aumentasse a entrada de oxigênio dentro dos sistemas. A aeração forçada no sistema de Nivala *et al.* (2007) permite a ocorrência da nitrificação, que é a oxidação biológica da amônia a nitrato sob condições aeróbias e, de acordo com Philippi e Sezerino (2004) a forma de aplicação intermitente promove a entrada de oxigênio para o meio filtrante, o que

pode ter favorecido na redução da concentração de nitrogênio amoniacal no *wetland* subsuperficial de Caselles-Osorio e Garcia (2006).

A importância das plantas em sistemas de *wetlands* é conhecida, inclusive pela oxigenação do solo através dos rizomas das plantas (Brix, 1994; Brix e Schierup, 1990, Brix, 1987), permitindo a ocorrência da nitrificação, uma das formas em que pode haver redução nas concentrações de nitrogênio amoniacal. Esse fato pode ter sido importante na presente pesquisa, pois as maiores eficiências em remoção de nitrogênio amoniacal ocorreram nas fases 1 e 2, nas quais taboas atingiram uma maior biomassa.

3.2.1.1. Fatores que Interferem na Redução da Concentração de Nitrogênio Amoniacal

- pH

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*, como pode ser observado na Figura 18.

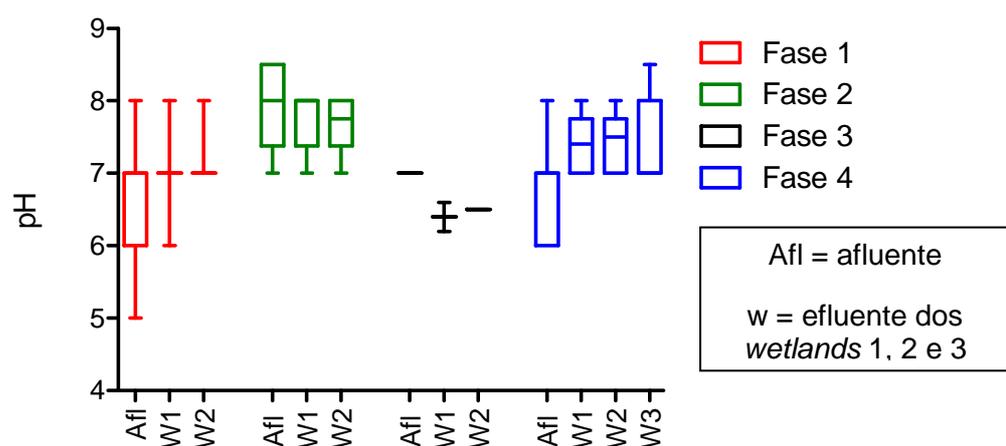


Figura 18 - Representação gráfica (*box plot*) da distribuição dos valores de pH no efluente do tratamento biológico e nos efluentes dos *wetlands* nas fases 1, 2, 3 e 4.

Valores de pH maiores do que 8,5 (Kadlec & 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.

- **Alcalinidade**

Os valores de alcalinidade são, juntamente com os de pH, são limitantes ao processo de nitrificação, pois para valores abaixo de 50 mg CaCO₃/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 mg CaCO₃/L, não podendo ser considerado um fator limitante ao processo de nitrificação. A distribuição dos valores de concentração de alcalinidade está representada na Figura 19.

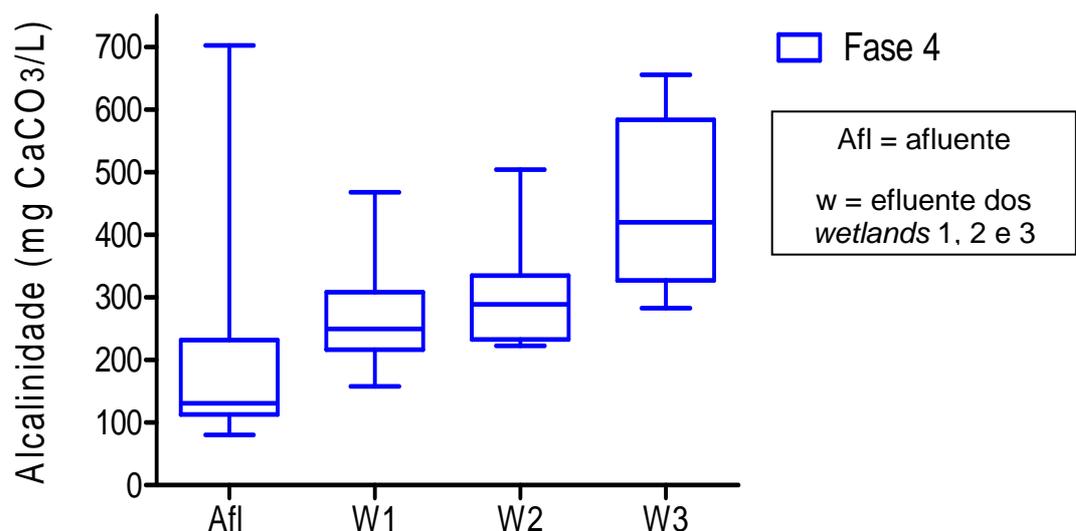


Figura 19 - Representação gráfica (*box plot*) da distribuição dos valores de concentração de alcalinidade no efluente do tratamento biológico e no efluente dos *wetlands* durante a fase 4.

- **Temperatura**

A temperatura também é um parâmetro que pode influenciar na volatilização do nitrogênio amoniacal. Leite *et al.* (2009) demonstraram 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.

3.2.2. Redução da Concentração de Nitrato (NO₃⁻)

Os valores de concentração de nitrato do efluente do tratamento biológico e do efluente dos *wetlands* foram monitorados durante parte do período de experimento de janeiro de 2012 a janeiro de 2013, durante as fases 1, 2, 3 e 4, conforme representados na Tabela 8 e na Figura 20. A caracterização do efluente do tratamento biológico e dos efluentes dos *wetlands* encontra-se no Anexo 2.

Tabela 8 - Concentrações médias de nitrato no efluente do tratamento biológico e nos efluentes dos *wetlands* nas fases 1, 2, 3 e 4.

NO ₃ ⁻				
Fases	Afluente (mg/L) (n)	Saída (mg/L)		
		Wetland 1 (n)	Wetland 2 (n)	Wetland 3 (n)
1	775 (7)	230 (4)	453 (7)	—
2	585 (6)	295 (6)	321 (6)	—
3	539 (2)	375 (2)	326 (2)	—
4	431 (9)	411 (9)	389 (9)	431 (9)

O nitrato pode ser incorporado à biomassa das plantas como uma das fontes de nitrogênio, porém em presença de nitrogênio amoniacal deixa de ser a fonte preferencial (Kadlec & Wallace, 2008).

A diferença das medianas das concentrações dos afluentes e efluentes, para as fases 1, 2 e 3, tem significância estatística ($p < 0,05$).

As concentrações de nitrato foram reduzidas em 72% e 44%, na fase 1; 47% e 43%, na fase 2; e 36% e 46%, na fase 3; nos *wetlands* 1 e 2, respectivamente. Esse consumo de nitrato pode ser decorrente do processo de denitrificação ou de sua incorporação à biomassa das plantas.

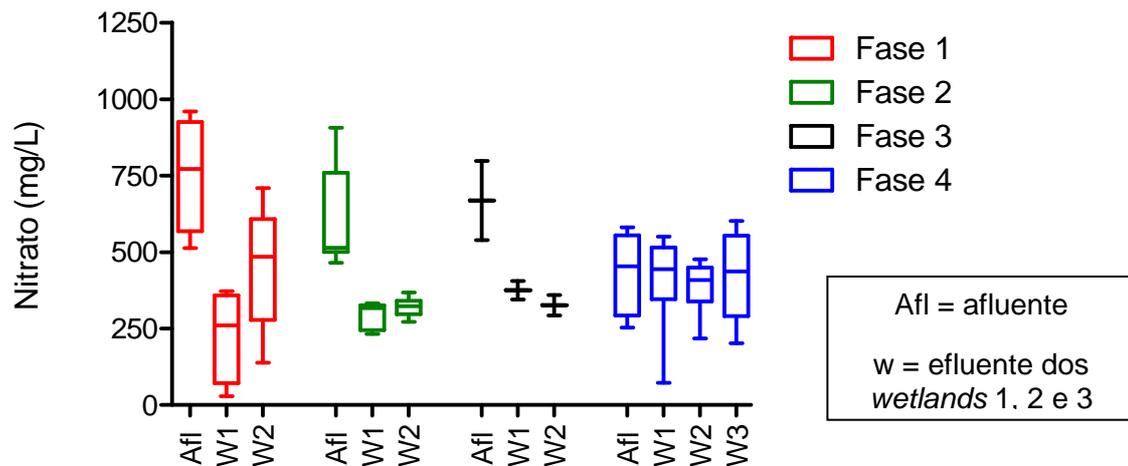


Figura 20 - Representação gráfica (*box plot*) da distribuição dos valores de concentração de nitrato no efluente do tratamento biológico e nos efluentes dos *wetlands* durante as fases 1, 2, 3 e 4.

Durante a fase 4, o comportamento dos *wetlands* em relação às concentrações de nitrato não foi constante, ora aumentando, ora reduzindo.

A comparação entre os valores medianos de pH e alcalinidade, revelou uma diferença significativa ($p < 0,05$) entre os afluentes e efluentes dos *wetlands* da fase 4, estes últimos com valores mais baixos. O comportamento desses dois parâmetros podem ser indicadores do processo de desnitrificação, pois segundo Sousa *et al.* 2005, este processo ao consumir a acidez, aumenta a alcalinidade juntamente com o aumento do pH.

A inundação do material filtrante em sistemas de *wetlands*, ao impedir a entrada de ar, promovem ambientes anóxicos (Philippi e Sezerino, 2004; Vyzamal, 2010), porém as macrófitas liberam oxigênio em regiões próximas às raízes, permitindo a existência de regiões aeróbias (Brix, 1994; Brix & Schierup, 1990). O processo de depuração do nitrogênio amoniacal inclui várias etapas que podem estar ocorrendo simultaneamente. Isto significa dizer que processos de nitrificação e desnitrificação podem ocorrer simultaneamente, com produção e consumo simultâneos de nitrato. Entretanto, ao se avaliar as diferenças de concentrações de nitrato entre afluentes e efluentes de *wetlands*, não se pode chegar a uma conclusão sem que seja feito um balanço de massa que demonstre melhor o processamento do nitrogênio.

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, 1986), de 5 mg N-NH₃/L.

3.2.3. 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 representados na Tabela 9 e nas Figuras 21 e 22. A caracterização completa do efluente do tratamento biológico e dos efluentes dos *wetlands* encontra-se no Anexo 2.

Tabela 9 - Concentrações médias de DQO no efluente do tratamento biológico e nos efluentes dos *wetlands* nas fases 1, 2, 3 e 4.

DQO				
Fases	Afluente (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

As concentrações dos efluentes e afluentes, nas fases 1, 2 e 4, revelaram diferença significativa ($p < 0,05$). Na fase 3 não foi possível fazer a comparação, pois o número de dados foi insuficiente.

Os valores médios de redução de concentração de DQO foram de 42% e 40%, na fase 1; 41% e 41%, na fase 2; 30% e 31%, na fase 3, para os *wetlands* 1 e 2 ; e na fase 4, 21%, 25% e 25%, para os *wetlands* 1, 2 e 3, conforme ilustrado na Figura 23.

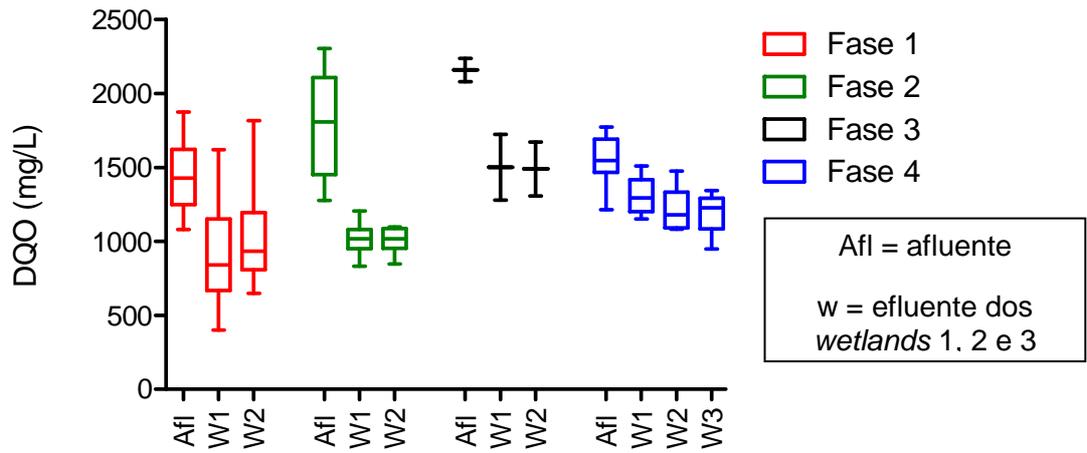


Figura 21 - Representação gráfica (*box plot*) da distribuição das concentrações de DQO no efluente do tratamento biológico e nos efluentes dos *wetlands* nas fases 1, 2, 3 e 4.

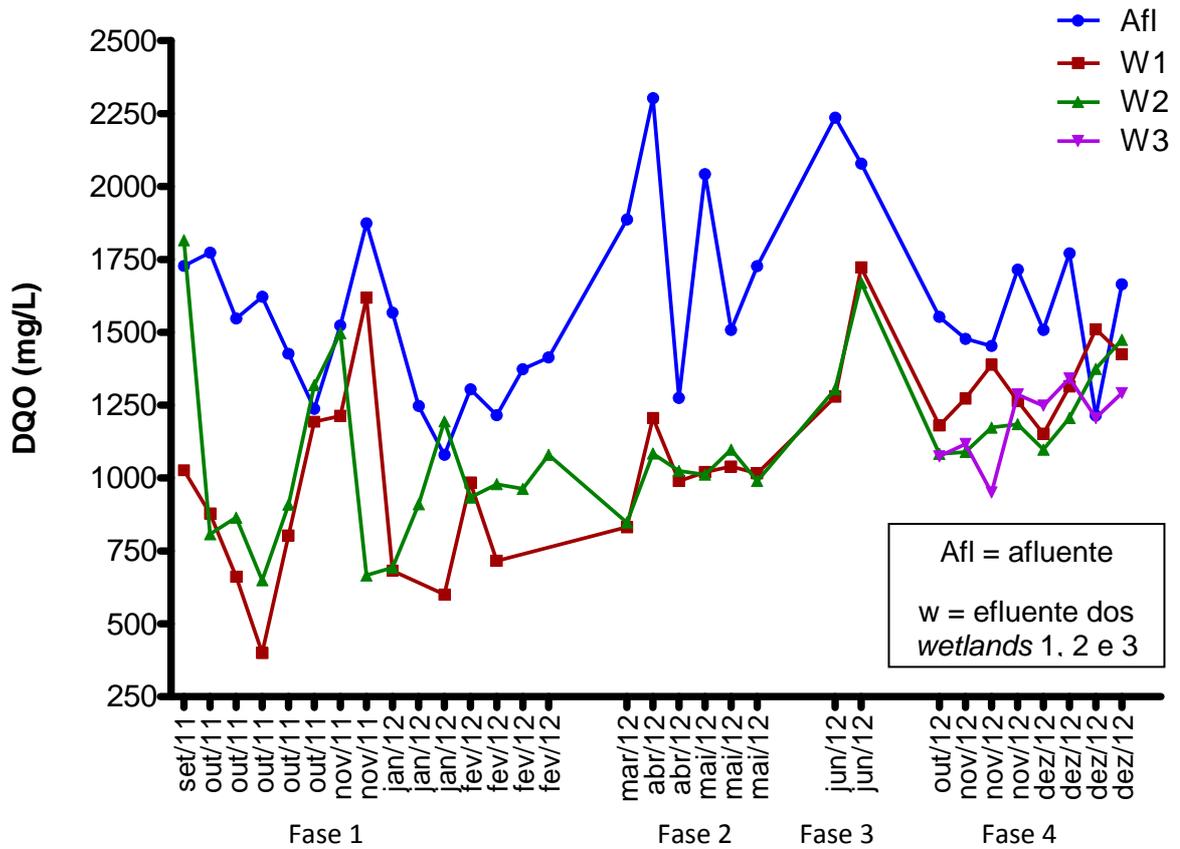


Figura 22 - Valores do parâmetro DQO nos afluentes e efluentes dos *wetlands* em cada dia de coleta.

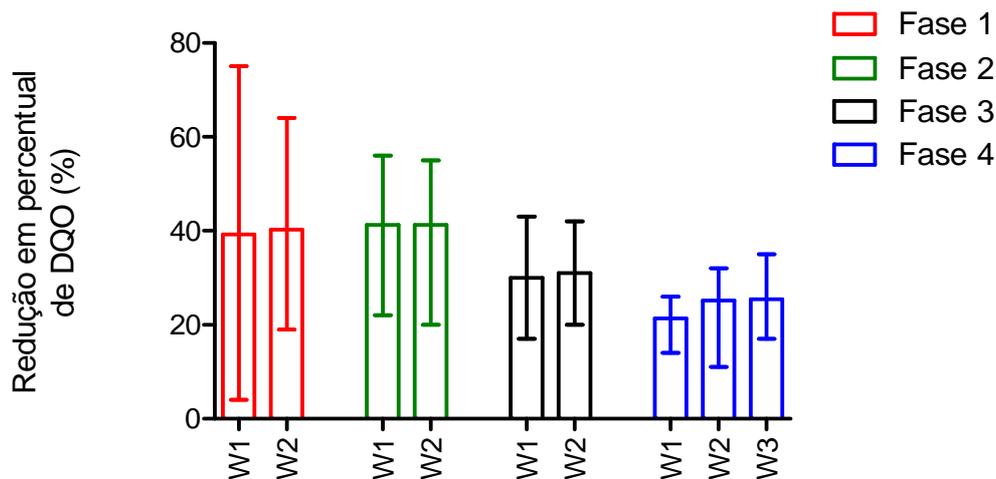


Figura 23 - Valores das reduções de concentração de DQO, nos *wetlands* 1, 2 e 3, durante as fases 1, 2, 3 e 4.

Yalcuk & Ugurlu (2009) apresentaram reduções médias de concentração de DQO de 35% em um sistema horizontal e, de 30%, em um sistema vertical, no tratamento de um lixiviado de aterro antigo. Os autores consideraram baixa a eficiência dos sistemas e, associaram esses valores à baixa concentração de compostos orgânicos biodegradáveis no lixiviado, dada à baixa correlação DBO/DQO ($< 0,1$).

Nivala *et al.* (2007) utilizando um *wetland* subsuperficial, escala piloto, obtiveram resultados de 53%, 0%, 2% e 13% na redução da DQO, para as diferentes estações do ano, inverno, outono, verão e primavera, respectivamente. Com a utilização de um sistema de aeração no *wetland*, a eficiência do sistema aumentou para 44%, 48%, 60% e 35%, para as diferentes estações, na mesma sequência.

Mannarino *et al.* (2006) apresentaram resultados de 31% de redução de DQO em um *wetland* subsuperficial, em um TDH de 9 dias.

Na presente pesquisa também foi utilizado um lixiviado com baixas concentrações de compostos orgânicos, isto é, originalmente de um aterro antigo, e os resultados de redução de DQO das fases 1 e 2 ficaram um pouco acima dos resultados encontrados por Yalcuk & Ugurlu (2009).

O resultados de redução de concentração de DQO das fases 1 e 2, estão bem parecidos com os valores apresentados por Nivala *et al.* (2007), após o período de aeração do *wetland*. Dentre os resultados apresentados por Nivala *et al.* (2007), o

de maior eficiência ocorreu no verão (60%) e, foi maior do que os resultados apresentados na presente pesquisa. Segundo Saeed & Sun (2012), a remoção da matéria orgânica em *wetlands* pode ser influenciada pela temperatura, todavia 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.

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

3.2.4. Redução de Concentração de Carbono Orgânico Dissolvido (COD)

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 10 e nas Figuras 24 e 25. A caracterização do efluente do tratamento biológico e dos efluentes dos *wetlands* encontra-se no Anexo 2.

Tabela 10 - Concentrações médias de COD no efluente do tratamento biológico e nos efluentes dos *wetlands* nas fases 1, 2 e 3.

COD			
Fases	Entrada (mg/L) (n)	Saída (mg/L)	
		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

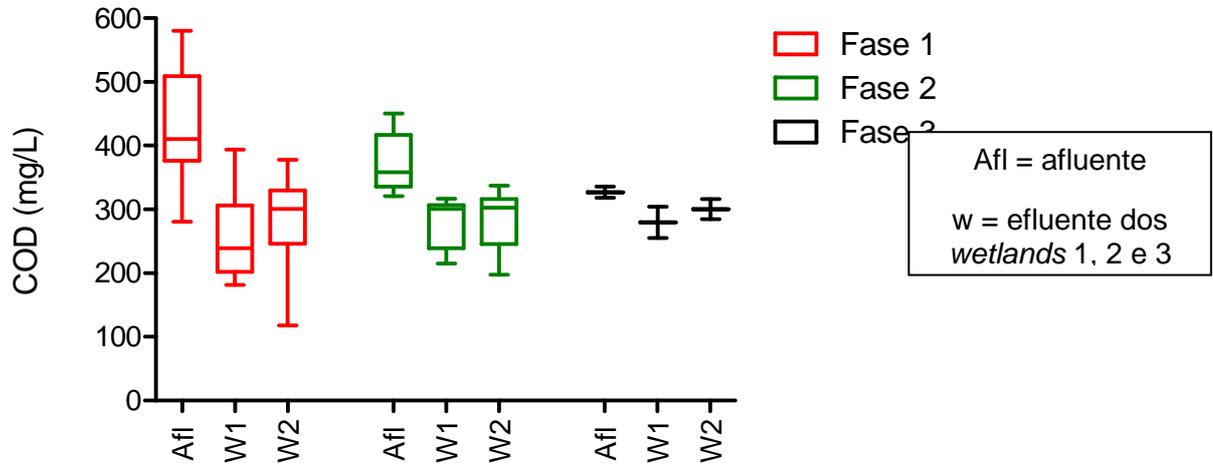


Figura 24 - Representação gráfica (box plot) da distribuição das concentrações de COD no efluente do tratamento biológico e nos efluentes dos wetlands.

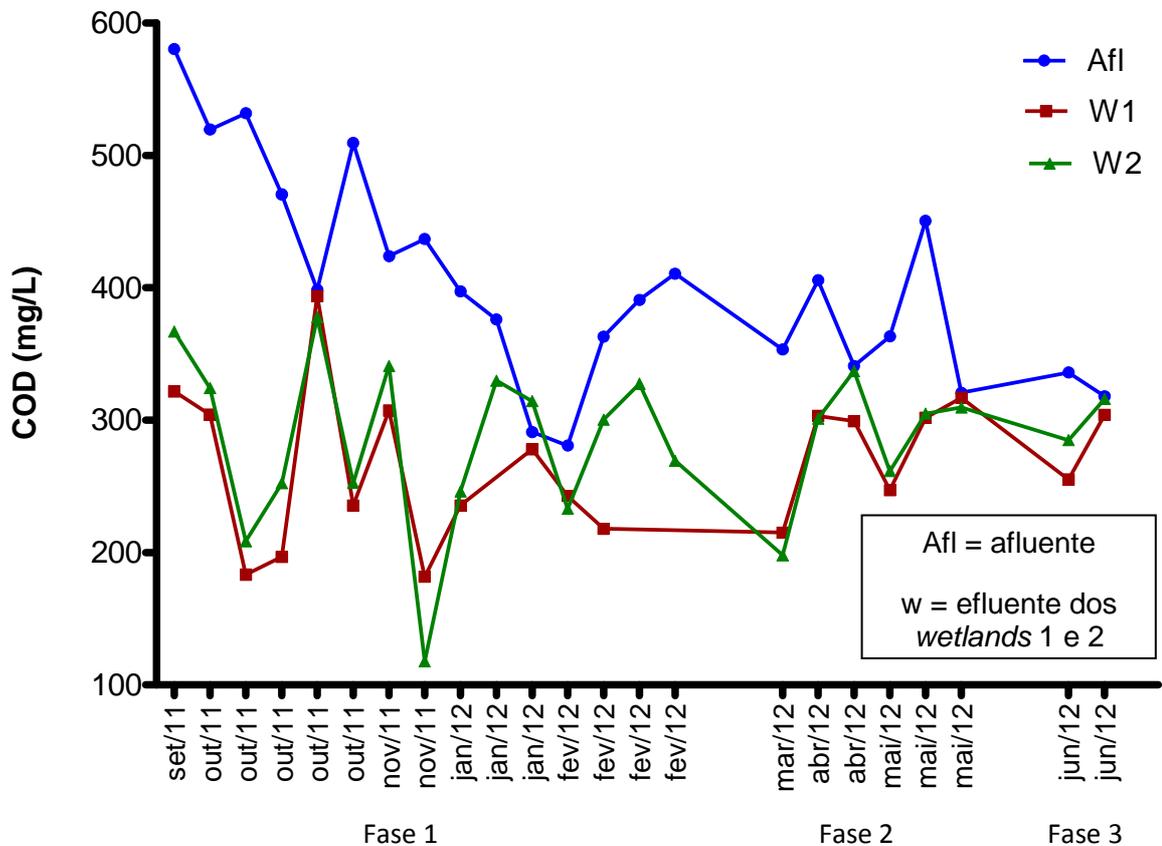


Figura 25 - Distribuição das concentrações de COD no efluente do tratamento biológico e efluentes dos wetlands em cada dia de coleta, das fases 1, 2 e 3.

As concentrações dos efluentes e afluentes, nas fases 1, 2 e 4, revelaram diferença significativa ($p < 0,05$). Na fase 3 não foi possível fazer a comparação, pois o número de dados foi insuficiente.

As reduções de concentração de COD foram 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 26.

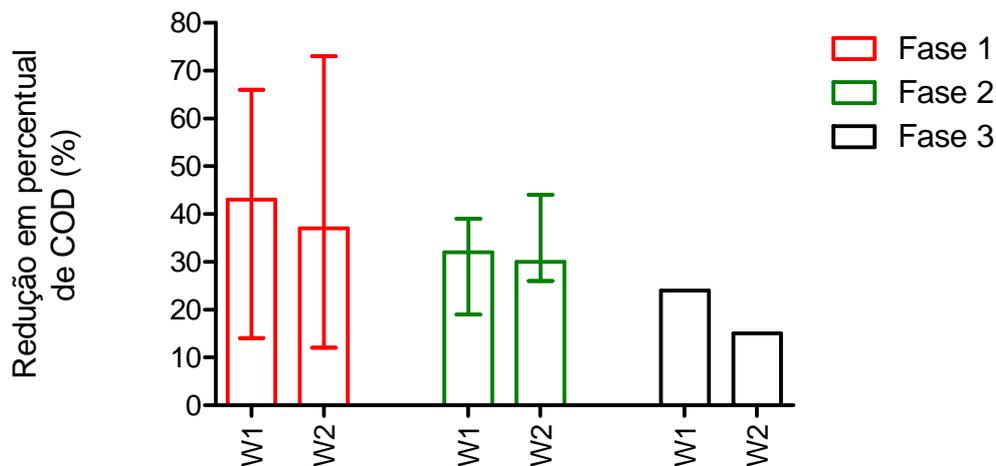


Figura 26 - Valores das reduções de concentração de COD, nos *wetlands* 1, 2 e 3, durante a pesquisa, nas fases 1, 2 e 3.

O fato do efluente em questão ser proveniente de um aterro antigo pode ser uma das explicações para a baixa redução de concentração de COD. Lixiviados de aterros que se encontram na fase metanogênica possuem em sua composição elevadas concentrações de substâncias húmicas (Almeida e Vilhena, 2000). As substâncias húmicas são compostos refratários associados à recalcitrância em lixiviados, isto é, com uma baixa biodegradabilidade (Moravia, 2010), o que poderia estar associado a baixa redução na concentração de COD. Contudo, para um maior entendimento, seria necessário que fossem determinadas as concentrações de substâncias húmicas.

3.3. Redução dos Poluentes em Termos de Carga

As reduções de concentração em termos de carga orgânica não são levadas em consideração na legislação, que considera somente a concentração dos

poluentes na avaliação do potencial poluidor de um efluente. Contudo, efluentes com baixa concentração de poluentes e grandes vazões podem lançar cargas significativas dos mesmos no meio receptor com efeitos deletérios para o mesmo.

Durante as fases 1, 2 e 3 da pesquisa, os vasos estavam descobertos, fazendo com que o volume de entrada de lixiviado tivesse uma variação de acordo com o índice pluviométrico semanal. Por esse motivo, quando os sistemas foram refeitos, na fase 4, foi utilizada uma lona para impedir que a água da chuva fosse adicionada aos *wetlands*.

Foram analisados 27 ensaios, 9 de cada *wetland*.

Os resultados apresentados em termos de redução percentual de carga de poluentes referem-se somente às análises de DQO e nitrogênio amoniacal da fase 4.

As eficiências em redução de carga orgânica, de DQO e nitrogênio amoniacal, foram calculadas nos *wetlands* 1, 2 e 3 durante os meses de outubro de 2012 a janeiro de 2013, na fase 4, com um total de 9 coletas sendo, 1 em outubro, 3 em novembro, 4 em dezembro e 1 em janeiro.

3.3.1. Redução de Carga de DQO

Os valores médios de redução de DQO ficaram entre 40% a 50% nos *wetlands* 1 e 2, alcançando um valor máximo de 70% no *wetland* 3, conforme representado na Figura 27.

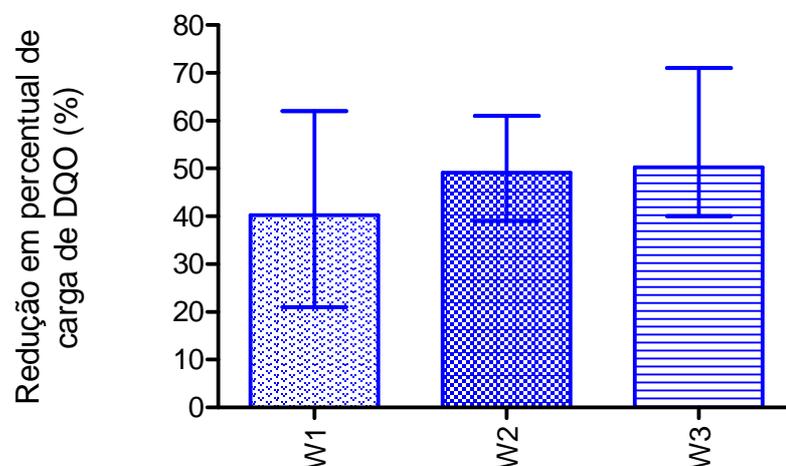


Figura 27 - Reduções percentuais de carga orgânica de DQO nos *wetlands* 1, 2 e 3, durante a fase 4.

Campos *et al.* (2002) utilizando *wetland* em escala piloto obtiveram resultados entre 70 a 80% em sistemas plantados com gramínea e, esses valores aumentaram, chegando a 98%, nos sistemas plantados com taboa. Os menores resultados foram obtidos nos sistemas sem plantas, contendo somente solo, os quais apresentaram redução inicial de 78%, caindo para 45% nos ensaios seguintes.

Mannarino *et al.* (2006) apresentaram resultados de 86% de redução de DQO em um *wetland* subsuperficial plantado com gramíneas, em um TDH de 9 dias.

Durante a 4ª fase, as plantas não obtiveram um bom crescimento, portanto seus resultados ficaram abaixo das médias encontradas na literatura, podendo ser equiparados aos resultados dos sistemas contendo somente solo de Campos *et al.* (2002). A importância da associação dos microrganismos do solo com as raízes das plantas para degradação da matéria orgânica é descrita por Brix (1994) e Brix (1987).

3.3.2. Redução de Carga de Nitrogênio Amoniacal

As reduções médias de carga de nitrogênio amoniacal foram de 61%, 67% e 63%, para os *wetlands* 1, 2 e 3, respectivamente. O valor máximo em redução de carga de nitrogênio amoniacal, alcançou o valor de 90% no *wetland* 2. Esses valores estão representados na Figura 28.

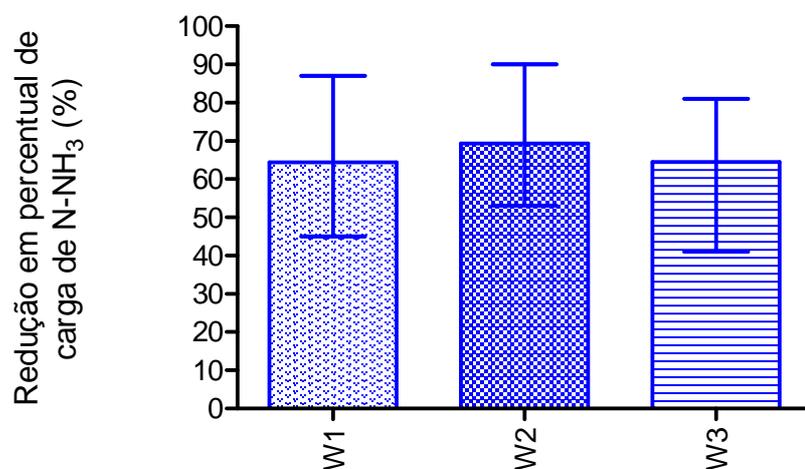


Figura 28 - Reduções percentuais de carga de N-NH₃ nos *wetlands* 1, 2 e 3, durante a fase 4.

Campos *et al.* (2002) utilizando *wetlands* em escala piloto alcançaram reduções de nitrogênio amoniacal maiores do que 95%, em um TDH que variou de 3 a 7 dias.

Mannarino (2003) obteve valores de 89% de redução de nitrogênio amoniacal em *wetland* subsuperficial plantado com gramínea, com um TDH de 9 dias.

3.4. Ensaio Ecotoxicológicos

3.4.1. Resultados dos Ensaio Ecotoxicológicos com o Peixe *Danio rerio*

Antes da montagem dos *wetlands* foram realizados ensaios com o lixiviado bruto e com o efluente do tratamento biológico. Na 3ª fase da pesquisa, foi realizado um ensaio com o afluente (efluente do tratamento biológico) e com os efluentes dos *wetlands* 1, 2 e 3.

Os resultados dos ensaios encontram-se nas Tabelas 11 e 12.

Tabela 11 - 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(%)	UT	CL 50(%)	UT
2,19	62,5	17,52	8
2,23	62,5	17,68	8
2,08	62,5	14,4	8

Tabela 12 - Resultados dos ensaios de toxicidade aguda com o peixe *Danio rerio* (48h), no afluente e efluentes dos *wetlands*, em uma coleta da fase 4.

<i>Danio rerio</i>				
Efluente do Tratamento Biológico	<i>Wetland</i> 1	<i>Wetland</i> 2	<i>Wetland</i> 3	
CL 50(%)	UT	CL 50(%)	UT	CL 50(%)
16,7	8	26,79	4	35,35
			4	4

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

físico-químico e biológico. Os efluentes do tratamento biológico apresentaram os valores de unidade de toxicidade (UT) ≤ 8 . O valor máximo de unidades de toxicidades permitido pela NT-0213.R-4 (INEA, 1990) para descarte de efluentes é 8. O efluente do tratamento biológico, ao ser tratado pelo *wetland*, apresentou redução de toxicidade.

3.4.2. Resultados dos Ensaios Ecotoxicológicos com a Bactéria *Vibrio fischeri*

Foram realizados testes de toxicidade com bactéria *Vibrio fischeri* durante a 2ª e a 3ª fase da pesquisa.

Os resultados dos ensaios encontram-se na Tabela 13. Na Tabela 14 encontram-se os resultados dos ensaios, juntamente com os valores das concentrações de DQO e nitrogênio amoniacal das amostras.

Tabela 13 - 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(%)		
Afluente	<i>Wetland</i> 1	<i>Wetland</i> 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

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) associaram 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. Clémente et al. (1997) atribuíram a redução da toxicidade em lixiviados à bactéria *Vibrio fischeri*, à redução de DQO.

Tabela 14 - Resultados dos ensaios de toxicidade aguda com a bactéria *Vibrio fischeri* (30 min.), nos efluentes dos *wetlands*, nas fases 2 e 3, juntamente com os respectivos valores das concentrações de DQO e N-NH₃.

Afluente ao <i>wetland</i>		
CE (50%)	DQO (mg O ₂ /L)	N-NH ₃ (mg/L)
46,86%	1887,0	383,2
54,87%	2303,0	356,5
53,62%	1275,0	271,8
27,10%	2043,0	359,6
46,23%	1508,6	465,5
54,31%	1727	476,74
38,38%	2236	492,94

No presente trabalho foi realizado um teste de correlação entre os valores de CE50 (%) com os valores de DQO e de nitrogênio amoniacal, do efluente do tratamento biológico, pois estes apresentaram toxicidade. Na Tabela 13 estão representados os valores de CE (50%), juntamente com as concentrações de DQO e nitrogênio amoniacal desses efluentes. Os resultados do teste estatístico estão na Tabela 15.

Tabela 15 - 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-NH₃, menores os valores de CE50(%), para *Vibrio fischeri*. Os efluentes dos *wetlands* 1 e 2 que apresentaram toxicidade, possuem valores de concentração de

N-NH₃ visivelmente maiores do que os outros efluentes, não tóxicos, conforme demonstra a Figura 29.

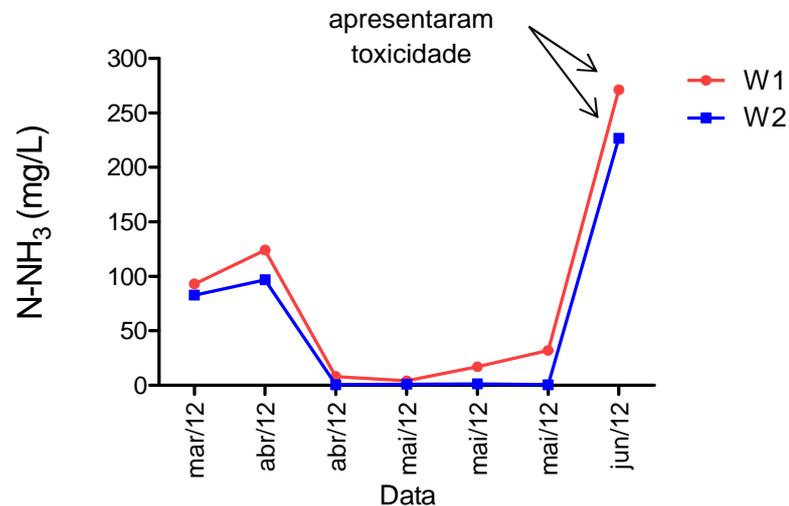


Figura 29 - Concentrações de N-NH₃ dos efluentes dos *wetlands* 1 e 2, nas fases 2 e 3.

3.5. Resultado do Balanço Hídrico

A redução do volume nos *wetlands* se dá pela evaporação solar e pela evapotranspiração realizada pelas plantas. Durante todo o período dos ensaios foram medidos os percentuais de perda de efluente que foram alimentados aos vasos.

Nas fases 1, 2 e 3 do estudo, os sistemas estavam descobertos e vulneráveis ao tempo, contudo em certos períodos de chuva intensa ocorreu um aumento do volume do efluente em função da taxa de evapotranspiração não ultrapassar o volume de água adicionado, conforme ilustrado na Figura 30.

Os percentuais de evaporação se mostraram negativos nas semanas de alta pluviosidade, indicando que ao efluente foi acrescido água da chuva. No entanto, foi possível perceber uma redução no volume do efluente em semanas de intensa pluviosidade. As plantas não só diminuíram o volume do lixiviado, como também absorveram a água da chuva, como ocorreu na 11ª semana de ensaio, que choveu 103 mm, e as taxas percentuais de evaporação foram de 45 e 65%, nos *wetlands* 1 e 2, respectivamente. Durante as 10 semanas que não teve ocorrência de chuva e,

não foi adicionado nenhum volume extra aos vasos, as médias de evaporação ficaram na faixa de 62 e 59%, para os *wetlands* 1 e 2 , respectivamente.

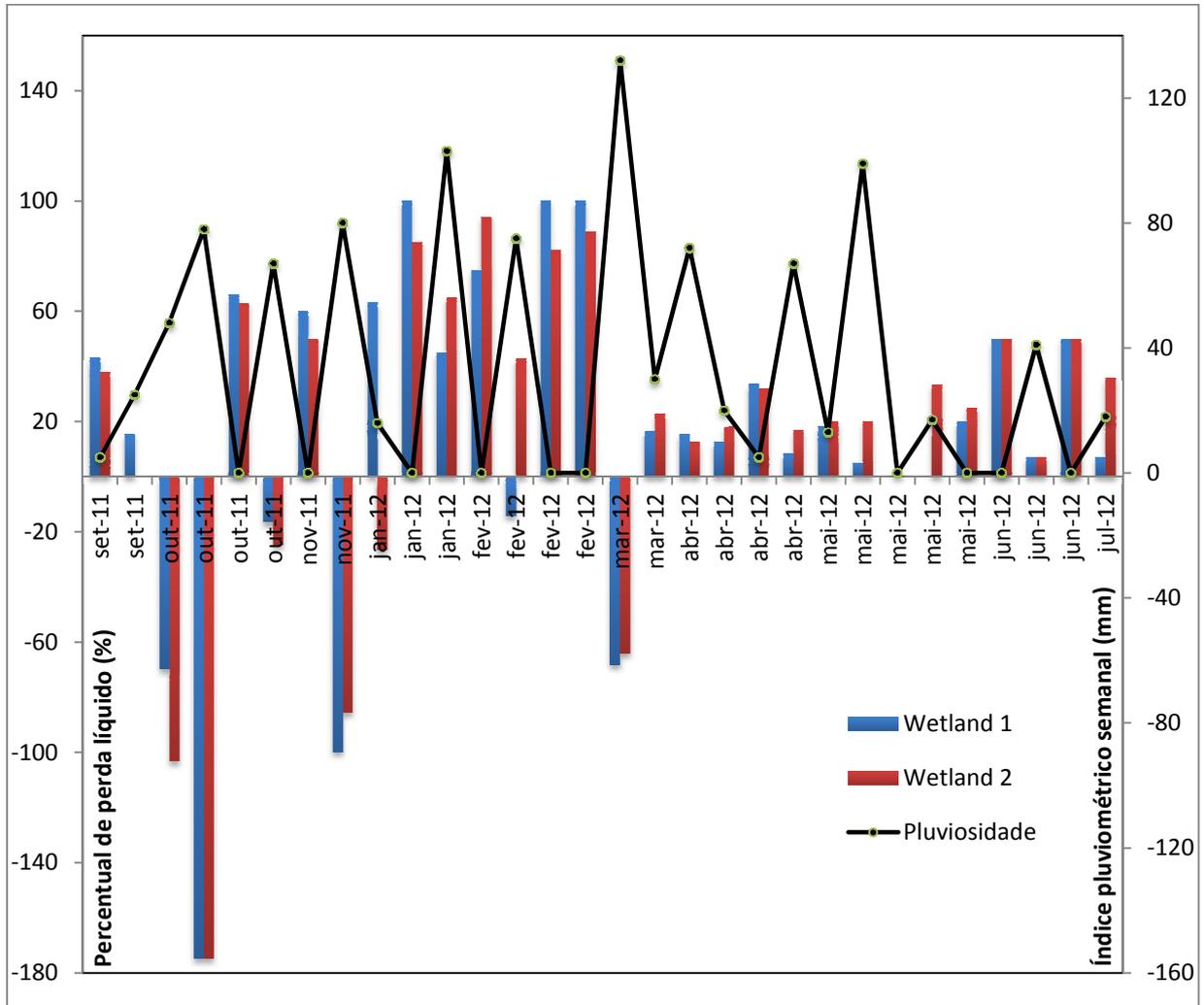


Figura 30 - Valores de evaporação dos *wetlands* 1 e 2 juntamente com o índice pluviométrico local durante as fases 1, 2 e 3.

Na 4ª fase, quando os vasos foram refeitos, foi montada uma cobertura sobre estes a fim de que não houvesse nenhuma interferência da chuva. O ensaio durou 9 semanas, das quais as 5 primeiras foram alimentadas com 12 litros e as 4 finais foram alimentadas com 13 litros, por causa das altas temperaturas e do ressecamento do solo no controle. A Figura 31 ilustra o acompanhamento dessas medidas, representados em termos de taxa diária de perda de líquido (Ld').

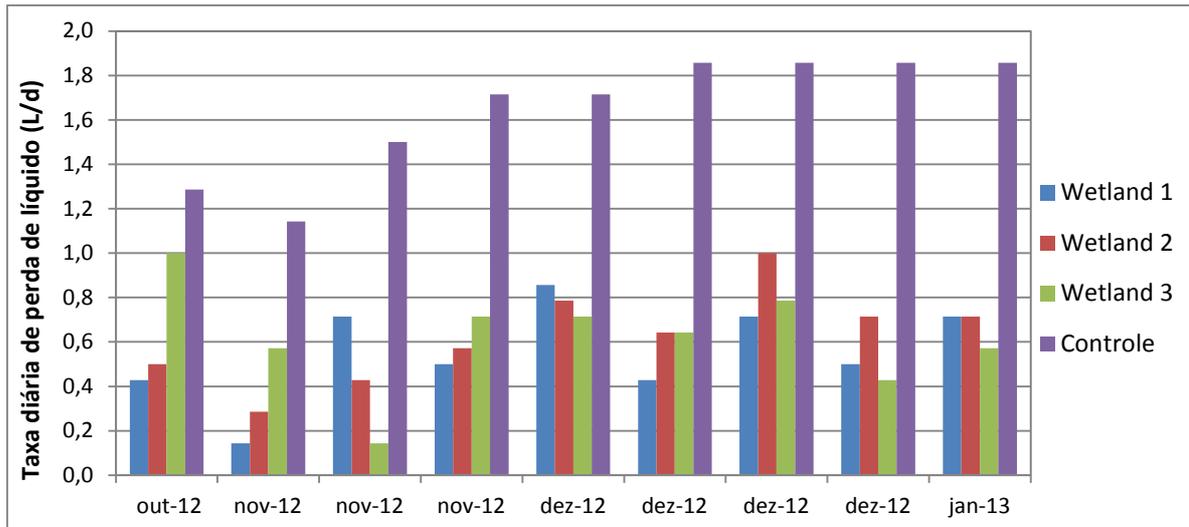


Figura 31 - Acompanhamento da perda líquida diária nos *wetlands* 1, 2, 3 e 4, durante a fase 4.

Pode-se observar que no vaso alimentado com água, o controle, apresentou uma perda de líquido maior do que nos vasos alimentados com lixiviado, chegando a evaporar todo o líquido nas últimas 6 semanas. A taxa diária de perda de líquido do controle teve uma média de $1,64 \text{ Ld}^{-1}$, dentro de uma faixa entre $1,1$ e $1,9 \text{ Ld}^{-1}$. Os valores médios das taxas diárias de perda de líquido dos vasos alimentados com lixiviado foram de $0,56$, $0,63$ e $0,62 \text{ Ld}^{-1}$, para os *wetlands* 1, 2 e 3 respectivamente. No *wetland* 1 esses valores ficaram entre $0,1$ e $0,9$, no *wetland* 2, entre $0,3$ e $1,0$, e no *wetland* 3, entre $0,1$ e $1,0 \text{ Ld}^{-1}$.

Campos et al. (2002) utilizando *wetlands* em escala piloto, em vasos contendo taboa e uma espécie de gramínea típica da região do aterro e mais um vaso contendo somente solo, alimentados em batelada com água ou lixiviado, sob diferentes configurações, com taxas de detenção hidráulica variando entre 3 a 7 dias. A menor taxa de evaporação observada foi no vaso contendo somente solo, alimentado com lixiviado, que obteve uma perda na faixa de $0,2$ a $1,5 \text{ Ld}^{-1}$, enquanto que os maiores valores foram alcançados pelos vasos alimentados com lixiviado contendo taboa, entre $1,3$ a $4,5 \text{ Ld}^{-1}$. Os vasos contendo taboa, alimentados com água, permaneceram na faixa de $1,3$ a $3,5 \text{ Ld}^{-1}$. O estudo aponta para o fato do nível de evapotranspiração do lixiviado ter sido maior que o de água, para todos os tipos de plantas utilizadas, o que foi relacionado ao fato das plantas terem tido um maior crescimento quando comparadas às alimentadas com água.

Na fase 4, as plantas alimentadas com lixiviado não obtiveram um bom desenvolvimento, e começaram a ficar amareladas na sexta semana de monitoramento, portanto sua taxa de evaporação se revelaram similares ao apresentado pelo vaso sem vegetação alimentado com lixiviado no trabalho de Campos *et al.* (2002). O controle, contendo taboa alimentada com água, apesar de ter tido uma boa taxa de evaporação, apresentou resultados bem menores do que as taxas de evaporação apresentadas por Campos *et al.* (2002).

Os percentuais médios de perda de líquido nos sistemas durante as nove semanas de observação foi da ordem de 31, 35, 35 e 92 %, nos *wetlands* 1, 2, 3 e no controle (Figura 32), respectivamente.

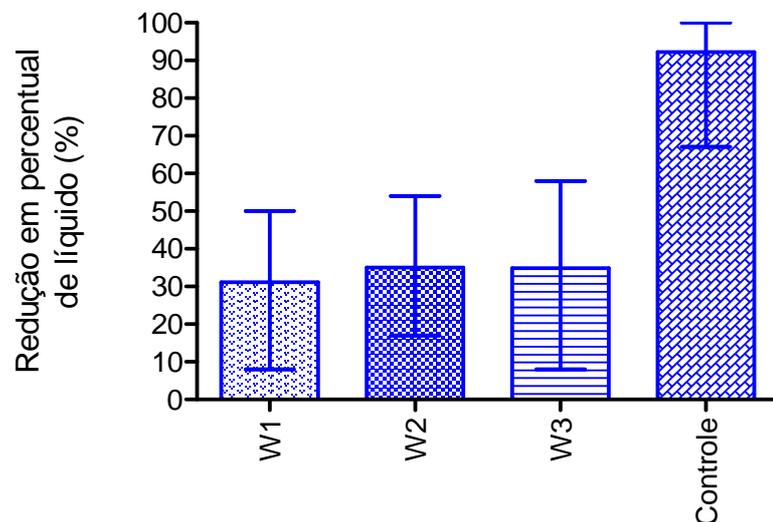


Figura 32 - Valores de redução de líquido em percentual nos *wetlands* 1, 2, 3 e 4 (controle), durante a fase 4.

Kadlec e Zmarthie (2010) pesquisando a eficiência de um *wetland* superficial plantado com taboa, operando com um tempo de detenção hidráulica de 62 dias, obtiveram a maior taxa de evaporação mensal calculada em 27%. Mannarino (2003) apresentou um experimento desenvolvido no Aterro Metropolitano de Gramacho com dois *wetlands* experimentais, um com taboa e outro com gramínea, ambos alimentados com lixiviado após o tratamento biológico por lodos ativados. Os resultados de evaporação do *wetland* plantado com taboa não foram apresentados, pois as plantas tiveram problemas de adaptação. O *wetland* plantado com a gramínea apresentou uma taxa média de evaporação de 80%, sendo que nos meses de verão, de janeiro a março, esses valores alcançaram 90%. Nas fases

iniciais do presente estudo, as taxas de evaporação ficaram na faixa de 60%, alcançando valores de até 100% em algumas semanas. Na fase 4, somente o controle apresentou altas taxas de evaporação, o que pode ser explicado pelo fato das plantas terem crescido melhor com a água do que com o lixiviado.

4. CONCLUSÕES

Os protótipos de *wetlands* implantados no Aterro Metropolitano de Gramacho permitiram a avaliação do potencial deste sistema de tratamento como parte do polimento do efluente do tratamento biológico.

A caracterização do lixiviado bruto e do efluente do tratamento biológico antes da implantação dos *wetlands* permitiu uma avaliação do efluente que seria utilizado na pesquisa, pois a grande variabilidade da composição química dos lixiviados faz com que o tratamento deste efluente seja uma tarefa bastante complexa. O lixiviado do Aterro Metropolitano de Gramacho possui características de um aterro na fase metanogênica, com altas concentrações de nitrogênio amoniacal e matéria orgânica, na forma de DQO. Com essa caracterização inicial também foi possível observar a baixa biodegradabilidade do lixiviado, dada a baixa relação DBO/DQO, revelando uma alta concentração de compostos recalcitrantes.

O lixiviado, antes de ser tratado pelo *wetland*, passou por um tratamento físico-químico e por um tratamento biológico por lodos ativados, tendo seu potencial poluidor diminuído, porém revelando ainda alta carga poluidora, imprópria para descarte. A utilização dos sistemas de *wetlands*, no tratamento do efluente do tratamento biológico, se revelou bastante promissora, pois além de serem sistemas naturais, foram capazes de reduzir as concentrações de nitrogênio amoniacal e matéria orgânica, a um custo operacional potencialmente baixo.

O tratamento dos efluentes nos *wetlands* depende da ação das bactérias presentes no solo, juntamente com a atuação das plantas liberando oxigênio pelas raízes. Este mecanismo é favorecido pela temperatura, o que torna ainda mais viável esse tipo de tratamento em países tropicais, como o Brasil.

A caracterização físico-química de um determinado efluente, não consegue fornecer dados suficientes sobre os efeitos adversos que este efluente causaria na natureza. Contudo, as análises ecotoxicológicas tem se tornado uma ferramenta indispensável para a avaliação e prevenção de riscos ambientais.

Ao longo da pesquisa foram realizados ensaios ecotoxicológicos que se revelaram de grande importância na avaliação da eficiência dos *wetlands*. Os efluentes dos *wetlands* alcançaram os limites estabelecidos pela legislação nos ensaios com o peixe *Danio rerio* e, nos ensaios realizados com a bactéria *Vibrio*

fischeri as amostras não revelaram toxicidade, com exceção da última coleta. Com relação às amostras dessa última coleta, foi encontrada uma correlação da toxicidade à presença de nitrogênio amoniacal, fato este que não pode ser comprovado somente com os dados da pesquisa.

Poucos trabalhos com ensaios ecotoxicológicos feitos em lixiviados são encontrados na literatura, onde a presença de nitrogênio amoniacal e DQO é associada à toxicidade encontrada nos lixiviados.

Os ensaios ecotoxicológicos não foram realizados em todas as amostras coletadas, pois os custos para esses testes são elevados.

É importante ressaltar que, apesar dos resultados aqui obtidos, alguns problemas com relação à adaptação das plantas foram encontrados, portanto ao final da pesquisa, com a diluição do efluente com água, as mudas se desenvolveram bem. Contudo, foi possível perceber que os *wetlands* são uma boa proposta para o polimento de lixiviados, removendo grande parte do nitrogênio amoniacal e matéria orgânica.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, M.L.O.; VILHENA, A. (Coord.). **Lixo Municipal** – Manual de Gerenciamento Integrado. 2ª ed. São Paulo: IPT/CEMPRE, 2000.
- 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.
- AMARAL, M.C.S. **Caracterização de Lixiviados Empregando Parâmetros Coletivos e Identificação de Compostos**. Dissertação - Metrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte:2007.
- APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**, 21 st Ed. American Public Health Association, Washington, D.C. 2005.
- 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
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT) *NBR 15088 Ecotoxicologia aquática – Toxicidade aguda: Método de ensaio com peixes*. Rio de Janeiro. 2004. 19p
- BARR, M.J.; ROBINSON, H.D. Constructed wetlands for landfill leachate treatment. *Waste Management and Research*, v.17, p.498-504, 1999.
- BIAŁOWIEC, A.; DAVIES, L.; ALBUQUERQUE, A.; RANDERSON, P.F. The influence of plants on nitrogen removal from landfill leachate in discontinuous batch shallow constructed wetland with recirculating subsurface. *Ecological Engineering*, v.40, p. 44-52, 2012.
- BOBBERTEEN, S.; NICKERSON, J. Use of Created Cattail (*Typha*) Wetlands in Mitigation Strategies. *Environmental Management*, v.15, p.785-795, 1991.

BRAGA,B.; HESPANHOL,I.; CONEJO,J.G.L.; BARROS,M.T.L.; SPENCER,M.; PORTO,M.; NUCCI,N.; JULIANO,N.; EIGER,S. **Introdução à Engenharia Ambiental**. 2 ed. São Paulo: Prentice Hall, 2005.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. Resolução nº430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Diário Oficial [da União], Brasília, 16 de maio de 2011.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. Resolução nº357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial [da União], Brasília, 18 de março de 2005.

BRIX,H. Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Wat. Sci. Tech.* v.29 (4), p. 71-78, 1994.

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.

BRIX,H. Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants – the root-zone method. *Wat.Sci. Tech.*v.19,p.107-118, 1987.

BULC,T. VRHOVŠEK,D.; KUKANJA,V. The use of constructed wetland for landfill leachate treatment. *Wat.Sci.Tech.*, v.35(5), p.301-306, 1997.

BULC,T.G. Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment. *Ecological Engineering*, v.26, p.365-374, 2006.

BYRNE,M.; OAKES,D.J.; POLLAK,J.K.; LAGINESTRA,E. Toxicity of landfill leachate to sea urchin development with a focus on ammonia. *Cell Biol Toxicol*, v.24, p.503-512, 2008.

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.

CARRERA,J.; JUBANY,I; CARVALHO,L.; CHAMY,R, LAFUENTE,J. Kinetic models for nitrification inhibition by ammonium and nitrite in a suspended and an immobilized biomass systems. *Process Biochem.* v.39, p.1159-1165, 2004.

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.

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.

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.

CLARKE,E.; BALDWIN.A.H. Responses of wetlands plants to ammonia and water level. *Ecological Engineering*, v. 18, p.257-264, 2002.

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.

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.

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.

COLEMAN,J.; HENCH,K.; GARGUTT,K.; SEXSTONE,A.; BISSONNETTE,G.; SKOUSEN,J. Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed wetlands. *Water, Air and Soil Pollution*, v.128, p.283-295, 2001.

COOPER,P.F.; JOB,G.D.; GREEN,M.B.; SHUTES,R.B. Reed beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. Swindon: WRc plc, 184 p, 1996 apud 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.

CHRISTENSEN,T.H.; KJELDSEN,P.;BJERG,P.L.; JENSEN,D.L.; CHRISTENSEN, J.B.; Baun,A.; ALBRECHTSEN,H.J.; Heron, G. Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied geochemistry*, v.16, n.7, p.659-718, 2001.

DAVE,G.; NILSSON,E. Increased reproductive toxicity of landfill leachate after degradation was caused by nitrite. *Aquatic Toxicology*, v.73, p.11-30, 2005.

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.

DEZOTTI,M.; VALENTIM,A.C.S. Ensaio de Toxicidade. In: **Processos e Técnicas para o Controle Ambiental de Afluentes Líquidos**. Cord.: Márcia Dezotti, Rio de Janeiro, Editora E-papers, p.21-51, 2008.

ECKENFELDER,W.W.; FORD, D.L.; ENGLAND, A.J. **Industrial Waste Quality**. 4 ed. McGraw-Hill, 2009.

ESTEVEZ,F.A. **Fundamentos de Limnologia**. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FAULWETTER,J.L. et al. Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review. *Ecological Engineering*, v.35, p.987-1004, 2009.

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.

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.

GIORDANO,G.; FERREIRA,J.A.; PIRES,J.C.A.; RITTER,E.; CAMPOS,J.C.; ROSSO, T.C.A. Tratamento do Chorume do Aterro Metropolitano de Gramacho –Rio de Janeiro – Brasil. In: XXVIII CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, 2002, Cancún, México. Anais do XXVIII CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL.

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.

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.

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.

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.

JEMEC,A.; TIŠLER,T.; ŽGAJNAR-GOTVAJN,A. Assessment of Landfill Leachate Toxicity Reduction After Biological Treatment. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, v.62, p.210-221, 2012.

KADLEC,R.H; ZMARTHIE,L.A. Wetland treatment of leachate from a closed landfill. *Ecological Engineering.* v.36, p.946-957. 2010.

KADLEC,R.H. Comparison of free water and horizontal subsurface treatment wetlands. *Ecological Engineering*. v.35, p.159-174. 2009.

KADLEC,R.H.; WALLACE, S.D. **Treatment Wetlands**. 2 ed.; CRC Press: Boca Raton, Florida, 2008.

KADLEC,R.H. Constructed Wetlands for Treating Landfill Leachate. In: **Constructed Wetlands for the Treatment of Landfill Leachates**. MULAMOOTTIL, George; MC BEAN, Edward A.; ROVERS, Frank (Org.). Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 1998, p. 17- 32.

KNIE,J.L.W.; LOPES,E.W.B. Testes ecotoxicológicos: métodos, técnicas e aplicações – Florianópolis: FATMA/GTZ, 2004. 289 p.

KNIE, J. Proteção ambiental com testes ecotoxicológicos. Experiências com a análise das águas e dos efluentes no Brasil. 1998.

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.

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.

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.

LIMA,J.D. **Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil**. 1 ed. João Pessoa: José Dantas de Lima, 2001.

LOPES,D.M. et al. Tratamento Biológico de Lixiviado com Remoção de Nitrogênio: Sistemas de Lodos Ativados. In: **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras/** Luciana Paulo Gomes (coordenadora). Rio de Janeiro: ABES, 2009.

LUEDERITZ,V.; ECKERT,E.; LANGE-WEBER,M.; LANGE,A.; GERSBERG,R.M. Nutrient removal efficiency and resource economics of vertical flow and horizontal flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*. v. 18, p.157-171. 2001.

MAEHLUM,T. Wetlands for Treatment of Landfill Leachates in Cold Climates. In: **Constructed Wetlands for the Treatment of Landfill Leachates**. MULAMOOTTIL, George; MC BEAN, Edward A.; ROVERS, Frank (Org.). Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 1998, p. 33-46.

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.

MANNARINO,C.F.; FERREIRA,J.A.; CAMPOS,J.C.; RITTER,E. Wetlands para tratamento de lixiviados de aterros sanitários: experiências no aterro sanitário de Piraí e no aterro metropolitano de Gramacho (RJ); Landfill leachate treatment using wetlands: experiences in Piraí municipality solid waste landfill and Gramacho metropolitan solid waste landfill. *Eng. sanit. Ambiente*, v. 11 (2), p. 108-112, 2006.

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.

MITSCH,W.J.; GOSELINK,J.G. **Wetlands**. 4 ed. Van Nostrand Reinhold, New York, 2000.

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.

MORAVIA, W.G. **Estudos de caracterização, tratabilidade e condicionamento de lixiviados visando tratamento por lagoas**.Dissertação (Mestrado em Saneamento,

Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais (EE/UFMG), Belo Horizonte, 2007.

NASCIMENTO,V.B. Análise da Remediação Ambiental do Aterro Metropolitano de Gramacho. Dissertação de Mestrado - Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz. Rio de Janeiro: 2002.

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.

OSADA,T.; NEMOTO,K.; NAKANISHI,H.; HATANO,A.; SHOJI,R.; NARUOKA,T.; YAMADA,M. Analysis of Ammonia Toxicity in Landfill Leachates. *ISNR Toxicology*, v.2011, 2011.

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.

PIRES,J.C.A. Projeto de Tratamento do Chorume Produzido no Aterro Metropolitano de Gramacho Através de “Wetland”. Dissertação de Mestrado - Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: 2002.

PIVELI, R. P.; KATO, M. T. Fundamentos de química coloidal e de eletroquímica aplicados aos estudos de controle da qualidade das águas. In: **Qualidade das Águas e Poluição**: Aspectos Físico-Químicos. São Paulo: ABES, 2005. p.75-94.

REINHART,D.R.; GROSH,C.J. **Analysis of FloridaMSW landfill leachate quality**. University of Central Florida, 1998. apud 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.

RENOU,S.; GIVAUDAN,J.G.; POULAIN,S.; DIRASSOUYAN,F.; MOULIN,P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*. v.150, p.468-493, 2008.

RUSTIGE,H.; NOLDE,E. Nitrogen elimination from landfill leachates using an extra carbon source in subsurface flow constructed wetlands. 10th *International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, v.1, p.229-240, 2006.

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.

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.

SISSINO,C.L.S.; OLIVEIRA,R.M. Impacto Ambiental dos Grandes Depósitos de Resíduos Urbanos e Industriais. In: **Resíduos Sólidos, Ambiente e Saúde** – uma visão multidisciplinar. SISSINO, Cristina Lucia Silveira; OLIVEIRA, Rosália Maria de (Org). Rio de Janeiro: Editora FIOCRUZ, 2000. p.59-78.

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.

SOUSA,J.T.; HAANDEL, A.V.; LIMA,E.P.C.; HENRIQUE,I.N. Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. *Eng. sanit. ambient.*, v.9(4), p.285-290, 2004.

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.

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.

TCHOBANOGLIOUS,G.; THEISEN,H.; VIGIL,S.A. **Integrated Solid Waste Management** – Engineering Principles and Management Issues. New York: McGraw-Hill. 1993.

VON SPERLING,M. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – **Volume 1: Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 1996.

VYZAMAL,J. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Water*, v.2, p.530-549, 2010.

VYZAMAL,J; KRÖPFELOVÁ,L. Removal of organics in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: A review of the field experience. *Science of the Total Environment*, v.407, p.3911-3922, 2009.

WONG,M.H. Toxicity Test of Landfill Leachate Using *Sarotherodon mossambicus* (Freshwater Fish). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v.17, p.149-156, 1989.

YALCUK,A.; UGURLU,A. Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment. *Bioresource Technology*. v.100, p. 2521-2526, 2009.

ZAGATTO,P.A.; BERTOLETTI,E. **Ecotoxicologia Aquática: Princípios e Aplicações**, São Carlos: Rima, 2008.

ANEXOS

ANEXO A

Caracterização do lixiviados bruto e do efluente do tratamento biológico feita antes da montagem dos *wetlands*.

Data Coleta	DQO (mg O ₂ /L)	COD (mg O ₂ /L)	N-NH ₃ (mg/L)	Nitrato (mg NO ₃ ⁻ /L)	DBO (mg O ₂ /L)	Fósforo (mg P/L)	Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)
Lixiviado Bruto							
ago-11	3387,0	829,1	2017,2		482,4	4,4	9353,0
set-11	3401,5	1237,0	2012,2		283,5	15,4	9276,0
set-11	4031,0	1134,0	1749,0		146,0	4,7	8848,0
out-11	3810,5	1125,0	1788,4		158,2	7,9	8575,0
out-11	3271,5	843,6	1561,3		49,6	8,7	7650,0
jan-12	2487,0	913,4	1320,4			2,9	5875,0
fev-12	2926,0	1150,0	1270,7			8,6	6903,8
mar-12	2745,0	660,0	1742,9	12,0		14,2	8085,0
abr-12	2248,0	544,3	1428,2	15,7		3,7	7271,3
mai-12	2569,6	1467,0	1777,7	2,5		9,2	8074,5

Efluente do Tratamento Biológico							
ago-11	1844,0	554,5	153,2		117,9		446,0
set-11	1785,0	494,6	156,7		24,1		1170,0
set-11	2115,0	580,3	118,6		57,0		265,0
out-11	1546,0	531,8			6,4		136,0
out-11	1285,5	398,4			65,0		1361,0
jan-12	1454,0	376,1	239,0				175,0
fev-12	984,5	280,8	208,9				26,3
mar-12	1633,0	353,5	383,2	708,9			315,0
abr-12	1275,0	341,0	271,8	511,8			
mai-12	1508,6	450,6	457,2	465,5			504,0

ANEXO B

Resultados da caracterização do efluente do tratamento biológico e dos efluentes dos *wetlands*, nas fases 1, 2 e 3.

	DQO (mg O ₂ /L)				COD (mg O ₂ /L)			
	Ent	W1	W2	W3	Ent	W 1	W2	W3
Fase 1	1727,5	1026,5	1815,5		580,3	321,6	366,9	
	1773,5	878,5	807,5		519,5	304,2	324,3	
	1547,5	661,5	864,5		531,8	183,4	208,6	
	1621,0	400,2	648,9		470,6	196,7	252,4	
	1426,5	803,1	909,2		398,4	393,7	377,6	
	1237,5	1193,0	1318,5		509,4	235,6	252,6	
	1522,5	1213,0	1497,0		423,8	307,2	340,9	
	1874,0	1618,5	666,5		436,9	181,7	117,7	
	1567,0	682,5	692,5		397,3	235,5	246,1	
	1247		910		376,1		329,9	
	1080,0	600,5	1194		291,0	278,1	314,2	
	1305,0	984,5	933		280,8	242,6	233	
	1215,0	716,5	978,5		363	218	300,5	
	1373,3		963,2		390,8		327,5	
	1414,0		1080,0		410,7		269,3	

Fase 2	1887	831,8	847,3		353,5	215,2	197,8	
	2303	1206,0	1084		405,8	303,3	301,1	
	1275	990,0	1025,0		341,0	299,2	337,1	
	2043	1020,5	1011,5		363,3	247,2	261,5	
	1508,6	1039,6	1097,5		450,6	301,8	304,8	
	1727	1016,5	989,6		320,7	316,8	309,6	

Fase 3	2236	1279,0	1304,6		335,9	255,2	284,8	
	2078	1722,7	1670,7		318	304,0	316	

Fase 4	1553	1180	1083	1074				
	1477	1273	1089	1117				
	1453	1388	1173	950				
	1715	1264	1185	1286				
	1508	1152	1098	1248				
	1771	1314	1206	1342				
	1214	1510	1374	1206				
	1665	1424	1474	1292				

	N-NH ₃ (mg L ⁻¹)				Nitrato (mg NO ₃ ⁻ L ⁻¹)			
	Ent	W1	W2	W3	Ent	W1	W2	W3
Fase 1	118,7	56,1	76,2					
	103,1	66,4	31,9					
	37,7	36,8	20,2					
	26,0	1,2	1,0					
	119,8	2,3	10,3					
	117,9	1,8	0,5					
	196,1	2	1,5		513	29	138	
	238,9		13,8		586		279	
	252,8	5	19,2		656	199	382	
	208,9	1	53,0		886	320	485	
	300,2	3	63,0		960	372	573	
	356,8		74,3		914		608	
	389,0		38,4		907		709	

Fase 2	383,17	92,7	82,78		709	232	271	709
	356,52	124,3	96,92		515	324	322	515
	271,8	7,6	0,5		511,8	321	324,7	511,8
	359,6	4,2	1,0		513,8	333	368,7	513,8
	457,23	17,1	1,32		465,5	249	306,6	465,5
	476,74	31,67	0,6		797	313	331,37	797

Fase 3	492,9	271	226,6		539,01	345	293,2	539,01
	487,5	411	359,8					

Fase 4	1570	1114	131	137	330	423	458	466
	1755	1193	106	129	581	537	409	420
	2021	862	120	125	507	550	442	450
	2344	905	54	121	550	476	396	488
	2064	1220	201	92	559	494	423	602
	2560	1409	189	228	390	444	393	575
	2390	1351	82	56	454	72	217	202
	2515	1346	23	90	256	270	285	248
	2700	1645	20	38	253	436	477	424

	Alcalinidade (mg CaCO ₃ L ⁻¹)				pH			
	Ent	W1	W2	W3	Ent	W1	W2	W3
Fase 1					7,0	6,0	7,0	
					6,0	7,0	7,0	
					7,0	8,0	8,0	
					8,0	7,0	7,0	
					8,0	8,0	8,0	
					5,0	7,0	7,0	
					7,0	7,0	7,0	
					7,0	7,0	7,0	
					7,0		7,0	
					6,0	7,0	7,0	
					6,0	7,0	7,0	
					5,0	7,0	7,0	
					5,0		7,0	
					6,0		7,0	

Fase 2					7,5	7,0	7,0	
					8,0	8,0	8,0	
					8,0	8,0	8,0	
					8,5	8,0	7,5	
					8,5	8,0	8,0	
					7	7,5	7,5	

Fase 3					6,96	6,2	6,5	
					7	6,6	6,5	

Fase 4	200	263	289	283	7	7	7	7
	157	315	289	394	7	7	7	7
					6	7	7	7
	703	468	504	364	6	8	8	7
	108	289	315	446	6	7,5	7,5	8
	131	158	223	315	7	7	7	7
	263	236	341	656	8	7,4	7,5	8
	118	236	223	525	7	7,5	7,5	8
	80	210	262	604	6,5	8	8	8,5